

UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL

INSTITUTO DE PESQUISAS HIDRÁULICAS

**MODELAGEM MATEMÁTICA DA QUALIDADE DA ÁGUA EM GRANDES
BACIAS: SISTEMA TAQUARI-ANTAS - RS**

DANTE GAMA LARENTIS

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

Orientador: Dr. Carlos Eduardo Morelli Tucci

Co-orientador: Dr. Walter Collischonn

Banca examinadora

Prof. Dr. André Luiz Lopes da Silveira	UFRGS
Prof. Dr. Antônio Domingues Benetti	UFRGS
Prof ^a . Dr ^a . Monica Ferreira do Amaral Porto	USP

Porto Alegre, Abril de 2004.

APRESENTAÇÃO

Este trabalho foi desenvolvido no Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental do Instituto de Pesquisas Hidráulicas da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, sob a orientação do Prof Carlos Eduardo Morelli Tucci e co-orientação do Prof. Walter Collischonn.

Agradeço inicialmente às instituições UFRGS e IPH, pela infraestrutura e apoio a mim disponibilizados e por proporcionarem um profícuo ambiente de pesquisa tão importante para o desenvolvimento e soberania de nosso país.

Pelos mesmos motivos devo meus agradecimentos à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), que financiou meus estudos ao longo deste curso.

Agradeço aos meus orientadores nesta pesquisa, pessoas de grande clareza de idéias. Ao Prof. Tucci, por me apresentar e conduzir por um tema tão interessante e, de certa forma oportuno, que é a modelagem da qualidade da água, e ao Walter, responsável pela orientação operacional da minha pesquisa, por todo o apoio, paciência e estímulo transmitidos.

À FEPAM, nas pessoas dos eng^{os}. Maria Salete Cobalchini e Enio Leite pela disponibilização de dados indispensáveis para o desenvolvimento deste trabalho.

A todos os colegas e amigos que contribuíram de alguma forma com o desenvolvimento desta pesquisa, mesmo aos que não saibam o quão importante esta ajuda tenha sido para mim.

À minha família, base de minhas realizações, em especial aos meus pais Dante Paulo e Lygia Beatriz, que sempre me motivaram a manter o contato com o meio acadêmico.

Aos colegas da sala de projeto, Daniel, Ruti, Ivanildo, Benedito, do saneamento, Ane Emília e Jean, do planejamento, Pante e Elba, ao pessoal da adega (Potiribu), Nilson e Joana e ao Sidnei, por toda a ajuda dispensada, ao Fernando pelo desenho (figura 2.3), a Andrelina e a Andréa (na época da ANA) pelo envio de dados, ao Prof. André Silveira, pela freqüente colaboração à minha formação e a Prof. Monica Porto, por atender prontamente às minhas dúvidas via *e-mail*.

À antiga Cauduro, Bueno, LG, Adriano e Márcio, pelas dicas, conselhos e discussões.

Ao amigo Diego, maior incentivador do meu ingresso no Programa de Pós.

À Laura, hoje Laurinha, com quem aprendo mais a cada dia, e a quem sou muito grato por todo apoio e compreensão que me ajudaram a superar boa parte das adversidades encontradas no transcorrer do último ano.

Por fim, agradeço a todos que, ao longo de nosso relacionamento profissional, fizeram mais do que suas simples obrigações.

RESUMO

Os impactos sobre o meio ambiente, associados ao desenvolvimento de atividades pelo homem em uma bacia hidrográfica, estão fortemente inter-relacionados e têm, a cada dia, se tornado mais evidentes. Esta idéia motiva a concepção de uma gestão integrada dos recursos naturais em várias partes do mundo, inclusive em países em desenvolvimento como o Brasil.

Modelos matemáticos de qualidade de água podem ser ferramentas úteis para a tomada de decisão no apoio à gestão de bacias hidrográficas. O planejamento e gestão dos recursos hídricos em um país de grande porte como o Brasil envolve, geralmente, bacias extensas, com um vasto conjunto de elementos naturais e antrópicos. Um modelo de qualidade de água deve permitir a representação da variabilidade espacial da região e, desta forma, a consideração de fontes difusas juntamente com fontes pontuais de poluição.

O presente estudo analisou o impacto do desenvolvimento sobre a qualidade da água em uma bacia de grande extensão (bacia do rio Taquari-Antas, RS, com 26.500 km²), considerando a alternativa de aproveitamento hidrelétrico definida no inventário da bacia. Utilizou-se um modelo distribuído de simulação hidrológica e de qualidade de água aplicável principalmente a grandes bacias (> 1.000 km²), o IPH-MGBq. Este modelo, desenvolvido no IPH, foi ajustado aos dados diários observados de vazão, no seu módulo de quantidade, e de concentração de OD, DBO, nitrogênio e fósforo totais e coliformes fecais, obtidos de coletas trimestrais, no módulo de qualidade. O modelo permite a análise temporal das condições hidrológicas e de qualidade da água de toda a bacia, discretizada por células, com trechos de rios e reservatórios. O modelo apresentou bom desempenho quanto à quantidade (vazões) e quanto aos perfis de concentração dos parâmetros de qualidade de água ao longo do Taquari-Antas, principalmente em termos de valores médios. Foi realizada uma análise de incertezas de alguns parâmetros e variáveis de entrada do modelo com relação à inerente incerteza existente na definição destes elementos. Esta metodologia demonstrou ser uma alternativa adequada à aplicação de modelos distribuídos de qualidade de água em bacias sem dados, sendo que os erros cometidos pelo modelo, em relação aos valores de concentração observados, foram aceitáveis para uma confiança de 95%.

A simulação de alguns cenários de desenvolvimento na bacia do Taquari-Antas evidenciou a importância da avaliação conjunta de todos os elementos da bacia (fontes pontuais e difusas de poluição e da implantação de reservatórios) sobre a qualidade de suas águas. O IPH-MGBq mostrou ser uma ferramenta útil para a simulação de cenários de desenvolvimento em grandes bacias como base para a tomada de decisão na gestão dos recursos hídricos.

ABSTRACT

Environmental impacts due to human activities in a watershed are strongly interrelated. This idea directs to a worldwide natural resources integrated management conception, including developing countries such as Brazil.

Water quality mathematical models can be useful tools for decision-making support on watersheds management. Water resources planning and management in a large country like Brazil involves, generally, extensive watersheds with a vast set of natural and human-made elements. A water quality model must represent the regional space variability, and thus, the consideration of both point and nonpoint sources of pollution.

The present study analyzed the impact on water quality of a large river basin (Taquari-Antas watershed, RS, with 26.500 km²) due to its development, considering the hydroelectric power exploitation alternative defined in the river basin inventory. The IPH-MGBq, a hydrological and quality simulation distributed model, better applicable on large basins (>1,000 km²) was applied. The model, developed in the IPH, was calibrated with basis on observed daily outflow data, in the quantity module, and concentration of OD, DBO, totals nitrogen and phosphorus and fecal coliforms, obtained by trimestrial collections, in the quality module. The model allows analysis on the hydrological and water quality conditions in the watershed, which has a cells discretization, containing stream reaches and reservoirs. The model presented a good performance in terms of quantities (outflows) as much as the concentration profiles of the water quality parameters along the Taquari-Antas river, mainly in terms of average values. It was developed an uncertainties analysis of some model parameters and input variables regarding to the inherent existing uncertainty in the definition of these elements. This methodology revealed to be an adequate alternative to the application of quality water distributed models in ungaged basins, once the errors committed by the model regarding to the observed concentration values had been acceptable for a 95% confidence.

The simulation of some development scenarios in the Taquari-Antas river basin evidenced the importance of the joint evaluation of all elements (point and nonpoint pollution sources and the reservoirs implantation) on the watershed water quality. The IPH-MGBq showed to be a useful tool for the development scenarios simulation in large basins as a basis for the decision-making in water resources management.

ÍNDICE

APRESENTAÇÃO.....	II
RESUMO	III
ABSTRACT	IV
ÍNDICE.....	V
LISTA DE FIGURAS	VII
LISTA DE TABELAS	XI
LISTA DE SÍMBOLOS	XIII
LISTA DE SIGLAS	XVII
1 INTRODUÇÃO.....	1
1.1 JUSTIFICATIVA	1
1.2 OBJETIVOS	2
2 QUALIDADE DA ÁGUA	3
2.1 PROCESSOS E FATORES DETERMINANTES NA QUALIDADE DA ÁGUA DOS SISTEMAS HÍDRICOS	3
2.2 VARIÁVEIS DE QUALIDADE DE ÁGUA.....	7
2.2.1 <i>Características</i>	7
2.2.2 <i>Uso dos parâmetros em estudos de qualidade de água</i>	9
2.3 FONTES DE POLUIÇÃO	10
2.3.1 <i>Cargas poluentes de origens pontual e não pontual</i>	12
2.3.2 <i>Alterações físicas sobre a bacia</i>	16
3 MODELAGEM DA QUALIDADE DE AGUA NO PLANEJAMENTO DA BACIA ...	20
3.1 PLANEJAMENTO INTEGRADO DA BACIA HIDROGRÁFICA.....	20
3.1.1 <i>Modelos matemáticos como ferramenta de apoio ao planejamento</i>	20
3.2 MODELOS DISTRIBUÍDOS DE QUALIDADE DE ÁGUA	23
3.3 ESTIMATIVA DE CARGAS POLUIDORAS E TRANSPORTE ATÉ A REDE DE DRENAGEM	28
3.3.1 <i>Cargas Pontuais</i>	28
3.3.2 <i>Cargas difusas</i>	29
3.4 TRANSPORTE DOS POLUENTES NA REDE DE DRENAGEM PRINCIPAL	32
3.4.1 <i>Rio</i>	32
3.4.2 <i>Reservatório</i>	36
4 MODELO DISTRIBUÍDO DE QUALIDADE DE ÁGUA.....	41
4.1 ESTRUTURA DO MODELO.....	41
4.2 MÓDULO DE QUANTIDADE.....	41
4.2.1 <i>Bacia hidrográfica</i>	43

4.2.2	<i>Rio</i>	51
4.2.3	<i>Reservatório</i>	52
4.3	MÓDULO DE QUALIDADE	55
4.3.1	<i>Bacia hidrográfica</i>	55
4.3.2	<i>Rio</i>	58
4.3.3	<i>Reservatório</i>	61
4.4	ANÁLISE DE INCERTEZAS	63
5	SIMULAÇÃO DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO TAQUARI-ANTAS.....	66
5.1	O SISTEMA TAQUARI-ANTAS	66
5.1.1	<i>Descrição geral</i>	66
5.1.2	<i>Dados disponíveis</i>	67
5.1.3	<i>Potencial poluidor na bacia</i>	73
5.1.4	<i>Discretização da bacia</i>	79
5.1.5	<i>Modelo de cargas</i>	80
5.2	AJUSTE E VERIFICAÇÃO DO MODELO	84
5.2.1	<i>Ajuste e verificação do modelo hidrológico</i>	85
5.2.2	<i>Ajuste do modelo de qualidade</i>	87
5.3	ANÁLISE DE INCERTEZAS	100
5.3.1	<i>Seleção das principais (mais sensíveis) fontes de incertezas</i>	101
5.3.2	<i>Geração de n números aleatórios para cada variável</i>	108
5.3.3	<i>Simulações e análise dos valores esperados e intervalos de confiança</i>	109
5.4	CENÁRIOS DE DESENVOLVIMENTO	114
5.4.1	<i>Definição dos cenários</i>	115
5.4.2	<i>Simulação dos cenários</i>	122
6	CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES	133
6.1	CONCLUSÕES	133
6.2	RECOMENDAÇÕES.....	136
	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	138
	ANEXO A	145
	ANEXO B	148
	ANEXO C	151
	ANEXO D	153

LISTA DE FIGURAS

Figura 2.1 Perfil esquemático da concentração de (a) matéria orgânica, (b) bactérias decompositoras e (c) oxigênio dissolvido ao longo do percurso no curso d'água. Delimitação das zonas de autodepuração. (Fonte: Von Sperling, 1995).....	5
Figura 2.2 Dinâmica de estratificação e mistura de lagos. Perfis de um lago (a) em condições de estratificação e (b) de inversão térmica (mistura completa). (Fonte: Von Sperling, 1995).....	7
Figura 2.3 Inter-relação entre atividades potencialmente poluidoras em uma bacia hidrográfica.....	11
Figura 3.1 Etapas no planejamento de empreendimentos e respectivas licenças (Muller, 1996).	22
Figura 3.2 Representação espacial da bacia hidrográfica de forma (a) concentrada e discretizada (b) em sub-bacia e (c) em células.....	23
Figura 3.3 Resolução do modelo hidrológico frente a resolução de informações disponíveis sobre a bacia hidrográfica. (Fonte: Collischonn, 2001).....	24
Figura 3.4 Esquema simplificado do sistema BASINS (adaptado de EPA, 2004a).....	25
Figura 3.5 Esquema de utilização do volume de reservatórios adotado pelo SWAT (Neitsch <i>et al</i> , 2001).....	39
Figura 4.1 Esquema geral da estrutura do IPH-MGBq.	42
Figura 4.2 (a) Subdivisão de uma bacia em células ligadas por linhas que representam a rede de drenagem e (b) da célula em n blocos, de acordo com o uso do solo. (Fonte: Collischonn, 2001)	43
Figura 4.3 Esquema do balanço de água vertical na camada de solo. (Fonte: Collischonn, 2001).....	44
Figura 4.4 Esquema dos reservatórios para uma célula com dois blocos. (Fonte: Collischonn, 2001).....	50
Figura 4.5 (a) Tipos de células e esquema de células com reservatórios e (b) propagação de volumes na célula.	52
Figura 4.6 Esquema de regra de operação de reservatórios genérica adotada pelo modelo.....	53
Figura 4.7 Esquema de geração de cargas a partir do balanço de água no solo.....	57
Figura 4.8 Esquema de discretização da equação de transporte de massa.	60
Figura 4.9 Valores de determinado parâmetro obtidos com o ajuste do modelo sugerindo uma distribuição (a) Normal e (b) Uniforme.....	64

Figura 4.10 Valores esperados de concentração no tempo e no espaço para um número n de simulações.	65
Figura 5.1 Situação e localização da bacia hidrográfica do rio Taquari-Antas.	66
Figura 5.2 Distribuição dos postos pluviométricos na bacia.	69
Figura 5.3 Distribuição das estações climatológicas na bacia.	69
Figura 5.4 Localização dos postos de qualidade de água na bacia.	71
Figura 5.5 Concentrações no posto TA077, jusante de Estrela e Lajeado.	72
Figura 5.6 Concentrações médias de OD em cada posto (TA) de 1993 a 2002.	73
Figura 5.7 Localização dos principais rios e centros urbanos da bacia do Taquari-Antas.	74
Figura 5.8 Localização das UHE's inventariadas pela CEEE (1993) na bacia.	77
Figura 5.9 Mapa de uso do solo da bacia do Taquari-Antas.	78
Figura 5.10 Discretização e rede de drenagem artificial da bacia do Taquari-Antas.	79
Figura 5.11 Principais indústrias com potencial poluidor na bacia.	81
Figura 5.12 Classificação das células por número de habitantes.	81
Figura 5.13 Esquema de principais entrada de cargas pontuais no Taquari-Antas.	83
Figura 5.14 Hidrogramas calculados e observados e vazões estimadas (em função da área de drenagem) na seção do posto Muçum (86510000), de janeiro de 1993 a dezembro de 1997.	87
Figura 5.15 Ajuste dos coliformes fecais no TA 004 (foz do Taquari).	89
Figura 5.16 Ajuste dos coliformes fecais no TA 275 (Nova Roma do Sul/Nova Pádua).	89
Figura 5.17. Ajuste dos fosfatos totais no TA 004 (foz do Taquari).	90
Figura 5.18 Ajuste dos fosfatos totais no TA 125 (Roca Sales/Encantado).	90
Figura 5.19 Ajuste do oxigênio dissolvido no TA 004 (foz do Taquari).	91
Figura 5.20 Ajuste do oxigênio dissolvido no TA 451 (Bom Jesus).	91
Figura 5.21. Relações entre vazão e concentração calculadas de (a) DBO e (b) de fósforo total no TA 004.	93
Figura 5.22 Relação entre picos de vazão, DBO e fósforo total e mínimas de OD no TA 004.	94
Figura 5.23 Concentrações de DBO e vazões no TA 044.	95
Figura 5.24 Representação do fenômeno de autodepuração na seção do TA 004 pelo IPH-MGBq.	96
Figura 5.25 Valores médio, máximos e mínimos de concentração de nitrogênio total ao longo do curso do Taquari-Antas no período de 1993 a 2002.	97
Figura 5.26 Valores médio, máximos e mínimos de concentração de fósforo total ao longo do curso do Taquari-Antas no período de 1993 a 2002.	97

Figura 5.27 Valores médio, máximos e mínimos de concentração de DBO ao longo do curso do Taquari-Antas no período de 1993 a 2002.	98
Figura 5.28 Valores médio, máximos e mínimos de concentração de OD ao longo do curso do Taquari-Antas no período de 1993 a 2002.	98
Figura 5.29 Valores médio, máximos e mínimos de concentração de coliformes fecais ao longo do curso do Taquari-Antas no período de 1993 a 2002.	99
Figura 5.30 Efeito da variação do coeficiente de decaimento do fósforo (K_{phos}) sobre o desvio padrão (a) e as médias (b) das concentrações de fósforo.	102
Figura 5.31 Efeito da variação da taxa de decaimento da DBO ($K_1 + K_3$) sobre o desvio padrão (a) e as médias (b) das concentrações de DBO.....	102
Figura 5.32 Efeito da variação da taxa de decaimento dos coliformes (K_{col}) sobre o desvio padrão (a) e as médias (b) das concentrações de coliformes fecais.....	103
Figura 5.33 Comparação de séries de concentração de OD calculadas com séries de temperatura diárias e médias mensais.	104
Figura 5.34 Contribuição parcial das diferentes fontes de poluição em termos de cargas totais de todo o período (1993 a 2002) de (a) DBO, (b) nitrogênio total, (c) fósforo total e (d) coliformes fecais, na seção do TA 004.....	106
Figura 5.35 Contribuição parcial das diferentes fontes de poluição em termos de cargas totais de período de estiagem (abril e maio de 1997) de (a) DBO, (b) nitrogênio total, (c) fósforo total e (d) coliformes fecais, na seção do TA 004.....	107
Figura 5.36 Esquema de geração de valores de concentração de poluentes difusos a partir de números aleatórios x a cada simulação.....	109
Figura 5.37 Banda de 95% de confiança, valor esperado, dados observados e série do ajuste das concentrações de fósforo total no TA 004 o período de setembro de 1997 a agosto de 1998.....	111
Figura 5.38 Banda de 95% de confiança, valor esperado, dados observados e série do ajuste das concentrações de oxigênio dissolvido no TA 004 do período de janeiro de 1995 a dezembro de 1996.....	112
Figura 5.39 Perfil longitudinal de concentrações de DBO observadas, calculadas a partir do ajuste e obtidas através das 100 gerações aleatórias para o período de 1993 a 2002.....	113
Figura 5.40 Perfil longitudinal de concentrações de fósforo total observadas, calculadas a partir do ajuste e obtidas através das 100 gerações aleatórias para o período de 1993 a 2002.....	114
Figura 5.41 Entrada de cargas pontuais no Taquari-Antas no cenário 1.....	116
Figura 5.42 Entrada de cargas pontuais e reservatórios no Taquari-Antas no cenário 2.	118

Figura 5.43 Entrada de cargas pontuais e reservatórios no Taquari-Antas no cenário 3.	120
Figura 5.44 Entrada de cargas pontuais e reservatórios no Taquari-Antas no cenário 4.	121
Figura 5.45 Hidrogramas dos cenários 1, 2, 3 e 4 no ano de 1995 no postos TA 196.	123
Figura 5.46 Curvas de permanência das vazões dos cenários 1, 2, 3 e 4 no TA 004.	123
Figura 5.47 Hidrogramas dos C1 e C4 e concentração de nitrogênio total no TA 004 para todos os cenários no período de janeiro a dezembro de 1997.	124
Figura 5.48 Curvas de permanência de concentração de nitrogênio total para todos os cenários no TA 004.	125
Figura 5.49 Comportamento das séries de concentração de OD e DBO com a alteração dos cenários de desenvolvimento na seção do TA 125, no período de janeiro a junho de 2002.	126
Figura 5.50 Curvas de permanência de concentrações de OD para ambos os cenários no TA 125.	127
Figura 5.51 Concentrações de fósforo total de todos os cenários na seção do TA 004 no período de janeiro a dezembro de 1997.	128
Figura 5.52 Perfil longitudinal de concentrações médias de OD do período de 1993 a 2002 para os cenários 1, 2, 3 e 4 no Taquari-Antas.	129
Figura 5.53 Perfil longitudinal de concentrações médias de DBO do período de 1993 a 2002 para os cenários 1, 2, 3 e 4 no Taquari-Antas.	130
Figura 5.54 Perfil longitudinal de concentrações médias de coliformes fecais do período de 1993 a 2002 para os cenários 1, 2, 3 e 4 no Taquari-Antas.	130
Figura 5.55 Perfil longitudinal de concentrações médias de nitrogênio total do período de 1993 a 2002 para os cenários 1, 2, 3 e 4 no Taquari-Antas.	131
Figura 5.56 Perfil longitudinal de concentrações médias de fósforo total do período de 1993 a 2002 para os cenários 1, 2, 3 e 4 no Taquari-Antas.	131

LISTA DE TABELAS

Tabela 3.1 Concentração média \bar{C} de poluentes (mg/L) por tipologia industrial. (Fonte: Lima, 1998).....	28
Tabela 3.2. Cargas anuais (Kg/cap) e concentrações (mg/L) de poluentes de efluentes domésticos.	29
Tabela 3.3 Cargas unitárias de poluentes (Kg/ha.ano) por tipo de uso do solo (valores entre parêntesis são médios).	31
Tabela 3.4 Faixas de variação dos coeficientes de decaimento (dia^{-1}).	34
Tabela 3.5 Valores de coeficiente de reaeração K_2 (Fonte: Hann e Wiley, 1972, <i>apud</i> Tucci, 1998).	35
Tabela 3.6 Relações empíricas para a obtenção do coeficiente K_2 de reaeração em rios. (Fonte: Chapra, 1997)	35
Tabela 3.7 Relações empíricas para a obtenção do coeficiente K_L de transferência de OD em lagos. (Fonte: Chapra, 1997)	39
Tabela 4.1 Índice de Área Foliar de coberturas vegetais.....	47
Tabela 4.2 Resistência superficial em condições de boa disponibilidade de água no solo de alguns tipos de vegetação.	48
Tabela 5.1 Código e coordenadas dos postos pluviométricos utilizados. (Fonte: banco de dados da ANA)	68
Tabela 5.2 Fontes de dados climáticos e hidrológicos (Collischonn, 2001).	70
Tabela 5.3 Código, coordenadas, município e período com dados dos postos de qualidade de água na bacia (Fonte: banco de dados Fepam).	71
Tabela 5.4 Classes de uso do solo e cobertura vegetal na bacia do rio Taquari-Antas. (Fonte: Collischonn, 2001)	78
Tabela 5.5 Valores de concentração de poluentes (mg/L) no esgoto doméstico para entrada no modelo.	82
Tabela 5.6 Características físicas das células que contém o rio principal da bacia.....	82
Tabela 5.7 Valores de concentração de poluentes difusos (mg/L) para entrada no modelo. ...	84
Tabela 5.8 Valores calibrados dos parâmetros associados aos blocos. (Fonte: Collischonn, 2001).....	85
Tabela 5.9 Valores calibrados dos parâmetros de propagação nas células. (Fonte: Collischonn, 2001).....	85
Tabela 5.10 Estações fluviométricas utilizadas e estatísticas dos resultados das verificações do módulo de quantidade.....	86

Tabela 5.11 Valores de coeficientes de decaimento (dia^{-1}) para entrada no modelo.	88
Tabela 5.12 Valores de concentração de poluentes (mg/L) no esgoto doméstico obtidos com o ajuste.	100
Tabela 5.13 Valores de concentração de poluentes difusos (mg/L) obtidos com o ajuste.	100
Tabela 5.14 Valores de coeficientes de decaimento (dia^{-1}) obtidos com o ajuste.	100
Tabela 5.15 Intervalos de variação de coeficientes de decaimento, valores de referência (entre parêntesis) e respectivas concentrações médias no TA004 para análise de sensibilidade.	102
Tabela 5.16 Intervalos de variação de concentrações de poluentes (mg/L) no esgoto doméstico para análise de incertezas e valores obtidos no ajuste (entre parêntesis).	107
Tabela 5.17 Intervalos de variação de concentrações de poluentes difusos (mg/L) para análise de incertezas e valores obtidos no ajuste (entre parêntesis).	108
Tabela 5.18 Porcentagem de valores observados de concentração de poluentes dentro da banda de confiança de 95% na foz do Taquari-Antas no período de 1993 a 2002.	112
Tabela 5.19 Principais fontes de poluição pontual no Taquari-Antas no cenário 1.	115
Tabela 5.20 Principais fontes de poluição pontual no Taquari-Antas no cenário 2.	117
Tabela 5.21 Principais fontes de poluição pontual no Taquari-Antas no cenário 3.	119
Tabela 5.22 Principais fontes de poluição pontual no Taquari-Antas no cenário 4.	120
Tabela 5.23 Cenários de desenvolvimento e respectivos horizontes, taxa de crescimento da população urbana no período e majoração da vazão demandada Q_{dem} pela atividade industrial.	122
Tabela 5.24 Valores de Q_{90} (m^3/s) para todos os cenários na seção do TA 004.	124

LISTA DE SÍMBOLOS

Δ	Taxa de variação da pressão de saturação do vapor
ΔH	Diferença de altura entre o ponto mais alto e o mais baixo de uma célula
Δt ou dt	Intervalo de tempo
ΔV	Variação de volume no reservatório ou do hidrograma
γ	Constante psicrométrica
λ	Calor latente de vaporização
θ	Ponderador dos termos temporais da equação de transporte de massa
ρ_A	Massa específica do ar
ρ_W	Massa específica da água
σ	Desvio padrão
A	Área da bacia, inundada ou da seção transversal
b	Parâmetro adimensional de não-uniformidade do armazenamento no solo
c_p	Calor específico do ar úmido
\bar{C}	Concentração média
C_{50}	Concentração com 50% de permanência no tempo
C_{lat}	Concentração da contribuição lateral
C_{mon}	Concentração a montante da contribuição lateral
C_i	Concentração na entrada do reservatório
C_B	Parâmetro de retardo do reservatório subterrâneo
C_{Odsat}	Concentração de saturação do OD
C_{OD}	Concentração de OD
C_P	Concentração de fósforo no lago
C_{Pi}	Concentração de fósforo na entrada lago
DBO	Demanda bioquímica de oxigênio
D_{CAP}	Fluxo do reservatório subterrâneo para o reservatório superficial
D_{INT}	Volume de escoamento sub-superficial
D_{SUB}	Volume de escoamento subterrâneo
D_{SUP}	Volume de escoamento superficial
DM_{CAP}	Máximo fluxo ascendente para o solo
e	Taxa de evaporação da água
e_d	Pressão do vapor
e_s	Pressão de saturação do vapor

F_4	Coeficiente de ajuste da resistência superficial
E	Evaporação
E_x	Coeficiente de difusão turbulenta na direção x do plano cartesiano
E_y	Coeficiente de difusão turbulenta na direção y do plano cartesiano
E_z	Coeficiente de difusão turbulenta na direção z do plano cartesiano
E_{IP}	Evaporação potencial da lâmina interceptada
ET	Evapotranspiração total
F_i	Parâmetro de lâmina máxima de interceptação
PT	Fósforo total
G	Fluxo de energia para o solo
h	Nível d'água no reservatório
$h_{máx}$	Nível máximo operacional no reservatório da usina
$h_{mín}$	Nível mínimo operacional no reservatório da usina
H	Profundidade do corpo d'água
I	Vazão de entrada (ou afluente)
IAF	Índice de área foliar
k	Classe de uso do solo
K	Taxa de velocidade de reaeração ou coeficiente de decaimento
K_1	Coeficiente de degradação da matéria orgânica
K_2	Coeficiente de reoxigenação
K_3	Coeficiente de sedimentação
K_{20}	Coeficiente de correção para a temperatura de 20°C
K_T	Coeficiente de K_{20} corrigido pela temperatura observada
K_{col}	Coeficiente de mortandade dos coliformes fecais
K_{INT}	Parâmetro do escoamento sub-superficial
K_L	Coeficiente de transferência de OD em lagos
K_{phos}	Coeficiente de sedimentação do fósforo
L	Largura de uma célula da bacia ou comprimento do trecho de rio
n	Número de simulações ou de conjuntos de parâmetros gerados aleatoriamente
ND	Número de dias do período de recessão do hidrograma
NT	Nitrogênio total
OD	Oxigênio dissolvido
P	Precipitação incidente menos a interceptação
Q	Vazão de saída (ou efluente)

\bar{Q}	Vazão média anual
Q_0	Vazão no início do período de recessão do hidrograma
Q_{50} e Q_{90}	Vazões com 50% e 90% de permanência no tempo, respectivamente
Q_{cel}	Vazão gerada em uma célula da bacia
Q_{lat}	Vazão de contribuição lateral
Q_{mon}	Vazão no rio a jusante da contribuição lateral
Q_{BAS}	Vazão do reservatório subterrâneo
Q_{FUNDO}	Vazão do descarregador de fundo da usina
Q_{INT}	Vazão do reservatório sub-superficial
Q_{ND}	Vazão no final do período de recessão do hidrograma
Q_{SUP}	Vazão do reservatório superficial
$Q_{SUPi,j}$	Vazão do reservatório superficial do bloco i na célula j
Q_{TURB}	Vazão turbinada da usina
Q_{VERT}	Vazão extravasada pelo vertedor principal da usina
Q_{ml}	Vazão média de longo período
r_s	Resistência superficial da vegetação
r_a	Resistência aerodinâmica da superfície
R_{log}	Logaritmo do coeficiente de determinação de Nash-Sutcliffe
R_L	Radiação líquida na superfície
R^2	Coeficiente de determinação de Nash-Sutcliffe
S	Declividade do trecho de rio
Sk	Termo de perdas e ganhos ou processos cinéticos
S_{IL}	Capacidade do reservatório de interceptação
t	Tempo
t_d	Tempo de residência ou detenção hidráulica
T_{ind}	Tempo de retardo característico da equação de Kirpich
TK	Tempo de retardo do reservatório linear simples
TK_B	Tempo de retardo do reservatório subterrâneo
TK_I	Tempo de retardo do reservatório sub-superficial
TK_S	Tempo de retardo do reservatório superficial
u	Componente de velocidade do fluxo na direção x do plano cartesiano
U_w	Velocidade do vento na superfície
v	Componente de velocidade do fluxo na direção y do plano cartesiano
V	Volume do reservatório
V_e	Volume no nível da crista do vertedor de emergência

V_p	Volume no nível da crista do vertedor principal
V_{util}	Volume útil
w	Componente de velocidade do fluxo na direção z do plano cartesiano
W	Carga de poluente
W_c	Limite de armazenamento para haver escoamento subterrâneo ou fluxo ascendente
W_{ij}	Carga de poluente em um bloco i de uma célula j
W_m	Máximo armazenamento em uma camada do solo
W_z	Limite de armazenamento para haver escoamento sub-superficial
W_L	Limite de armazenamento em que resistência superficial é alterada
W_{PM}	Armazenamento do solo no ponto de murcha
W^t	Armazenamento de água em uma camada do solo no intervalo de tempo t
$\bar{W}_{uso}(k)$	Carga média anual por tipo de uso do solo e parâmetro k
XL	Índice de porosidade do solo

LISTA DE SIGLAS

ANA	Agência Nacional de Águas
ANEEL	Agência Nacional de Energia Elétrica
APHA	<i>American Public Health Association</i>
ASCE	<i>American Society of Civil Engineers</i>
BASINS	<i>Better Assessment Science Integrating Point and Nonpoint Sources</i>
C1	Cenário 1
C2	Cenário 2
C3	Cenário 3
C4	Cenário 4
CBB	Comitê Brasileiro de Barragens
CEEE	Companhia Estadual de Energia Elétrica
CEPIS	<i>Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente</i>
CERAN	Companhia Energética Rio das Antas
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
CORSAN	Companhia Riograndense de Saneamento e Abastecimento
DETR	<i>Department of the Environment Transport and the Region</i>
DRH	Departamento de Recursos Hídricos
EPA	<i>Environmental Protection Agency</i>
EUA	Estados Unidos da América
FEPAM	Fundação de Proteção Ambiental Henrique Roessler
FEPAGRO	Fundação Estadual de Pesquisa Agropecuária do Rio Grande do Sul
GTZ	Deutsche Gesellschaft für Technische Zusammenarbeit
HSPF	<i>Hydrological. Simulation Program Fortran</i>
IPH-MGBq	Modelo de Qualidade de Água em Grandes Bacias
MNT	Modelo numérico do terreno
SAMAE	Serviço Autônomo Municipal de Água e Esgoto de Caxias do Sul
SEMA	Secretaria Estadual do Meio Ambiente
SIG	Sistema de informações geográficas
SIMCAT	<i>Simulation Catchment</i>
SUDERHSA	Superintendência de Desenvolvimento de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental
SWAT	<i>Soil and Water Assessment Tool</i>
TA	Posto de monitoramento de qualidade da água no rio Taquari-Antas

TMDL	<i>Total Maximum Daily Load</i>
TOMCAT	<i>Temporal/Overall Model for Catchments</i>
UFRGS	Universidade Federal do Rio Grande do Sul
UHEs	Usinas Hidrelétricas
USGS	<i>United States Geological Service</i>
URSS	União das Repúblicas Socialistas Soviéticas

1 INTRODUÇÃO

Ao longo do desenvolvimento da atividade humana em uma bacia hidrográfica são alteradas algumas de suas características naturais, como a cobertura natural do solo. A estas alterações está associado um aumento na geração de cargas poluentes que atingem os sistemas hídricos. O processo de urbanização desordenado e atividades de agricultura e pecuária extensivas são hoje grandes responsáveis pela degradação da qualidade da água de rios e lagos (Tondeski, 1996; Novotny, 2003). No Brasil a falta de tratamento de esgotos doméstico ainda representa uma importante fonte de poluição. Somado a isto estão os efeitos da crescente implantação de usinas hidrelétricas que se verifica em nível global (Wurbs e James, 2002). Há, principalmente em países em desenvolvimento, uma demanda crescente por alimento, habitação e energia que impulsiona o desenvolvimento social. Este desenvolvimento, quando não é sustentável, ocorre por meio de atividades que tem por característica um grande potencial poluidor e de desequilíbrio ambiental.

A gestão dos recursos hídricos tem, historicamente, tratado de forma isolada os aspectos qualitativos e quantitativos, com prejuízos sensíveis para os objetivos ambientais. O cenário esboçado acima aponta para a necessidade de um planejamento dos recursos naturais em uma bacia que passe a integrar estes diferentes aspectos. No Brasil, a nova legislação, que instituiu a Política e o Sistema Nacional de Gerenciamento dos Recursos Hídricos, privilegia o uso múltiplo das águas e tem como um de seus objetivos a utilização racional e integrada deste bem público (Brasil, 1997).

A implementação da Política Nacional necessita de ferramentas para que se possa verificar se seus objetivos estão ou não sendo alcançados, a que custo isto pode ocorrer e quais são as medidas mais adequadas a serem tomadas. Um exemplo é a necessidade de se avaliar se os padrões de qualidade definidos pelo enquadramento dos corpos d'água estão realmente sendo alcançados conforme o planejado. Uma das ferramentas utilizadas para esta análise é a realização de campanhas periódicas de monitoramento da qualidade da água na bacia. Outra ferramenta útil é a modelagem matemática da qualidade da água, objeto do presente trabalho.

1.1 Justificativa

A modelagem matemática da qualidade de água pode ser utilizada no contexto citado acima, de forma a auxiliar na gestão dos recursos hídricos em uma bacia hidrográfica. Para

tal, é necessário que o modelo seja capaz de simular diferentes cenários de desenvolvimento na bacia, levando em conta tanto fontes pontuais quanto difusas de poluição. Em uma primeira etapa o modelo utilizaria dados do monitoramento para seu ajuste à bacia. Em um segundo momento, o modelo passaria a indicar onde é importante concentrar esforços no planejamento e na tomada de decisões dentro da bacia, através da simulação de cenários. A modelagem matemática poderia, inclusive, apontar deficiências na abrangência espacial da rede de monitoramento em operação na bacia.

Outra aplicação de um modelo de qualidade de água distribuído está no apoio a decisão dos órgãos responsáveis pelo licenciamento ambiental de novos empreendimentos. Os Estudos de Impacto Ambiental, exigidos atualmente neste processo, podem utilizar como ferramenta de análise modelos matemáticos de qualidade de água. Entretanto estes estudos realizam a análise do impacto de cada empreendimento de forma individual. Assim, tais estudos, da forma como são realizados hoje, não têm a amplitude necessária para capturar os efeitos provocados por determinado empreendimento sobre a qualidade dos recursos hídricos em conjunto com as demais atividades desenvolvidas na bacia.

1.2 Objetivos

De forma geral, a realização deste trabalho visa a orientação do uso e a avaliação da capacidade de um modelo matemático distribuído de qualidade de água, em fornecer respostas que auxiliem na gestão e na tomada de decisões no gerenciamento dos recursos hídricos em grandes bacias.

Os objetivos específicos deste estudo são:

- o ajuste de um modelo distribuído de qualidade de água com base em dados observados de concentração de alguns poluentes;
- a análise de incertezas dos resultados do modelo como metodologia alternativa ao ajuste do modelo realizado com base em dados observados;
- e a análise dos resultados da simulação de diferentes cenários de desenvolvimento na bacia do rio Taquari-Antas, no Estado do Rio Grande do Sul.

2 QUALIDADE DA ÁGUA

Em cada etapa do ciclo hidrológico a água entra em contato e, naturalmente, incorpora em sua composição, elementos existentes na atmosfera, solos, vegetação e rochas. Desta forma, a água que escoar na superfície e no subsolo passa a ter impurezas orgânicas, inorgânicas como cálcio, magnésio, sódio, bicarbonatos, cloretos, sulfatos e nitratos e também traços de alguns metais como chumbo, cobre e manganês. Tais substâncias caracterizam qualitativamente as águas naturais.

Em uma área natural, os processos físicos, químicos e biológicos que ocorrem, atuam dentro de um equilíbrio construído durante longos períodos. Entretanto, com o desenvolvimento da bacia, propiciado pela ação do homem, a interação entre estes elementos e o ecossistema sofre uma ruptura, ao mesmo tempo em que há um aumento na carga de poluentes carregada até os corpos d'água (Claphan *et al*, 1999).

A interferência do homem na qualidade dos recursos hídricos é hoje tão significativa que esta pode ser definida em função do uso e da ocupação do solo na bacia hidrográfica (Von Sperling, 1995; SUDERHSA, 1997). Este fato reflete a relação entre as atividades predominantemente desenvolvidas na bacia e o tipo de poluição gerada por cada uma delas.

Torna-se então indispensável em estudos ambientais, a consideração, tanto dos fatores antrópicos, quanto dos fatores naturais que venham a intervir na qualidade das águas de uma bacia hidrográfica.

2.1 Processos e Fatores Determinantes na Qualidade da Água dos Sistemas Hídricos

O entendimento dos mecanismos dos corpos d'água frente às condições de aporte de cargas poluentes, características físicas e morfológicas dos sistemas e variáveis climáticas são determinantes na tentativa de representar os sistemas hídricos através de modelos matemáticos. Os principais fenômenos e indicadores são analisados a seguir.

Autodepuração

Ocorre na natureza, um importante fenômeno denominado de *autodepuração*, em que o rio elimina dinamicamente as transformações químicas e biológicas ocasionadas pelo homem, readquirindo gradualmente suas características anteriores. O ecossistema de um corpo d'água, antes do lançamento de despejos, encontra-se usualmente em um estado de equilíbrio. Após a entrada da carga de poluição, o equilíbrio entre as comunidades é afetado, resultando em uma

desorganização inicial, seguida por uma tendência posterior à reorganização. Neste sentido, a autodepuração pode ser entendida como um fenômeno de sucessão ecológica, com uma seqüência sistemática de substituições de uma comunidade por outra, até que uma comunidade estável se estabeleça em equilíbrio com as condições locais (Von Sperling, 1995).

Por ser um fenômeno que ocorre ao longo do tempo e da direção longitudinal do curso d'água, podemos identificar fisicamente, em ordem de ocorrência a partir do momento do lançamento de poluentes, quatro zonas distintas no rio durante este processo (Figura 2.1) (Von Sperling, 1995): a *zona de degradação* é marcada pela alta concentração de matéria orgânica na água; a *zona de decomposição ativa* tem este nome em função da grande atividade microbiana de decomposição da matéria orgânica, fazendo com que as água atinjam os níveis mais críticos de concentração de oxigênio dissolvido; na *zona de recuperação* inicia-se a etapa de restabelecimento do equilíbrio anterior a poluição; e a *zona de águas limpas* em que o rio apresenta novamente as características físicas e biológicas como as anteriores ao início do processo.

Eutrofização

Lagos e reservatórios podem ser classificados, em função de seu estado trófico, como: *oligotróficos*, *mesotróficos* e *eutrófico*. O estado trófico de um corpo d'água indica a da condição que este se encontra em relação a produção fitoplantônica.

Os lagos *eutróficos* apresentam alto nível de produtividade e são ricos em matéria orgânica e elementos minerais (nutrientes), tanto em suspensão quanto na região bentônica. Nestas condições, é comum, especialmente nos períodos quentes, o crescimento desordenado e excessivo de *fitoplancton*, o chamado *bloom* de algas, formando no lago um tapete flutuante de matéria orgânica. A decomposição das plantas mortas pode levar os corpos d'água, especialmente os estratificados, a apresentarem características de ambiente reduzido, onde praticamente não há oxigênio dissolvido no fundo (Chapra, 1997). Em ambientes lânticos há uma grande suscetibilidade física, química e biológica a temperatura, constituindo-se em um fator de fundamental importância na condição trófica de um sistema aquático (Nogueira, 1991).

A *eutrofização*, acima descrita, é um fenômeno natural que ocorreria de forma lenta e gradual, independentemente da ação antrópica, a qual acelera este processo. Este processo pode se manter desde que haja um aporte de matéria orgânica ao sistema superior a retirada, o que depende do seu tempo de residência hidráulica.

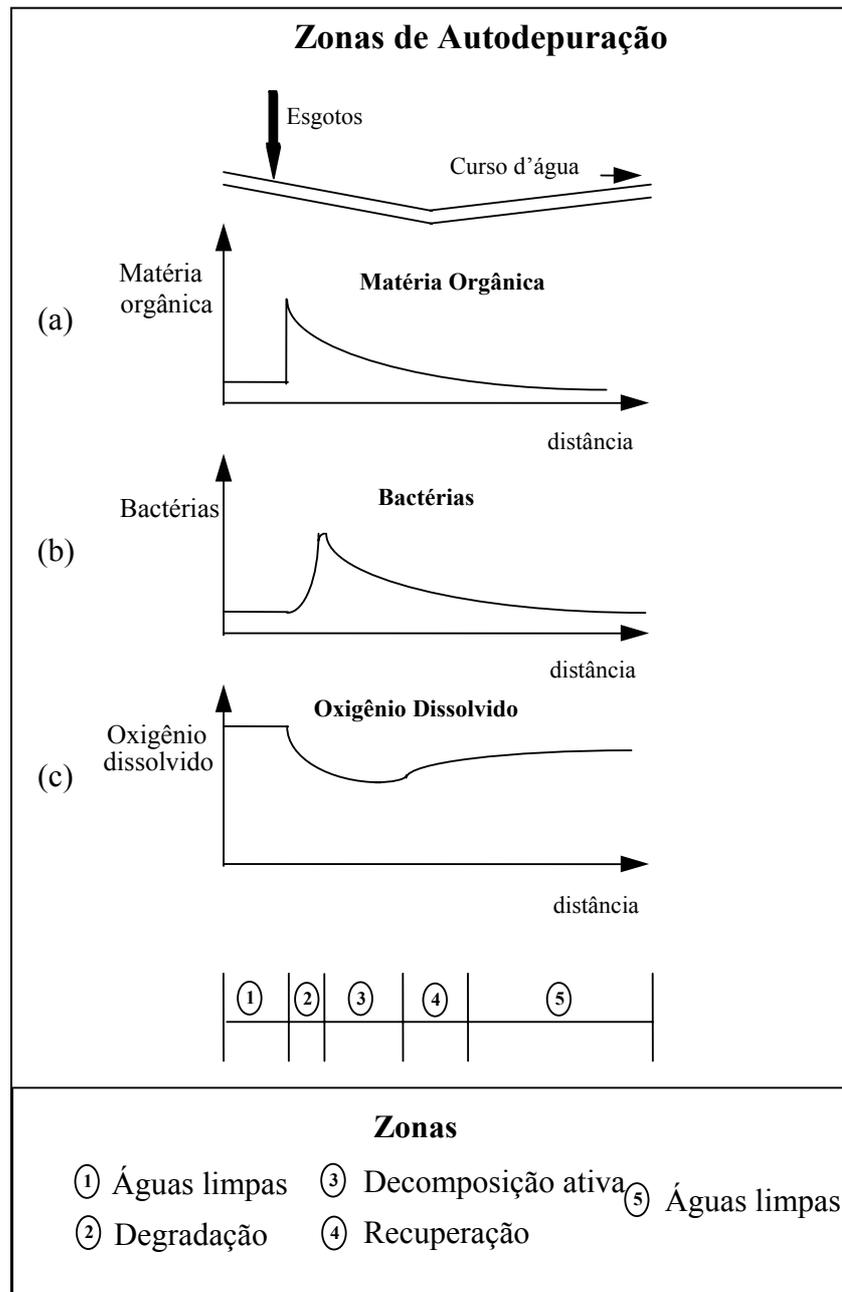


Figura 2.1 Perfil esquemático da concentração de (a) matéria orgânica, (b) bactérias decompositoras e (c) oxigênio dissolvido ao longo do percurso no curso d'água. Delimitação das zonas de autodepuração. (Fonte: Von Sperling, 1995)

Tempo de residência hidráulica

Lagos e reservatórios com tempos de residência bastante prolongados podem ser analisados como comunidades essencialmente fechadas nos quais os alimentos são mantidos ou acumulados por sua circulação nos vários níveis tróficos (Nogueira, 1991). O conceito de tempo de residência em um reservatório diz respeito ao tempo de percurso de determinada

massa de água desde o momento que afluí ao sistema até o momento de sua saída e pode ser expresso por

$$t_d = \frac{V_{util}}{Q_{ml}}, \quad (2.1)$$

sendo V_{util} o volume útil do reservatório [L^3] e Q_{ml} a vazão média de longo período [$L^3.T^{-1}$].

O tempo de residência, ou de detenção hidráulica, é um fator determinante nos processos físicos, químicos e biológicos entre o meio e os constituintes e por consequência na qualidade de água e vida útil dos reservatórios.

Estratificação e inversão térmicas

Os fenômenos de estratificação e inversão térmica também são fortemente dependentes da temperatura e do tempo de residência e são descritos por Von Sperling (1995) como a seguir. Durante o verão e os meses mais quentes do ano, a temperatura da camada superficial é bem mais elevada que a temperatura do fundo devido a radiação solar, fazendo com que a densidade da água superficial torne-se inferior a densidade da camada do fundo. Desta maneira, formam-se camadas distintas no corpo d'água (Figura 2.2 a): o *epilimnio* é a camada superior, mais quente, menos densa e de maior circulação; o *metalimnio* é a camada de transição, onde há um forte gradiente de temperatura (*termoclina*); e o *hipolimnio* é a camada inferior, mais fria, mais densa e de maior estagnação. A diferença de densidades pode ser tal que cause uma completa estratificação no corpo d'água, com três camadas imiscíveis. Esta estratificação tem grande influência na qualidade da água e dependendo do grau de trofia do lago, poderá haver uma ausência completa de oxigênio dissolvido no *hipolimnio*. Em decorrência disto, esta camada torna-se um ambiente reduzido de compostos como ferro, manganês, amônia e outros.

Com a chegada do período frio em regiões de clima temperado, há um resfriamento da camada superficial do lago, causando uma certa homogeneização da temperatura ao longo de toda a profundidade. A camada superior, subitamente resfriada, tende a ir para o fundo em função de sua maior densidade, deslocando a camada inferior para a superfície e causando o fenômeno da *inversão térmica* (Figura 2.2 b). A reintrodução desta massa d'água com pouco ou nenhum oxigênio dissolvido pode ser causadora de uma grande deterioração da qualidade da água na superfície, prejudicando as espécies aquáticas aeróbias.

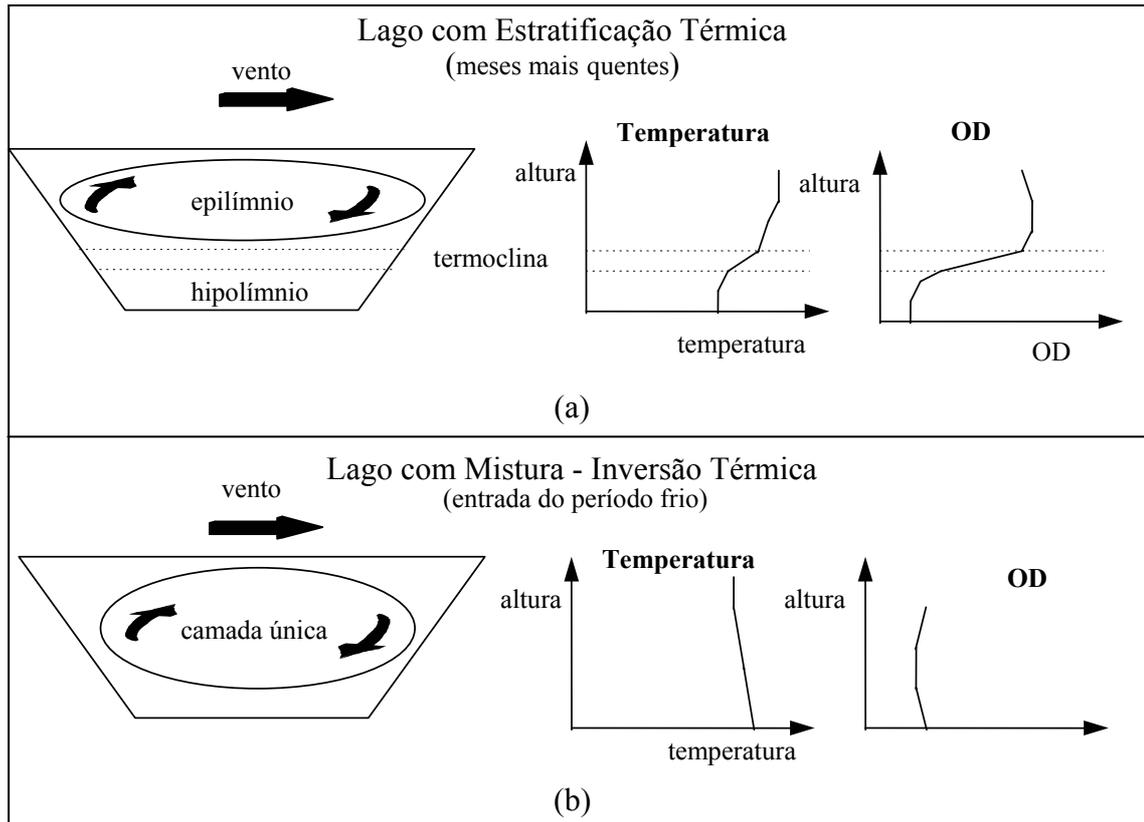


Figura 2.2 Dinâmica de estratificação e mistura de lagos. Perfis de um lago (a) em condições de estratificação e (b) de inversão térmica (mistura completa). (Fonte: Von Sperling, 1995)

Em estudos específicos de modelagem de qualidade de água em lagos e reservatórios sujeitos a estratificação térmica, a consideração do fenômeno é essencial, uma vez que está intimamente ligado aos processos de transporte e mistura nestes sistemas (Nogueira, 1991).

2.2 Variáveis de qualidade de água

2.2.1 Características

A qualidade da água é definida por características físicas, químicas e biológicas. Na representação destas características utilizam-se parâmetros que servem como indicadores da qualidade em um corpo d'água, os quais podem ser relacionados com os tipos de fontes de poluição. Estes indicadores são os agentes dos processos discutidos no item anterior. Os parâmetros podem representar estados físico-químicos em que se encontram os corpos d'água, substâncias ou organismos vivos. Quando a variável representar a concentração de algum poluente, como nutrientes, metais e sedimentos, ou microorganismo, como coliformes fecais, ele pode ser chamado de constituinte.

Os significados de algumas das principais variáveis, importância relativa, impactos sobre o meio e relação com as demais são brevemente discutidos a seguir. Estas questões são amplamente abordadas na literatura nacional (Porto *et al.*, 1991; Sperling, 1995; Porto, 1995) e estrangeira (Ellis, 1989; Ryding e Thornton, 1999; EPA, 2002; EPA 2002a; Novotny, 2003).

Sedimentos: os sedimentos que se encontram suspensos na coluna d'água podem ser classificados como orgânicos e inorgânicos. A este sedimento podem estar adsorvidos diversos tipos de poluentes, como fósforo, nitrogênio, orgânicos tóxicos, metais pesados, entre outros, o que pode ser verificado em estudos de monitoramento de qualidade de água (Clement *et al.*, 1998; Franzen, 2001; Owens e Walling, 2001). A presença em excesso de sedimentos em um corpo d'água afeta direta e indiretamente a qualidade de vida e biodiversidade no ambiente hídrico, por exemplo, alterando a temperatura e luminosidade do meio e prejudicando a reprodução dos peixes que depositam seus ovos no fundo dos rios (EPA, 2001; ASCE, 1992). Em relação ao uso do recurso pelo homem, o excesso de sedimentos pode conferir cor e odor na água de abastecimento, acelerar o assoreamento de reservatórios e bloquear estruturas de tomada d'água (EPA, 2002; EPA, 2002a).

Nutrientes: o afluxo de cargas de nutrientes como fósforo e nitrogênio pode acelerar o processo de eutrofização reduzindo os teores de oxigênio dissolvido no corpo d'água. Esta situação é problemática tanto para a manutenção da vida aquática quanto para a utilização da água para consumo humano. Há ainda a demanda por oxigênio dissolvido decorrente do processo de oxidação de nitrogênio orgânico à nitrato.

Patogênicos: a presença destes organismos em mananciais é uma ameaça a saúde pública, uma vez que há o risco de ocorrerem na água destinada ao consumo humano. Patogênicos também são prejudiciais a atividades como recreação, pesca e irrigação (Porto, 1995). É comum a medição de patogênicos através de outros microorganismos, como os do grupo coliforme, por este terem a mesma origem e apresentarem maior resistência nos corpos d'água do que alguns organismos patogênicos.

Poluentes tóxicos: certos poluentes como metais pesados, pesticidas e hidrocarbonetos são tóxicos a vida aquática e terrestre mesmo em baixas concentrações e alguns são biocumulativos, o que leva o aumento de sua concentração no tecido de organismos nos níveis mais altos da cadeia alimentar (Porto, 1995). Muitos desses poluentes acumulam-se nos sedimentos e persistem por um longo tempo em um ecossistema, o que pode resultar em impactos negativos sobre a diversidade e abundância de comunidades bentônicas (EPA, 2002a; ASCE, 1992).

Substâncias que demandam oxigênio dissolvido: o oxigênio é um gás muito pouco solúvel em água da qual a maioria dos seres vivos depende para manter seus processos

metabólicos. Na presença de poluição, a quantidade de oxigênio dissolvido é ainda menor que em águas naturais (Porto *et al*, 1991). Desta forma, qualquer redução nos teores de oxigênio dissolvido em corpos d'água é seletiva para determinadas espécies aquáticas. A decomposição da matéria orgânica por microorganismos depleciona o OD na água, podendo prejudicar peixes e outros organismos aquáticos sensíveis, bem como outros usos pelo homem.

Sais: em regiões áridas, semi-áridas ou em solos com baixa capacidade de drenagem, pode haver um acréscimo na concentração de sais na zona de raízes, uma vez que a água é consumida pelas plantas ou perdida por evaporação. A acumulação de sais como sódio, freqüente em áreas irrigadas, ocasiona sérios problemas a produção agrícola e, atingindo os corpos d'água, também afeta adversamente seus usos pelo homem e o ecossistema aquático.

Pesticidas: o termo pesticida inclui qualquer substância ou mistura de substâncias destinadas a prevenir, repelir, destruir ou mitigar qualquer peste ou servir como regulador de vegetação, desfoliante ou dissecante, sendo freqüentemente observados tanto em superfícies de áreas urbanas quanto rurais (EPA, 2002). Muitos pesticidas em uso corrente são resistentes a degradação e biocumulativos, tendo reportados alguns efeitos crônicos em concentrações freqüentemente encontradas no meio ambiente (EPA, 2002).

Temperatura: característica física do meio que influencia diretamente a maioria dos processos físicos, químicos e biológicos que ocorrem nos corpos d'água. A temperatura da água regula, por exemplo, a concentração de oxigênio dissolvido, a velocidade do processo de degradação da matéria orgânica, a taxa de mortalidade de microorganismos como os coliformes e o processo de estratificação térmica.

pH: o potencial hidrogeniônico é uma importante variável que influencia muitos processos biológicos e químicos no corpo d'água e, por conseqüência, todos os processos associados com o tratamento de água e abastecimento. Um exemplo desta importância, está no fato do pH, juntamente com a temperatura, regular a transformação de íon amônia em amônia molecular, forma potencialmente mais tóxica ao ambiente hídrico (Ellis, 1989).

Mais adiante serão discutidas as origens dos principais constituintes, associadas ao uso do solo da bacia pelo homem.

2.2.2 *Uso dos parâmetros em estudos de qualidade de água*

Quando se quer monitorar, analisar ou modelar a qualidade da água em uma bacia hidrográfica deve-se selecionar os parâmetros, ou substâncias, a serem medidas. Para a definição dos parâmetros de qualidade a serem utilizados na modelagem matemática da qualidade da água devem ser consideradas:

- a facilidade de monitoramento do parâmetro e disponibilidade de dados históricos;
- as possibilidades de simulação do poluente através de um modelo;
- e a representatividade do parâmetro como indicador das fontes de poluição e dos processos que ocorrem no curso d'água.

Em estudos voltados ao planejamento dos recursos hídricos em uma bacia hidrográfica, a relevância de cada parâmetro de qualidade de água normalmente é determinada por padrões de qualidade estabelecidos por técnicos, de acordo com as necessidades e anseios da sociedade. Os parâmetros que, a partir de dados coletados em campanhas de monitoramento, apresentarem valores em desacordo com os padrões estipulados, indicarão aos planejadores as fontes de poluição que irão requerer maior atenção no seu controle.

No Brasil, o enquadramento e a classificação dos corpos d'água segundo usos preponderantes é realizado em função de limites de concentração de uma série de variáveis de qualidade estipulados pelo Conselho Nacional do Meio Ambiente (Brasil, 1986).

Dentre as inúmeras variáveis que possam representar a qualidade da água de um sistema, a DBO, o OD, os coliformes fecais e o fósforo e nitrogênio totais indicam algumas características normalmente importantes de serem consideradas, conforme mencionado no item anterior. Simulações de qualidade de água em bacias hidrográficas brasileiras (SUDERHSA, 1997; Ceran, 2003; Tucci *et al*, 2003) e de outros países (Park e Lee, 2002) tem utilizado estes parâmetros.

2.3 Fontes de Poluição

Podemos descrever como poluição das águas, a adição de substâncias ou de formas de energia que, direta ou indiretamente, alterem a natureza do corpo d'água de uma maneira tal, que prejudiquem os legítimos usos que dele são feitos (Von Sperling, 1995).

A alteração da cobertura vegetal da bacia hidrográfica, por si só, pode ser considerada como fonte de poluição, uma vez que influencia na resposta da bacia aos eventos de chuva, modificando seu comportamento hidrológico. Os efeitos destas alterações sobre a cobertura natural do solo da bacia podem resultar, por exemplo, em alteração do balanço hídrico vertical e horizontal, perda de vegetação ripária, elevação da temperatura do escoamento superficial e aumento da produção de sedimentos. Da mesma forma, a modificação das características

físicas do leito de um rio, como no caso da construção de uma usina hidrelétrica, altera a qualidade da água tanto a montante quanto a jusante do barramento.

No entanto, a forma como se dá o desenvolvimento da bacia hidrográfica influencia a qualidade de suas águas não somente pela alteração de suas características físicas e climáticas. Ao longo da ocupação da bacia pelo homem, as cargas poluentes que afluem aos mananciais, provenientes de fontes, tanto pontuais quanto difusas, são determinadas pelo novo tipo, distribuição espacial e intensidade de sua ocupação. Assim, a quantidade e a qualidade da poluição gerada na bacia dependem fortemente da sua configuração de uso do solo.

Vários estudos indicam o crescimento da poluição de lagos e rios em função das alterações no uso do solo (Ren *et al*, 2003), como é demonstrado, por exemplo, com a mudança do perfil de concentração de nutrientes em lagos (Garrison e Asplund, 1993) e rios (Tondersky, 1996) ao longo do tempo. Das atividades que modificam as condições naturais de uma bacia hidrográfica, a agricultura e o desenvolvimento urbano têm, sem dúvida, o maior potencial de introdução de mudanças permanentes nas estruturas dos rios e qualidade de suas águas (EPA, 2001). A Figura 2.3 apresenta as inter-relações entre algumas atividades com potencial poluidor em uma bacia hidrográfica através das rotas de transporte dos poluentes.

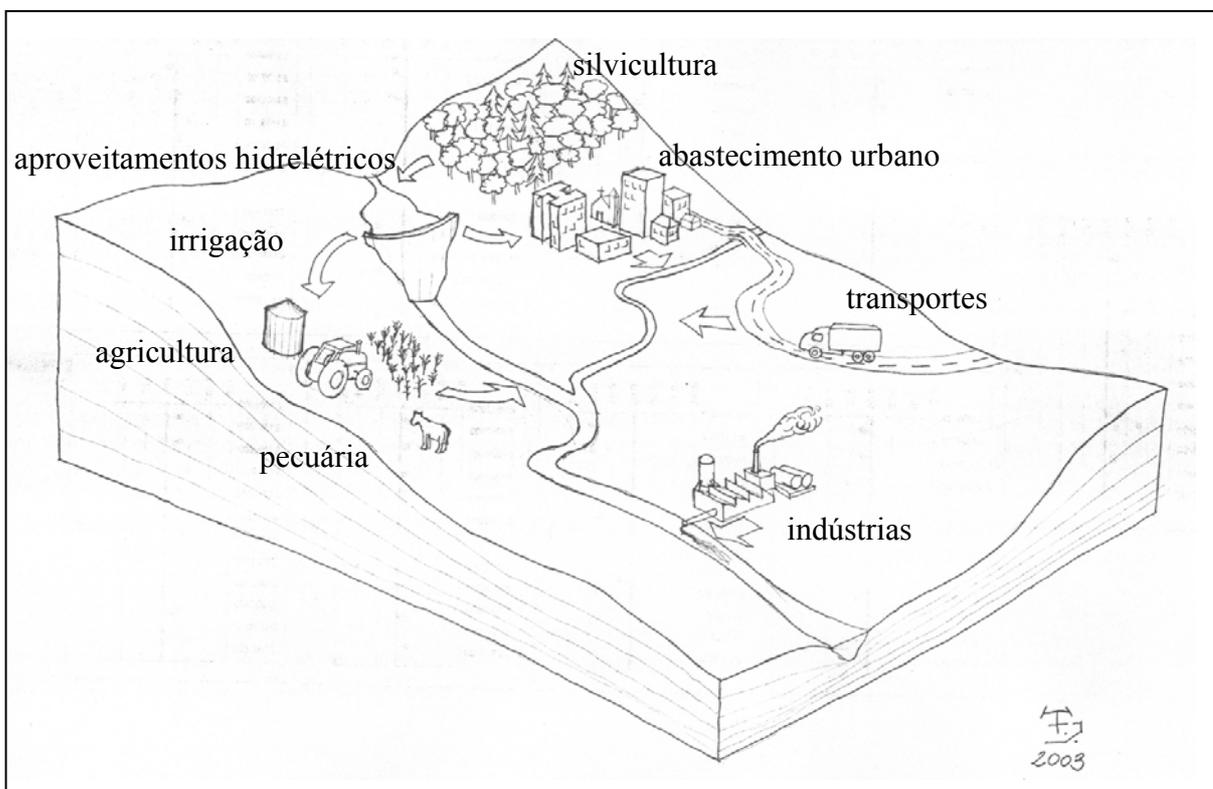


Figura 2.3 Inter-relação entre atividades potencialmente poluidoras em uma bacia hidrográfica.

Baseando-se nestas considerações, as causas, ou fontes de poluição, que contribuem para a degradação dos corpos d'água em uma bacia hidrográfica podem ser classificadas como (Novotny, 2003):

- contribuição de cargas poluentes alóctones, ou seja, geradas fora do corpo d'água em função das atividades desenvolvidas na bacia (*item 2.3.1*). Estas podem ser divididas, em função de sua distribuição no espaço, em duas: fontes pontuais e não pontuais;
- e alterações físicas na bacia hidrográfica (*item 2.3.2*). Estas podem ser do tipo distribuídas na bacia, como na alteração do uso do solo ou localizadas nos corpos d'água, como no barramento de rios;

2.3.1 Cargas poluentes de origens pontual e não pontual

Fontes pontuais

Fontes pontuais de poluição são caracterizadas por uma descarga concentrada, em um ponto bem definido, como na saída de uma tubulação. As principais contribuições desta natureza se devem a sistemas de esgoto sanitário urbano não tratado ou parcialmente tratado e a descargas industriais (Thomann e Mueller, 1987; SUDERHSA, 1997; Rast, 1999; Novotny, 2003). A qualidade dos efluentes industriais depende principalmente do tipo de indústria e processo de produção utilizado.

Frente suas características de facilidade de identificação e quantificação do volume efluente, os esforços para a preservação dos recursos hídricos das últimas décadas foram voltados, principalmente, para o controle de fontes pontuais de poluição (Duda, 1993; Rast, 1999; EPA, 2002). No entanto, ainda hoje estas fontes tradicionais de cargas poluentes são motivo de preocupação, tanto em países desenvolvidos quanto em desenvolvimento.

Estudos de monitoramento da qualidade da água da bacia do lago Guaíba, no Estado do Rio Grande do Sul, apontam a geração de altas cargas de cromo, principalmente por indústrias metalúrgicas e curtumes (FEPAM e GTZ, 1997). Há também a poluição de origem doméstica no lago Guaíba, em função da contribuição de esgotos cloacais de municípios localizados junto as margens de seus principais contribuintes (DRH/SEMA, 2002), como no caso dos fosfatos no rio Taquari (FEPAM, 1999).

No entanto, as maiores dificuldades na modelagem da qualidade da água em uma bacia devem-se as fontes de caráter difuso, quando da quantificação das cargas poluentes e até mesmo na localização de sua origem.

Fontes não pontuais

A magnitude da poluição não pontual pelo mundo é enorme. Por causa desta fonte de poluição, milhões de pessoas sofrem com doenças, bilhões de dólares em investimentos de desenvolvimento econômico são perdidos e trilhões de dólares em passivo ambiental estão sendo acumulados para as próximas gerações assumirem (Duda, 1993).

As condições que caracterizam fontes de poluição não pontuais, ou difusas, podem ser resumidas da seguinte forma (Novotny, 2003):

- o lançamento da carga poluidora é intermitente e está relacionado basicamente à precipitação e ao uso do solo na bacia;
- os poluentes são transportados a partir de extensas áreas;
- as cargas poluidoras não podem ser monitoradas a partir de seu ponto de origem, mesmo porque não é possível identificar exatamente sua origem;
- o foco do monitoramento e abatimento de cargas de origem difusa deve ter caráter extensivo (sobre a bacia hidrográfica) e preventivo, com medidas de gerenciamento de escoamento superficial e não visando apenas o tratamento de efluentes;
- é difícil o estabelecimento de padrões de qualidade para o lançamento do efluente, uma vez que a carga poluidora lançada varia de acordo com a intensidade e a duração dos eventos meteorológicos, a extensão da área de produção naquele específico evento, entre outros fatores.

As fontes de poluição difusas têm diversas origens e formas de ocorrência. A forma com que ocorre ou as rotas de transporte dos poluentes difusos são (Novotny, 2003):

- o ar (deposição atmosférica);
- o escoamento superficial;
- o escoamento subterrâneo;
- e os sistemas de drenagem urbana.

Nas décadas de 70 e 80 a preocupação com o abatimento de poluição difusa estava direcionada para o controle dos poluentes presentes apenas no escoamento superficial. Hoje, entretanto, o foco está sobre todos os três componentes do ciclo hidrológico: transporte e deposição atmosférica, geração e transporte superficial e fluxo de águas subterrâneas (Novotny, 2003). Mesmo porque as componentes de um ciclo não são independentes.

A contribuição da atmosfera a poluição de rios e lagos ocorre principalmente através do escoamento superficial. Uma vez que as partículas de substâncias poluentes depositam-se no solo, estas são carregadas pelo escoamento sobre a superfície da bacia hidrográfica.

A poluição difusa que chega aos corpos d'água, transportada pelo escoamento superficial, pode ocorrer basicamente por (Liu e Lipták, 1996):

- erosão (principalmente em áreas de solo descoberto e locais de construção);
- lavagem das superfícies e conseqüente carregamento de resíduos dispostos sobre o solo (resíduos vegetais, de animais, de veículos, lixo urbano, despejos industriais, etc.);
- deposição atmosférica.

O escoamento subterrâneo pode ser considerado importante na poluição de mananciais de superfície quando o nível do lençol freático for alto o suficiente para contribuir com a vazão dos rios, ou seja, em bacias com boa regularização de vazões. Neste caso, em períodos de estiagem, pode haver uma contribuição substancial à carga de poluentes dos rios devida à vazão de base, principalmente para substâncias dissolvidas na água, como os nitratos (Novotny, 2003).

A poluição difusa associada às redes de drenagem urbana será comentada logo a seguir.

Quanto à origem da poluição difusa, os ambientes considerados mais importantes são o rural (atividades de agricultura e pecuária) e o urbano (atividades residencial, comercial e industrial). Para cada tipo de uso do solo da bacia pode-se observar características quantitativas e qualitativas de escoamento superficial bastante distintas (SUDERHSA, 1997; Rast, 1999; Wurbs e James, 2002; Tong e Chen, 2002).

Ambiente urbano

Há algum tempo associa-se a degradação dos corpos d'água urbanos a esgotos domésticos não tratados e despejos industriais. Recentemente, tem-se atribuído boa parte da poluição gerada em áreas urbanas ao escoamento superficial (Porto, 1995).

Geralmente, o escoamento com a maior concentração de poluentes ocorre no início da precipitação e a concentração diminui ao longo do evento (Huber, 1993, Wurbs e James, 2002, Novotny, 2003). Este escoamento com alta carga inicial de poluentes (*first flush*) pode ser importante de se considerar em pequenas bacias urbanas. Em grandes bacias, os altos valores de concentração que podem estar sendo produzidos no início do escoamento em áreas distantes do leito do rio não serão percebidos até chegarem a seção de medição (Porto, 1995). Neste caso, mais atenção poderia ser dispensada ao intervalo de tempo em que ocorre o

processo de acumulação de poluentes na superfície da bacia (*build up*) entre dois eventos sucessivos de escoamento superficial capazes de lavar a superfície e realizar o transporte dos poluentes (*wash off*).

Os principais poluentes carreados pelo escoamento superficial em áreas urbanas são sedimentos, matéria orgânica, nutrientes, metais pesados, hidrocarbonetos, pesticidas e macro-poluentes (Novotny *et al*, 1989; Porto, 1995; EPA 2002a; ASCE, 1992; Claphan, 1999).

A origem da poluição não pontual urbana é bastante diversificada. Para ela, podem contribuir a deterioração de pavimentos pelo tráfego, disposição de resíduos domiciliares nas ruas, resíduos vegetais, resíduos de animais domésticos e silvestres, erosão em locais de construção civil, resíduos e emissões tóxicas de veículos e indústrias, atividades de jardinagem, entre outros (Porto, 1995).

Entretanto, a própria origem deste tipo de poluição é muitas vezes ainda pouco clara, como em países mais pobres ou mesmo em cidades antigas de países desenvolvidos, onde os sistemas de esgoto são do tipo combinado (Duda, 1993). Estas redes de águas pluviais que recebem contribuições de esgotos domésticos (após tratamento com fossa e filtro anaeróbio ou não), quando não afluem diretamente à macrodrenagem, caracterizam-se como fontes de poluição não pontual. Caso contrário, podem ser interpretadas como de origem difusa, mas com descarga pontual (Huber, 1993). Estas considerações dependem da localização do ponto de descarga em relação a rede de drenagem principal e da escala em que se está analisando a bacia hidrográfica.

O ar no ambiente urbano tem como principais fontes de poluição as indústrias e os veículos, responsáveis pela emissão, principalmente, de óxidos de nitrogênio, carbono e enxofre, hidrocarbonetos voláteis e material particulado (Claphan, 1999). Tais poluentes podem se depositar sobre ruas e telhados (*deposição atmosférica seca*) e serem posteriormente carreados pelo escoamento superficial ou podem ser dissolvidos e trazidos à superfície pela própria chuva (*deposição atmosférica úmida*).

Ambiente rural

A poluição de rios e lagos através do escoamento superficial de origem rural é reconhecida como um dos maiores problemas de qualidade de água tanto em países em desenvolvimento quanto em países desenvolvidos, como na Europa (Duda, 1993) e Estados Unidos (Garrison e Asplund, 1993; EPA, 2002).

A poluição difusa gerada em áreas rurais pode ser associada basicamente às atividades de agricultura extensiva, criação de animais e silvicultura, sendo os poluentes mais

importantes os nutrientes, os sedimentos, matéria orgânica, sais e pesticidas. Dentre estes, os sedimentos são, sem dúvida, o mais importante em escala global (Claphan, 1999; EPA 2002; Novotny, 2003). A geração de cargas de sedimentos pode ser associada simplesmente à alteração da cobertura natural do terreno, principalmente decorrente da instalação da atividade humana na bacia. Já os demais poluentes são gerados em função do desenvolvimento destas atividades, seja por emissões gasosas, aplicação no solo ou lançamento em pequenos córregos, por exemplo, a aplicação de pesticidas em lavouras.

A produção de sedimentos em uma bacia rural está ligada à erosão das superfícies pela qual a água da chuva escoar, das margem e leito dos rios e da erosão causada pelo vento. A prática de agricultura e pecuária extensivas influenciam principalmente na parcela da produção de sedimentos referente à erosão das superfícies pela água da chuva. Estas atividades têm gerado importantes efeitos de erosão e sedimentação de rios e reservatórios, principalmente nos países onde o desenvolvimento é mais acelerado (Duda, 1993; Tonderski, 1996). Também a atividade de extração madeireira, principalmente em florestas tropicais, resulta em efeitos diretos sobre os processos de erosão e sedimentação (Duda, 1993), o que é agravado quando o desmatamento é mecanizado (EPA, 2001). Em países tropicais em desenvolvimento, como o Brasil, a própria agricultura de subsistência tem um papel importante no desflorestamento, a exemplo do que ocorre na Amazônia (Novotny, 2003).

A lavagem de superfícies em locais de criação de animais pela água da chuva pode gerar cargas de matéria orgânica, microorganismos patogênicos e nutrientes, como nitrogênio e fósforo. Cargas de nutrientes podem ser geradas ainda no processo de deposição atmosférica e devido a atividades de irrigação, contribuindo com a degradação da qualidade das águas.

2.3.2 Alterações físicas sobre a bacia

A principal consequência direta da modificação da cobertura natural do solo (alteração distribuídas sobre a bacia) é o aumento da produção de sedimentos, discutido no item anterior. A seguir serão discutidos os impactos da transformação de um trecho de rio em reservatório (alterações concentradas nos cursos d'água) sobre a qualidade da água.

Alterações concentradas nos cursos d'água: aproveitamentos hidrelétricos

A partir da metade da década de 40, período associado à guerra e depressão econômica mundial, observou-se um grande crescimento no número de barragens em vários países como EUA, URSS, China e países do sul da Ásia e oeste da Europa (Petts, 1984).

Da mesma maneira, no Brasil, em consequência do acelerado desenvolvimento industrial e sócio-econômico iniciado nos anos 60, foram construídas inúmeras barragens, cujo objetivo principal foi a geração de energia elétrica, formando um grande número de sistemas lacustres artificiais (Esteves, 1988).

O número de grandes barragens no mundo, se consideradas com mais de 15 m de altura, cresceu de 5196, em 1950, para 47425, em 1999 (Wurbs e James, 2002). No Brasil este número passou de 67 (Muller, 1996) a 371 (CBB, 2004), no mesmo período.

Hoje, constata-se que muitos rios brasileiros tiveram grande parte do seu curso segmentado por represas como é o caso dos rios Grande, Iguaçu, Tietê, Paranapanema, Paraná e Jacuí. Outras bacias hidrográficas, como a do rio Taquari-Antas, no Estado do Rio Grande do Sul, têm sido objeto de estudos de alternativas de aproveitamento de seu potencial hidrelétrico, tendo inventariados em seu curso e no de alguns dos principais afluentes, 55 barramentos.

A natureza dos problemas de qualidade de água nos lagos e reservatórios (*habitats lênticos*) difere substancialmente dos problemas equivalentes nos rios e estuários (*habitats lóticos*). Ainda que, na maior parte das situações, os elementos que venham a contribuir para a existência dos problemas possam ser os mesmos, a escala temporal-espacial dos fenômenos que ocorrem naqueles corpos d'água é bastante distinta das escalas dos rios e estuários. Como consequência, os processos físicos, químicos e biológicos apresentam características, intensidades e importâncias também bastante diferenciadas (Nogueira 1991). Nos rios, em função da predominância das velocidades longitudinais, os fenômenos que ocorrem na direção montante-jusante, são mais importantes para as comunidades ao longo do curso d'água, do que em reservatórios. Nestes, frequentemente as grandes profundidades determinam a preponderância dos processos verticais sobre os longitudinais.

São inúmeras as consequências sobre a qualidade das águas de um trecho de rio advindas de sua transformação em um reservatório. A variabilidade sazonal e regime anual das vazões do rio deverão se alterar com a construção de reservatório com capacidade de regularizar o fluxo, com vistas a atender a demanda, seja para irrigação, geração de energia elétrica ou outros usos. Desta forma, há a perturbação do hidroperíodo a jusante do reservatório. O equilíbrio natural do ecossistema, relacionado com os ciclos sazonais de variáveis climáticas e hidrológicas, é alterado. O reflexo direto da mudança na qualidade da água a jusante, decorrente da alteração do regime de vazões, é o fato de que fluxos relativamente constantes podem criar temperaturas constantes na água, o que irá afetar diversas espécie aquáticas que dependem da variação da temperatura para sua reprodução (EPA, 2001). Analisando outra escala de tempo, a descarga de determinadas usinas

hidrelétricas pode variar de forma brusca diariamente ou mesmo durante horas, em função da demanda de energia, o que pode ser um fator significativo no aumento da erosão das barrancas do rio a jusante e uma subsequente perda de habitat ripário (EPA, 2001).

O alagamento de áreas com presença de grandes massas orgânicas pode representar profundas alterações nas características químicas e biológicas das águas represadas podendo ocasionar condições ambientais negativas. Em função da densidade da vegetação submersa, quando do enchimento do reservatório de uma hidrelétrica, há a formação de um leito de folhas e ramos caídos das árvores que morrem neste processo. Como consequência da lenta decomposição desta matéria sedimentada ocorre uma grande elevação do consumo de oxigênio na água armazenada. Caso não haja uma condição de mistura no reservatório, este consumo excessivo afetará diretamente a vida aquática e se estabelecerá um processo anaeróbio de decomposição levando a produção de gases tóxicos como o gás sulfídrico (Branco, 1991). Este processo pode levar o corpo d'água a uma situação de eutrofia, não só na fase de alagamento da represa, mas continuamente durante sua vida útil, pelo aumento da sedimentação no ambiente lântico, até que se esgote sua capacidade de armazenamento.

Tais efeitos podem também ser transferidos para o rio a jusante, dependendo do tipo de extravasor e sua lei de operação e da cota de tomada d'água das turbinas. Grande parte das usinas hidrelétricas retira a água que movimenta suas turbinas do fundo das represas, de forma a aproveitar ao máximo a carga hidráulica. Este fato talvez seja o maior problema para a manutenção da qualidade da água a jusante do reservatório, principalmente no caso em que este se encontre em condições de estratificação térmica. Neste caso, as águas do rio a jusante do barramento freqüentemente não são adequadas para usos consuntivos pela população e nem para suportar plenamente o ecossistema aquático original.

Uma vez que a diminuição da velocidade do escoamento facilita a sedimentação, tanto do material autóctone quanto do alóctone, há maiores possibilidades de disponibilização de nutrientes à base da cadeia alimentar (Muller, 1996). Cada reservatório irá acumular material orgânico sedimentado que deveria servir de alimento a peixes e outros organismos heterótrofos a jusante (EPA, 2001).

Mesmo sendo analisado apenas quantitativamente, há hoje uma grande preocupação em relação ao processo de sedimentação que ocorre nos grandes reservatórios em todo o mundo, decorrente do aumento da produção de sedimentos nas bacias contribuintes, o que é demonstrado em diversos estudos (Walling, 1997; Soler-López, 2001; DETR, 2001; Chella *et al*, 2003). A redução da capacidade de armazenamento de grades reservatórios pode equivaler a perdas econômicas anuais de bilhões de dólares (Walling, 1997).

O estudo quali-quantitativo da bacia do Taquari-Antas no Estado do Rio Grande do Sul, realizado por DRH/Magna (1997), alerta que a futura instalação de reservatórios para aproveitamento hidrelétrico poderá prejudicar bastante o abastecimento público, de animais e as águas de processamento industrial nesta bacia. Segundo este estudo, em função do freqüente descumprimento das leis ambientais, as represas poderão refletir desfavoravelmente as condições de ocupação da bacia.

3 MODELAGEM DA QUALIDADE DE AGUA NO PLANEJAMENTO DA BACIA

3.1 Planejamento Integrado da Bacia Hidrográfica

As questões tratadas no capítulo anterior, como a ocupação da bacia e conseqüente aumento das cargas poluidoras geradas e a crescente exploração do potencial hidrelétrico, apontam para a importância destas atividades dentro do planejamento ambiental de uma bacia. Mais do que isto, para a interação que existe entre as diversas atividades potencialmente poluidoras e o seu papel no desenvolvimento de uma política responsável de gestão dos recursos hídricos.

Segundo Kelman (2000), até a década de 80, não havia no Brasil uma visão multisetorial dos recursos hídricos, uma vez que cada setor não considerava em suas análises econômicas e sociais, as eventuais externalidades causadas aos outros setores. O planejamento integrado se refere exatamente a consideração conjunta de todos os fatores historicamente tratados de forma independente. No Brasil, a nova legislação, que instituiu a Política e o Sistema Nacional de Gerenciamento dos Recursos Hídricos privilegia o uso múltiplo das águas e tem como um de seus objetivos a utilização racional e integrada deste bem público (Brasil, 1997).

Atualmente, o planejamento do uso do solo se faz desde a esfera municipal, através dos Planos Diretores e de Drenagem Urbana, que começam a ser implementados em grandes cidades do Brasil, até o nível de bacia hidrográfica, dando-se atenção, por exemplo, a técnicas de plantio e criação de animais que minimizem os impactos adversos sobre o balanço hidrológico e a qualidade da água que escoam superficialmente. Este novo cenário mundial no planejamento dos recursos hídricos só se fez possível no Brasil, após sua estruturação legal, através da Constituição Nacional de 1988.

3.1.1 Modelos matemáticos como ferramenta de apoio ao planejamento

A implementação da Política Nacional necessita de ferramentas para que se possa verificar se seus objetivos estão ou não sendo alcançados, a que custo isto pode ocorrer e quais são as medidas mais adequadas a serem tomadas. Um exemplo é a necessidade de se avaliar se os padrões de qualidade definidos pelo enquadramento dos corpos d'água estão realmente sendo alcançados conforme o planejado. Uma das ferramentas utilizadas para esta análise é a realização de campanhas periódicas de monitoramento da qualidade da água na

bacia. A continuidade, confiabilidade e representatividade de um sistema de monitoramento de qualidade da água em uma grande bacia, dentro de um horizonte de planejamento, são bastante restringidas em função dos custos e dificuldades técnicas envolvidas na operação e manutenção do sistema.

A utilização conjunta da modelagem matemática e do monitoramento da qualidade de água pode auxiliar no planejamento dos recursos hídricos em uma bacia hidrográfica. Um modelo distribuído de qualidade de água, uma vez ajustado à bacia, pode ser utilizado na classificação da qualidade dos cursos d'água. O uso integrado das duas ferramentas possivelmente ofereceria uma melhor relação entre flexibilidade e custo do que se alcançaria apenas com monitoramento, em relação a distribuição espacial e temporal da informação gerada. Para tal, é necessário que o modelo seja capaz de simular diferentes cenários de desenvolvimento na bacia, levando em conta tanto fontes pontais quanto difusas de poluição.

Entretanto, é importante que se considere as incertezas associadas às informações geradas através da modelagem matemática, que devem ser respaldadas por dados de campanhas de monitoramento da qualidade da água da bacia.

A modelagem matemática é, hoje, amplamente empregada no planejamento dos recursos hídricos em bacias norte-americanas, através do cálculo da carga máxima total diária (*TMDL*). A *TMDL* é a máxima quantidade de determinado poluente que um corpo d'água pode receber para que continue de acordo com os padrões de qualidade de água estipulados (EPA 2004).

A modelagem matemática da qualidade da água pode ser utilizada, em alguns casos, também no apoio a tomada de decisões dos órgãos ambientais, quanto ao processo de licenciamento ambiental. Ou seja, na avaliação dos impactos da implantação de um novo empreendimento (loteamento, pólo industrial, usina hidrelétrica, etc.) sobre a qualidade da água da bacia. Entretanto, é importante a consideração de qual etapa do planejamento de um empreendimento é mais adequada para o emprego da modelagem matemática.

O processo de licenciamento, no caso de projetos como a construção de uma hidrelétrica, está amarrado a três fases distintas: o *licenciamento prévio*, fase em que se realizam os estudos de viabilidade das alternativas, a *licença de instalação*, necessária para que se inicie a construção da hidrelétrica e a *licença de operação*, requisitada para o enchimento do reservatório e conseqüente operação do empreendimento. As relações entre as etapas de planejamento de um empreendimento e das respectivas ações sócio ambientais e as autorizações e licenças conforme o Manual de Estudos Ambientais da Eletrobrás (1986) estão esboçadas na Figura 3.1.

Com base no quadro (Figura 3.1) é possível observar quando, em um processo de inventário de potencial hidrelétrico, a modelagem matemática da qualidade da água é, atualmente, utilizada em uma bacia hidrográfica. Apenas depois de realizado o inventário, definindo as alternativas de aproveitamento hidrelétrico da bacia, é que são realizados estudos de viabilidade ambiental. Entretanto, os Estudos de Impacto Ambiental exigidos realizam estas simulações para cada empreendimento, de forma individual. Assim, tais estudos não tem a amplitude necessária para capturar os efeitos provocados sobre a qualidade dos recursos hídricos pela utilização plena do potencial hidrelétrico da bacia, levantado na etapa de inventário.

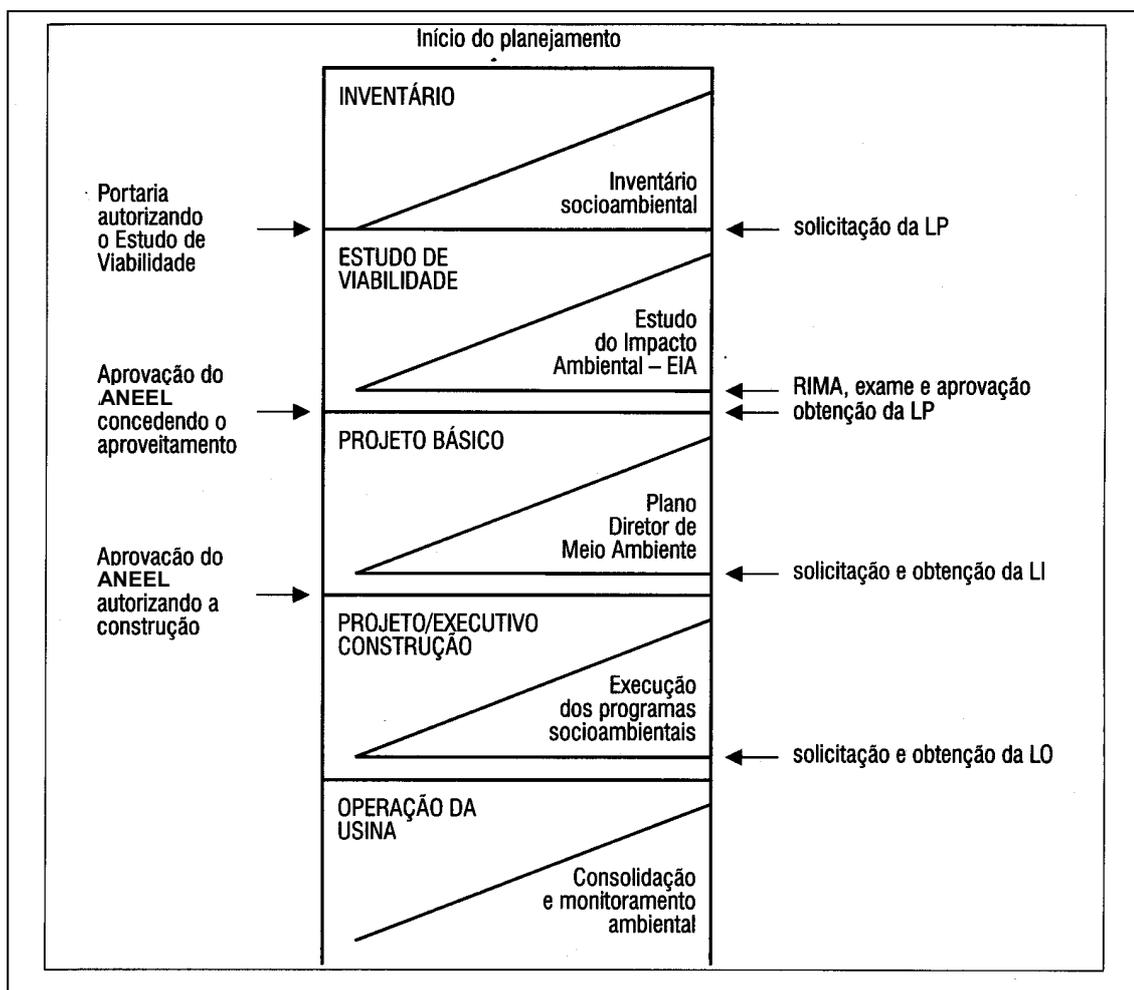


Figura 3.1 Etapas no planejamento de empreendimentos e respectivas licenças (Muller, 1996).

A modelagem da bacia realizada na etapa de inventário ajudaria a reduzir conflitos entre órgãos ambientais, responsáveis pela emissão da licença prévia, e concessionárias de energia elétrica. Nesta etapa há a possibilidade de simulação da qualidade da água em diferentes cenários considerando toda a bacia hidrográfica. Inúmeros empreendimentos são considerados inviáveis nesta fase do licenciamento por falta de um estudo mais amplo neste sentido na

etapa anterior, em detrimento do ótimo aproveitamento hidrelétrico da bacia, a exemplo do que acontece na bacia do Taquari-Antas no Rio Grande do Sul. Nesta bacia, o inventário realizado pela CEEE (1993), levou em conta basicamente fatores sócio-econômicos e hidrológicos, como interferência em núcleos habitacionais, pontes e rodovias, superfície alagada, qualidade do solo inundado e áreas com potencial de jazidas minerais.

3.2 Modelos distribuídos de qualidade de água

A modelagem da qualidade da água até a década de 60 baseava-se na representação da bacia hidrográfica de forma concentrada (figura 3.2 *a*), em efeitos locais devidos a fontes pontuais de poluição. A partir desta época, o auxílio de recursos computacionais possibilitou a análise da bacia hidrográfica como um sistema distribuído no espaço (Chapra, 1997).

Os modelos distribuídos de qualidade de água são hoje baseados em sistemas de informação geográfica (SIGs), que permitem a simulação da contribuição de fontes não pontuais de poluição juntamente com as fonte pontuais. Nestes modelos a bacia é discretizada em sub-bacias ou células (figura 3.2 *b* e *c*), possibilitando a simulação das alterações e da variabilidade espacial natural do tipo e cobertura do solo. Entretanto, em cada unidade de discretização os fenômenos naturais que aí ocorrem são tratados de forma pontual, ou seja, como em um modelo concentrado. O grau de detalhamento está ligado diretamente as informações disponíveis e a precisão desejada para retratar a bacia (Tucci, 1998).

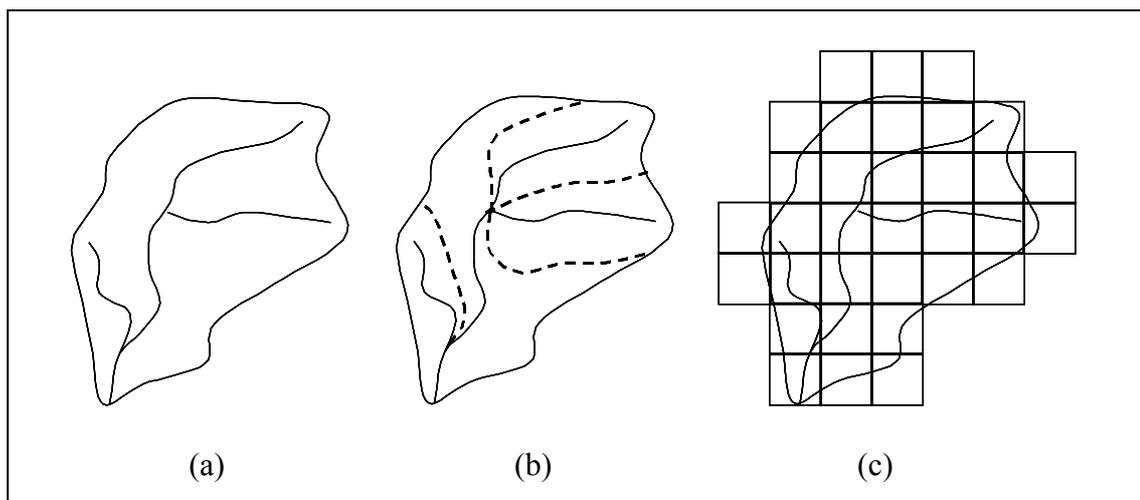


Figura 3.2 Representação espacial da bacia hidrográfica de forma (a) concentrada e discretizada (b) em sub-bacia e (c) em células.

As informações sobre a bacia, utilizadas por modelos distribuídos, normalmente estão disponíveis em resoluções diferentes. A agregação das matrizes de tipo e uso do solo e modelo numérico do terreno na mesma resolução da discretização do modelo hidrológico (Figura 3.3) também é possibilitada pelo SIG.

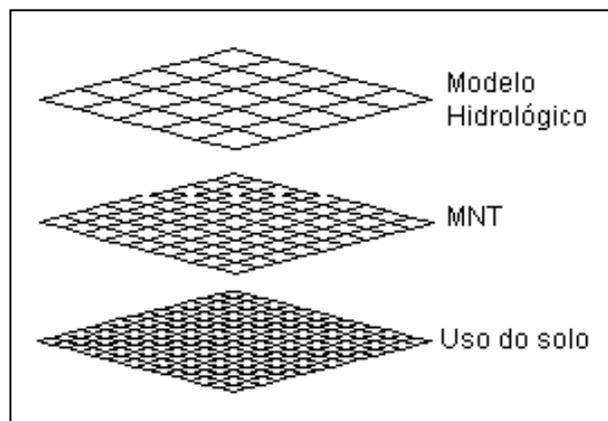


Figura 3.3 Resolução do modelo hidrológico frente a resolução de informações disponíveis sobre a bacia hidrográfica. (Fonte: Collischonn, 2001)

Modelos distribuídos de qualidade de água são formados basicamente por duas componentes:

- estimativa das cargas poluidoras geradas na bacia e transporte das cargas difusas através do escoamento superficial (item 3.3);
- e transporte de poluentes na rede de drenagem principal (rios e reservatórios) (item 3.4).

Estes modelos podem ainda estar inseridos em sistemas integrados de suporte à decisão e de apoio ao planejamento dos recursos hídricos. Um sistema deste tipo, concebido para o apoio ao programa das *TMDL's* nos Estados Unidos é o BASINS (*Better Assessment Science Integrating Point and Nonpoint Sources*), desenvolvido pela Agência de Proteção Ambiental norte-americana (EPA, 2004a). O BASINS integra uma série de componentes (Figura 3.4) que podem ser resumidos como:

- banco de dados: base cartográfica com hidrografia, mapas rodoviários, divisão política, populações; mapas de solos, cobertura vegetal, modelo numérico do terreno; dados de monitoramento; informações sobre fontes pontuais de poluição, como cargas, tipo, localização, etc;

- ferramentas de análise: baseadas em um SIG, permitem várias escalas de análise de uma área em estudo, seja um trecho de rio ou várias bacia hidrográficas;
- utilitários: facilitam o manuseio das informações do banco de dados;
- relatórios de caracterização da bacia: facilitam a compilação dos resultados e a interface com o usuário.
- modelos de simulação de quantidade e qualidade de água, distribuídos na bacia, ou concentrado em rios.
- e um pós-processador que permite a análise dos resultados dos modelos de forma gráfica os através de tabelas, juntamente com os dados observados de vazão e qualidade de água.

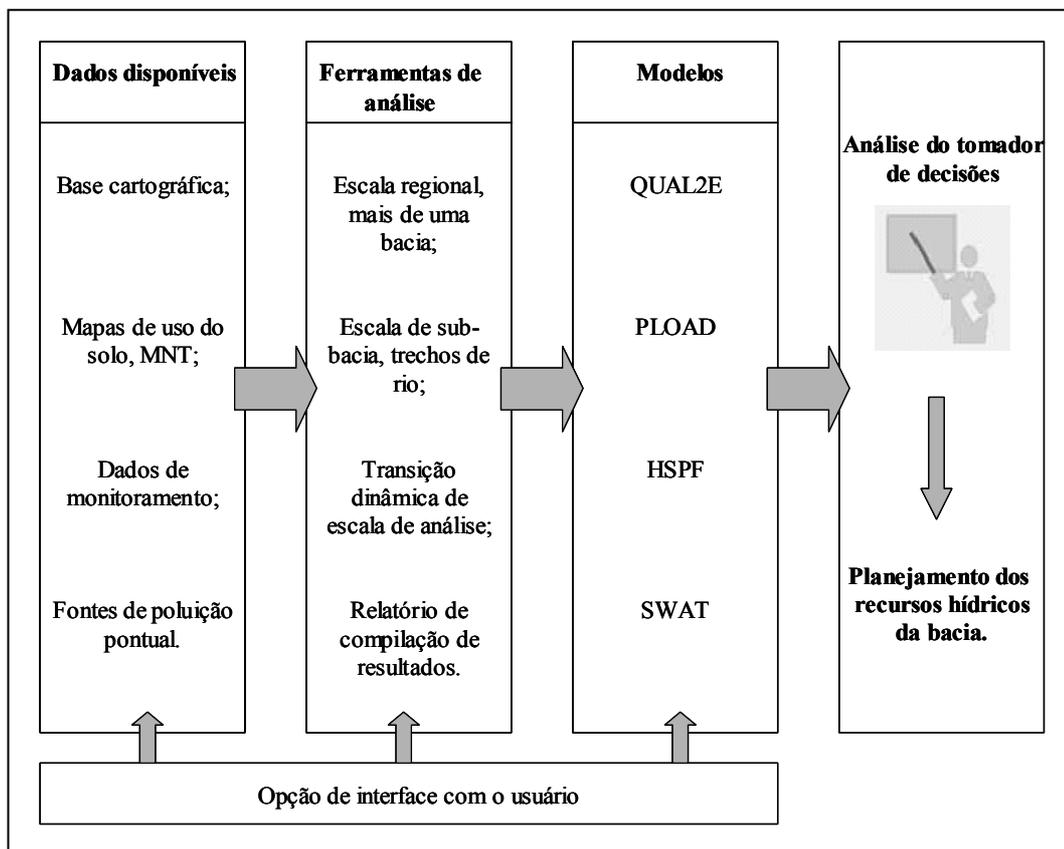


Figura 3.4 Esquema simplificado do sistema BASINS (adaptado de EPA, 2004a).

O sistema BASINS dispõe de três opções de modelos distribuídos, do tipo chuva-vazão, que simulam a geração de cargas poluentes na bacia (EPA, 2004a):

- o PLOAD, desenvolvido pela EPA (EPA, 2001a), utilizado para análises sazonais ou anuais;

- o SWAT (*Soil and Water Assessment Tool*), desenvolvido pelo departamento de agricultura norte-americano (Neitsch *et al*, 2001), simula valores diários de concentração de poluentes;
- e o HSPF (*Hydrological Simulation Program Fortran*), desenvolvido pela EPA (Bricknell *et al*, 1997), que pode ser utilizado quando há dados horários disponíveis na bacia.

Os modelos HSPF e SWAT, além de simular a geração e o transporte de nutrientes, DBO carbonácea, OD, pesticidas, *fitoplâncton*, alguns metais e sedimentos na bacia são capazes de representar o transporte e os processos cinéticos de perdas e ganhos destes parâmetros de qualidade em trechos de rio e reservatórios.

O SWAT calcula as cargas de poluentes que são geradas na bacia a partir do balanço de água no solo. Este balanço leva em conta as condições iniciais de umidade no solo, valores diários de precipitação, escoamento superficial, evapotranspiração, perdas por percolação e refluxo do aquífero. Deste balanço resultam três componentes horizontais de fluxo: escoamentos superficial, sub-superficial e subterrâneo. A concentração de poluentes no escoamento subterrâneo é considerada nula. As cargas associadas aos escoamentos superficial e sub-superficial são transportadas até a rede de drenagem por um modelo que considera o efeito de armazenamento na bacia. O modelo assume que, em grandes bacias, nem toda a carga gerada chega à rede de drenagem no mesmo dia. Esta defasagem entre o intervalo de tempo em que a carga foi gerada e o instante em que ela aflui a rede de drenagem também é levada em conta.

O modelo disponível para a simulação em canais no BASINS é o QUAL2E, desenvolvido pela EPA (Brown e Barnwell, 1987). Este modelo representa o transporte de poluentes na bacia de forma concentrada no canal e assume o escoamento como permanente. Desta forma, o QUAL2E não pode ser utilizado isoladamente para a geração de poluentes na bacia e quando há necessidade de simular qualquer obra hidráulica no canal.

Em reservatórios o SWAT representa o transporte de poluentes através de um balanço de massa, considerando os processos de perdas e ganhos e assumindo o reservatório como completamente misturado.

Limitações no emprego de modelos distribuídos de qualidade de água

Este tipo de modelo, capaz de gerar valores de concentração de poluentes em vários locais de uma grande bacia a partir de séries de precipitação, é, entre os modelos hidrológicos

e de qualidade de água, o que apresenta as maiores incertezas associadas aos resultados (Novotny, 2003). Este autor cita como exemplo, a dificuldade em se obter ajustes e validações satisfatórios com o uso de modelos determinísticos de qualidade de água. Esta mesma dificuldade foi verificada por Sincock *et al.* (2003), analisando, através de intervalos de confiança, os resultados da modelagem da qualidade da água de um rio na Inglaterra e os comparando a valores diários observados.

Outra limitação consiste na grande quantidade de informação requerida por modelo de base física mais consistente, como o HSPF e o SWAT. Normalmente são necessárias informações sobre características físicas e valores de cargas pontuais de poluição geradas na bacia e uma série de dados climáticos, como de precipitação, evaporação, velocidade do vento, temperatura do ar, radiação solar, entre outras. A discretização temporal e/ou espacial disponível destas informações nem sempre é a mais adequada para os propósitos da modelagem, o que por si só representa uma importante fonte de incertezas. Cotter *et al.* (2003) relatam a importância da distribuição espacial de características físicas da bacia, principalmente do modelo numérico do terreno, sobre as incertezas dos resultados de qualidade de água fornecidos pelo SWAT.

Porto e Silva (2003), ao utilizar o HSPF na bacia rural do ribeirão da Estiva, SP, relatam que o modelo se mostrou bastante útil para a simulação de cenários futuros, como no aumento de cargas difusas ao reservatório simulado, principalmente para valores médios anuais. Entretanto, foram encontradas dificuldades na obtenção até mesmo de dados simples como de precipitação, velocidade do vento, radiação solar e temperatura em base horária. Letcher *et al.* (2002), ao comparar a habilidade de alguns modelos matemáticos e de relações empíricas em obter cargas poluentes em bacias da Austrália, consideraram inviável ou deficiente a utilização de modelos em algumas situações, em face da inexistência de dados de qualidade observados, necessários para a calibração.

Uma vantagem do modelo PLOAD sobre os demais modelos distribuídos que compõe o BASINS, é que este requer, para a simulação da geração de cargas, apenas o mapa de uso do solo, a delimitação da bacia, valores de concentração média de poluentes por evento ou cargas unitárias e valores médios anuais de precipitação.

Estes e outros modelos matemáticos distribuídos são amplamente discutidos na literatura e podem ser encontrados, descritos de forma simplificada, em Tucci (1998), Jolánkai *et al.* (1999), Wurbs e James (2002), Tong e Chen (2002), Novotny (2003) e EPA (2004a).

3.3 Estimativa de cargas poluidoras e transporte até a rede de drenagem

3.3.1 Cargas Pontuais

As cargas pontuais de poluentes podem ser estimadas através da vazão efluente e da concentração do parâmetro analisado, o que pode ser matematicamente expresso por

$$W = \bar{C} \times Q, \quad (3.1)$$

sendo W a carga [$M T^{-1}$], \bar{C} a concentração média do evento [ML^{-3}] e Q a vazão de efluentes [L^3T^{-1}].

Os usos de água podem ser consuntivos, como abastecimento doméstico e industrial, irrigação e dessedentação de animais, ou não consuntivos, como diluição de efluentes, geração de energia e navegação. Aos usos consuntivos está associado um coeficiente de retorno, referente à porção do volume que não é realmente consumida. Em áreas urbanas a vazão de efluentes retorna aos sistemas de coleta de esgoto, cloacal ou combinado e destes segue para a rede de macrodrenagem. Frequentemente adota-se, em trabalhos de modelagem de qualidade d'água, o valor de 80% da vazão demandada pela população para a vazão de efluentes Q do esgoto doméstico (SUDERHSA, 1997; Tucci *et al*, 2003).

Normalmente os valores de \bar{C} e Q das indústrias consideradas mais importantes do ponto de vista do potencial poluidor são conhecidos através do monitoramento e cadastramento, realizado pelos órgãos ambientais responsáveis.

Como forma de simplificar a entrada de dados em modelo de cargas é comum a classificação da concentração de poluentes por tipologia industrial, conforme apresentado na Tabela 3.1.

Tabela 3.1 Concentração média \bar{C} de poluentes ($mg.L^{-1}$) por tipologia industrial. (Fonte: Lima, 1998)

Tipo	DBO ₅	Nitrogênio Total	Fósforo Total	Coliformes Fecais*
Couros	210	3,3	2	1,0
Bebidas	350	10	1	0,1
Têxtil	22	27,5	1,2	8,0
Alimentos	260	30	5	7,0
Química	146	27,5	1,1	0,001
Metal	10	2,6	0,6	0,001
Papel	250	10	1,2	0,001
Utilidade Pública	300	30	10	7,0

* unidades em $10^6 NMP.100mL^{-1}$

Já para a quantificação das cargas poluentes provenientes de redes de esgoto doméstico, freqüentemente utilizam-se valores de carga unitária ou concentração média de poluentes (Tabela 3.2) e vazão per capita, encontrados na literatura e dados censitários. Na falta de estimativas por parte das concessionárias de água é comum se utilizar o valor da demanda diária de água potável de 200 L por pessoa (SUDERHSA, 1997; Tucci *et al*, 2003).

Tabela 3.2. Cargas anuais (Kg.cap⁻¹) e concentrações (mg.L⁻¹) típicas de poluentes em efluentes de redes combinadas de esgoto doméstico.

Poluentes	Carga W^a	Concentração \bar{C}^b
DBO ₅	18,25 – 21,90 ^b 16 – 19 ^c	60 – 200
Nitrogênio total	5,66 ^b 4 ^c	3 – 24
Fósforo Total	1,1 ^b 0,8 – 1,1 ^c	1 – 11
Coliformes Fecais	10.000 ^c	10 ⁵ – 10 ⁷ ^d

^a (carga de coliformes, em 10⁶ organismos)

^b Novotny, 2003;

^c SUDERHSA, 1997;

^d (concentração de coliformes totais, em nmp.100mL⁻¹)

Estas cargas contribuem diretamente a rede drenagem principal, por onde os poluentes são transportados conforme discutido no item 3.3.

3.3.2 Cargas difusas

Como foi mencionado, há uma grande dificuldade em se estimar a quantidade e a qualidade da poluição difusa que chega a um corpo d'água, bem como a localização de sua origem. Os mecanismos de transporte e os complexos fenômenos de interação dos constituintes com o meio e entre si são representados matematicamente de forma simplificada, o que confere incertezas aos resultados obtidos.

Estimativas da poluição não pontual podem ser obtidas através de (Jolánkai *et al*, 1999; Novotny, 2003):

- relações empíricas;
- coeficientes de exportação (ou cargas unitárias);
- modelagem matemática.

Relações empíricas

São apresentadas na literatura inúmeras equações empíricas relacionando concentração de poluentes e vazão. Estas relações $Q \times C$ podem apresentar basicamente três comportamentos bem distintos: a concentração de poluentes aumenta a medida que a vazão diminui, o que é um indicativo de poluição pontual; uma correlação positiva entre as variáveis, em que a concentração de poluentes cresce com a vazão, resultado de poluição difusa; e uma nuvem dispersa de pontos que não apresentam qualquer correlação entre si, o que freqüentemente ocorre na tentativa de se estabelecer este tipo de relação. A ausência de correlação se deve principalmente a grande variabilidade espacial da concentração dos parâmetros de qualidade e a forte interação destes com outros fatores geomorfológicos, climáticos e hidrológicos que não a vazão (Jolánkai *et al*, 1999).

Em grandes bacias, equações de regressão múltiplas, relacionando a concentração ou carga de poluentes a vários parâmetros, como tipo e uso de solo, precipitação, vazão, etc., podem ser melhor empregadas que uma simples correlação com a vazão (Jolánkai *et al*, 1999). Talvez a mais utilizada relação deste tipo seja a Equação Universal de Perda de Solo, um modelo concentrado de produção anual de sedimentos em pequenas bacias rurais, que leva em conta fatores climáticos, características do tipo e uso do solo e topografia (Wurbs e James, 2002). O SWAT e o HSPF, discutido anteriormente, adotam esta equação para o cálculo da produção de sedimentos na bacia.

Coefficientes de exportação

A forma mais simples de se estimar a poluição difusa se dá através da utilização de valores de concentração média de determinado poluente de eventos de escoamento superficial ou de coeficientes que se baseiam na carga de poluente gerado por unidade de área, ambos levando em consideração o tipo de uso do solo.

O conhecimento da concentração média de um evento é de grande importância prática na modelagem matemática da qualidade da água, uma vez que, multiplicada pelo volume de escoamento superficial, resulta na carga de poluentes do evento. Portanto, desconsiderando a distribuição da concentração no tempo, a carga de poluente de um evento pode ser estimada através da equação 4.1, também utilizada para cargas pontuais.

Neste caso, a vazão Q pode ser determinada, de forma mais simples, pelo chamado método racional, ou através de um modelo hidrológico do tipo chuva-vazão. O valor de

concentração média \bar{C} de um certo poluente k pode ser obtido diretamente da literatura, ou a partir de coeficientes de carga unitária (Tabela 3.3), através da equação

$$\bar{C}(k) = \frac{\bar{W}_{uso}(k) \times A}{\bar{Q}}, \quad (3.2)$$

onde $\bar{W}_{uso}(k)$ [ML⁻²T⁻¹] é a carga média anual para cada parâmetro k e uso do solo por unidade de área A [L²] que contribui com a vazão média anual \bar{Q} [L³ T⁻¹].

Tabela 3.3 Cargas unitárias de poluentes (Kg.ha⁻¹.ano⁻¹) por tipo de uso do solo (valores entre parêntesis são médios).

Poluente Uso do Solo	DBO	Nitrogênio Total	Fósforo Total	Coliformes Fecais*
Floresta	2 – 7 (5) ^b	2,1 – 2,7 ^a 3 – 13 ^b 1,3 – 10,2 (3) ^e	0,1 – 0,4 ^a 0,03 – 0,9 (0,10) ^b 0,01 – 0,9 (0,4) ^e	-
Campo	6 – 17 (11,5) ^b	1,5 ^a 2 – 12 (6,2) ^b	0,9 ^a 0,10 – 2,1 (0,5) ^b	2,63E9 ^b
Urbano	28 – 96 (50) ^b 5 – 100 ^c 28 – 112 ^d	0,2 – 18 ^a 3,2 – 18 (8,5) ^b 2 – 12 ^c 4 – 10 ^d 1 – 20 (5) ^e	0,3 – 4,8 ^a 1,1 – 5,6 (2) ^b 0,2 – 2,2 ^c 0,3 – 0,9 ^d 0,1 – 10 (1) ^e	1,5E3 ^b
Agrícola	4 – 31 (18) ^b	2,7 – 5,1 ^a 0,1 – 13 ^b 0,5 – 50 (5) ^e	0,03 – 0,3 ^a 0,18 – 1,62 (1,05) ^b 0,1 – 5 (0,5) ^e	2,51E7 ^b

* unidades em 1E6 NMP.ha⁻¹.ano⁻¹

^a Novotny (2003);

^b Lima (1998);

^c Claphan et al. (1999);

^d Wurbs e James (2002);

^e Thomann e Muller (1987).

A concentração média de um determinado poluente $\bar{C}(k)$ é um valor estatístico obtido da medição de eventos de diferentes durações e depende de vários fatores como, tipo e uso do solo, densidade populacional, classe social, cultura e hábitos da população, intensidade da precipitação, entre outros. Portanto, a utilização de coeficientes de exportação deve levar em conta estas condicionantes locais e regionais e considerar as incertezas inerentes a metodologia.

As cargas difusas de poluição são transportadas até a rede de drenagem principal através do escoamento superficial na bacia. Existem inúmeros modelos empíricos, como o

Hidrograma Unitário Instantâneo, e conceituais, como Reservatório Linear Simples, que representam o escoamento superficial na bacia. O Reservatório Linear Simples considera o efeito de armazenamento na bacia, semelhante ao equacionamento utilizado no SWAT. Alguns destes modelos estão descritos em Tucci (1998).

Exemplos de utilização de coeficientes de exportação podem ser encontrados em modelos aplicados a região metropolitana da cidade de Curitiba no Estado do Paraná (SUDERHSA, 1997) e a bacia do Taquari-Antas no Rio Grande do Sul (Tucci *et al*, 2003).

Modelagem matemática

Um modelo matemático de qualidade de água baseado em um modelo hidrológico chuva-vazão utiliza, como variável de entrada, valores de concentração média obtidos na literatura, para o ajuste de seus parâmetros. Uma vez calibrado, o modelo pode gerar novas estimativas de cargas poluentes pontuais e difusas na bacia hidrográfica.

No caso da utilização de coeficientes de exportação em Curitiba, citado no tópico anterior, os valores de carga de poluentes per capita adotados da literatura, que serviram como variável de entrada no modelo, foram novamente estimados a partir do ajuste do modelo com base em dados observados na bacia (SUDERHSA, 1997).

3.4 Transporte dos poluentes na rede de drenagem principal

3.4.1 Rio

O comportamento de um constituinte ao longo da direção longitudinal em um curso d'água pode ser considerado de duas formas: como conservativo ou não conservativo. Uma substância dita conservativa não sofre perdas devido a processos físicos, reações químicas ou degradação biológica, isto é, não há mudança de concentração em um trecho de rio entre tributários ou descargas de efluentes (Thomann e Muller, 1987).

Assim, os processos físicos de transporte de massa nos cursos d'água, como advecção e difusão (molecular e turbulenta), devem ser diferenciados de processos cinéticos, onde há produção ou perda de determinado constituinte (Huber, 1993).

O balanço de massa de uma substância conservativa totalmente misturada é dado por

$$C_{jus} = \frac{Q_{mon} \cdot C_{mon} + Q_{lat} \cdot C_{lat}}{Q_{jus}}, \quad (3.3)$$

onde Q_{mon} e C_{mon} são a vazão e a concentração do rio a montante do local da contribuição lateral, Q_{lat} e C_{lat} são a vazão e a concentração do efluente ou tributário e C_{jus} e Q_{jus} ($Q_{mon}+Q_{lat}$) são a concentração e a vazão a jusante da contribuição lateral.

Já para uma substância não conservativa, deve-se levar em conta os processos cinéticos de decaimento que ocorrem em cada trecho de rio entre dois afluentes. Tais processos, como sorção, sedimentação e biodegradação, podem ter natureza física e/ou química e biológica. Para isso, é bastante empregada a consideração de que a substância decai conforme uma reação de primeira ordem, isto é, a taxa de perda de substância é proporcional à concentração para qualquer tempo (Thomann e Muller, 1987). Este comportamento pode ser verificado para a DBO, na Figura 2.1 *a*. Assim, o balanço de massa de uma substância não conservativa, com decaimento de primeira ordem, em um escoamento em estado permanente e uniforme, pode ser representado pela equação

$$\frac{dC}{dt} = -KC, \quad (3.4)$$

onde C é a concentração do constituinte [$M.L^{-3}$] e K é a constante de velocidade de reação, ou coeficiente de decaimento [T^{-1}] no tempo t [T]. Nos processos químicos e biológicos de decaimento o coeficiente K depende da temperatura da água.

A equação acima foi apresentada por Streeter e Phelps em 1925, num dos primeiros modelos a simular qualidade de água, representando o parâmetro DBO. O modelo de Streeter e Phelps considera o escoamento permanente e uniforme, somente o efeito advectivo do transporte de massa e a fase carbonácea do consumo de oxigênio na água (Chapra, 1997; Tucci, 1998).

A mesma equação 3.4 pode ser utilizada para a modelagem de outros constituintes, como fosfatos, nitrogênio e coliformes fecais, sendo que, cada um reage conforme uma taxa de decaimento K distinta. Normalmente está associado a estes parâmetros de qualidade de água um coeficiente de decaimento K_3 referente ao processo físico de sedimentação. Neste caso, a substância é transferida para o fundo do rio ou reservatório pelo efeito da gravidade.

Fosfatos e nitrogênio podem, ainda, conter um termo referente ao consumo pelo fitoplâncton. Da mesma forma, a DBO decai por sedimentação e pelo processo de degradação por bactérias, expresso como taxa de decaimento pelo coeficiente K_1 . Já os coliformes podem ter representada, além da sedimentação, a sua taxa de mortalidade, através do coeficiente K_{col} .

O modelo de oxigênio dissolvido no rio pode possuir uma parcela de decaimento (K_1), devido ao consumo de matéria orgânica (DBO) e ao mesmo tempo termos que simulam a produção de OD, seja por reaeração ou fotossíntese. A taxa de reaeração é normalmente representada pelo coeficiente K_2 . Em rios, esta taxa depende de algumas características físicas do corpo d'água, como declividade, área de contato com a atmosfera e acidentes naturais e de fatores climáticos, como temperatura, vento e pressão atmosférica.

Desta forma, o modelo de variação da concentração, C_{OD} , de oxigênio dissolvido, no tempo t , pode ser expresso pela seguinte equação diferencial:

$$\frac{dC_{OD}}{dt} = K_1 C_{DBO} + K_2 (C_{ODsat} - C_{OD}), \quad (3.5)$$

onde C_{ODsat} é a concentração de saturação do OD na água, que é função de fatores como temperatura e pressão atmosférica.

Uma estimativa desta variável pode ser obtida, para pressão atmosférica padrão de 1,00 atm, através da equação (APHA, 1985 *apud* Neitsch *et al*, 2001)

$$C_{ODsat} = -139,3441 + \frac{1,575701 \cdot 10^5}{T} - \frac{6,642308 \cdot 10^7}{T^2} + \frac{1,2438 \cdot 10^{10}}{T^3} - \frac{8,621949 \cdot 10^{11}}{T^4}, \quad (3.6)$$

sendo T a temperatura da água em Kelvin ($273,15 + C^\circ$).

Estimativas de valores dos coeficientes K_1 , K_3 e K_{col} podem ser obtidas na literatura, como na Tabela 3.4.

Tabela 3.4 Faixas de variação dos coeficientes de decaimento (dia^{-1}).

K_1 (20°C) ^a	K_3 ^b	K_{col} (20°C) ^a
0,1 – 3,0	0,05 – 0,6	0,8 – 5,5

^a Thomann e Mueller (1987);

^b Bell (1973) *apud* Moretti (1980).

Já o coeficiente K_2 é encontrado na literatura, freqüentemente relacionado de forma empírica às variáveis velocidade do fluxo e profundidade do corpo d'água (Tabela 3.5 e Tabela 3.6).

Tabela 3.5 Valores de coeficiente de reaeração K_2 (Fonte: Hann e Wiley, 1972, *apud* Tucci, 1998).

Tipo de corpo d'água	K_2 a 20°C (dia ⁻¹)	K_2 limite superior (dia ⁻¹)
Pequenos lagos e remanso	0,12	0,23
Rios calmos e grandes lagos	0,23	0,34
Grandes rios com pequenas velocidades	0,34	0,46
Grandes rios com baixa velocidade	0,46	0,49
Rios ligeiros	0,69	1,15
Rios rápidos e cascatas	1,15	Maior

Tabela 3.6 Relações empíricas para a obtenção do coeficiente K_2 de reaeração em rios. (Fonte: Chapra, 1997)

Pesquisadores	Equação (K_2) (dia ⁻¹)	Intervalos de aplicabilidade	
		Velocidade U (m/s)	Profundidade H (m)
O'Connor-Dobbins (1956)	$3,93 \frac{U^{0,5}}{H^{1,5}}$	0,15 – 0,49	0,30 – 9,14
Churchill (1962)	$5,026 \frac{U}{H^{1,67}}$	0,55 – 1,52	0,61 – 3,35
Owens e Gibbs (1964)	$5,32 \frac{U^{0,67}}{H^{1,85}}$	0,03 – 0,55	0,12 – 0,73

A equação de transporte de um dado constituinte, baseada no princípio de conservação de massa, é proveniente da consideração de variação de quantidade de massa em um determinado volume de controle. A expressão matemática para condições conservativas, nas três dimensões do plano cartesiano, é

$$\frac{\partial C}{\partial t} + u \frac{\partial C}{\partial x} + v \frac{\partial C}{\partial y} + w \frac{\partial C}{\partial z} = \frac{\partial}{\partial x} \left(E_x \frac{\partial C}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(E_y \frac{\partial C}{\partial y} \right) + \frac{\partial}{\partial z} \left(E_z \frac{\partial C}{\partial z} \right), \quad (3.7)$$

na qual u , v , w são as componentes da velocidade nas direções x , y e z , C é a concentração de cada constituinte no instante t e E_x , E_y e E_z são os coeficientes de difusão turbulenta nas direções x , y e z , considerando a anisotropia do meio.

Este equacionamento pode levar em consideração os mencionados processos cinéticos, uma vez que se introduza, em seu membro direito, um termo que represente estas perdas e ganhos, específico para cada constituinte.

As soluções analíticas encontradas na literatura para a equação 3.7, como em Cunge *et al.* (1980), Huber (1993) e Tucci (1998), adotam algumas simplificações referentes à geometria e fluxo do sistema fluvial. A solução numérica da equação de transporte, pelo

método das diferenças finitas, permite considerar variações do sistema fluvial e das condições de escoamento (Tucci, 1998).

Considerando o fluxo apenas na direção longitudinal x , para uma seção de área A , a equação 3.7 é expressa como

$$\frac{\partial(AC)}{\partial t} + \frac{\partial(AuC)}{\partial x} = \frac{\partial}{\partial x} \left(AE_x \frac{\partial C}{\partial x} \right), \quad (3.8)$$

onde o termo da esquerda representa o processo de advecção e o da direita o de difusão turbulenta.

A resolução da equação de transporte por métodos numéricos pode ser realizada de diversas formas, como através de um esquema numérico explícito regressivo no tempo que considera o termo de advecção nulo e o escoamento em regime não permanente (Chapra, 1997) ou por um esquema implícito regressivo para escoamento em regime permanente (Tucci, 1998).

O QUAL2E, comentado anteriormente, resolve a equação 3.8 de transporte de massa através de um esquema numérico como o proposto por Tucci (1998), assumindo o escoamento em regime permanente (Brown e Barnwell, 1987).

O uso do QUAL2E ou de qualquer modelo que também forneça, como resultado das simulações, simples valores de vazão e concentração de poluentes por trecho de rio pode ser restringido quando se deseja trabalhar com o conceito de incerteza. Em alguns casos, como na Inglaterra, é comum a utilização de modelos estocásticos como o SIMCAT (*Simulation Catchment*) e o TOMCAT (*Temporal/Overall Model for Catchments*), cuja entrada de dados é uma distribuição estatística de probabilidades (Cox, 2003). Tais modelos, também consideram o escoamento em estado permanente, mas produzem resultados como médias, percentis e intervalos de confiança, para cada trecho de rio simulado. Da mesma forma, a versão QUAL2E-UNCAS do modelo da EPA permite a análise de incertezas sobre os dados de entrada e suas previsões (Brown e Barnwell, 1987).

3.4.2 Reservatório

Quanto à estruturação espacial da modelagem de um reservatório, pode-se considerar a seguinte classificação (Nogueira, 1991):

- modelo concentrado: em que se considera o corpo d'água completamente misturado, com uma única concentração para cada parâmetro de qualidade;

- modelo unidimensional: usado para a representação de fenômenos que ocorrem preponderantemente em uma direção, que no caso de reservatórios, normalmente é a direção vertical;
- modelo bidimensional: para situações em que há variações importantes nas concentrações dos constituintes em duas direções. Estes modelos podem ser bidimensionais no perfil, usado geralmente no caso de reservatórios, ou no plano, como ocorre na modelagem de corpos d'água rasos;
- modelo tridimensional: em que há a necessidade de se representar os fenômenos nas três direções.

Em função do fenômeno da estratificação produzir reduções substanciais no transporte de massa na direção vertical, o trabalho de modelagem matemática de qualidade da água em lagos e reservatórios estará na dependência direta da modelagem de suas estruturas térmicas (Nogueira, 1991; Chapra, 1997). Assim, podemos encontrar na literatura, como em Thomann e Muller (1987), Nogueira (1991), Chapra (1997) e Tucci (1998), modelos que esquematizam o reservatório estratificado como um sistema de diversas camadas horizontais superpostas, onde as trocas de calor ocorrem por mecanismos de convecção e difusão turbulenta e os modelos que determinam a posição da termoclina, e em consequência o epilímio e o hipolímio, com base no equilíbrio entre o efeito desestabilizante da energia cinética da turbulência e o efeito estabilizante da energia potencial da estratificação.

A escolha do modelo de representação espacial adequado de um reservatório dependerá de seu tempo de detenção hidráulica e morfometria, das condições climáticas da região, da precisão exigida dos resultados e dos dados disponíveis.

Em estudos cujo objetivo é obter uma resposta em termos de qualidade de água em toda a bacia, freqüentemente os reservatórios existentes na bacia são representados através de modelos concentrados. Um dos primeiros modelos deste tipo foi apresentado por Vollenweider na década de 70 para o cálculo da concentração de fósforo em lagos, predominantemente em clima temperado. Extensamente descrito na literatura (Thomann e Muller, 1987; CEPIS 1990; Sperling 1995; Chapra, 1997; Tucci, 1998) este modelo empírico pode ser expresso como

$$C_P = \frac{I.C_{Pi}}{V \left(\frac{1}{t_d} + K_3 \right)}, \quad (3.9)$$

onde C_p é a concentração de fósforo no sistema, C_{pi} e I são respectivamente, a concentração de fósforo e a vazão na entrada do sistema, V o volume, t_d é o tempo de residência hidráulica. O coeficiente de perda de fósforo por sedimentação K_3 é o parâmetro do modelo, dado por

$$K_3 = \frac{10}{H} = \frac{1}{\sqrt{t_d}}, \quad (3.10)$$

onde H é a profundidade do lago. Considera-se lagos oligotróficos com até $10 \mu\text{g.L}^{-1}$ de fósforo e eutróficos com concentração superior a $20 \mu\text{g.L}^{-1}$ (Chapra, 1997). Em lagos tropicais estes limites são maiores e o valor de K_3 pode ser calculado como o dobro do que para lagos temperados (CEPIS, 1990).

Um modelo de qualidade de água em reservatório pode levar em consideração uma série de outros poluentes. Um equacionamento simples de balanço de massa para um parâmetro de qualidade de água qualquer, em um reservatório completamente misturado, pode ser expresso por

$$\frac{d(CV)}{dt} = I.C_i - Q.C + S(C, V, k) \quad (3.11)$$

onde Q é a vazão de saída C é a concentração e V o volume do reservatório, S é a função de perdas e ganhos para cada parâmetro k e I e C_i são a vazão e a concentração do parâmetro na entrada do reservatório. Tucci (1998) apresenta a solução da equação 4.10 com o termo S de perdas e ganhos, para os parâmetros DBO, OD, fósforo total, nitrogênio total e coliformes.

Em um modelo distribuído de qualidade de água, o termo I de vazão de entrada no reservatório é fornecido pelo modelo de simulação em canais. A vazão Q de saída depende de uma série de fatores, como finalidade do reservatório, tipo de extravasor e regra de operação de comportas (quando for o caso).

Baseado em um equacionamento de balanço de massa como o da equação 3.11 e no esquema de aproveitamento do volume útil do reservatório (Figura 3.5), o modelo SWAT oferece três opções de representação do termo Q da vazão de saída (Neitsch *et al*, 2001):

- entrada de arquivo com as vazões de deflúvio Q de cada dia de simulação;
- sub-rotina que considera o deflúvio constante em duas situações distintas. Quando o volume V do reservatório estiver acima do nível do vertedor

principal, correspondente ao volume V_p , a vazão Q será $\frac{V - V_p}{dia}$ e quando o

volume V estiver acima do nível do vertedor de emergência, correspondente ao

volume $V_e + V_p$, Q será igual a $\frac{(V - V_e) + (V_e - V_p)}{\text{dia}}$;

- e a opção de tentar reproduzir regras gerais, normalmente utilizadas na operação de barragens, levando em consideração os períodos úmidos e de estiagem, os quais devem ser informados ao modelo. No período seco, o modelo trabalha como no caso anterior, vertendo apenas se o volume atingir o nível do vertedor de emergência. Na época de chuvas, a regra de operação é determinada como sendo função da umidade do solo, variável utilizada em outras rotinas do modelo.

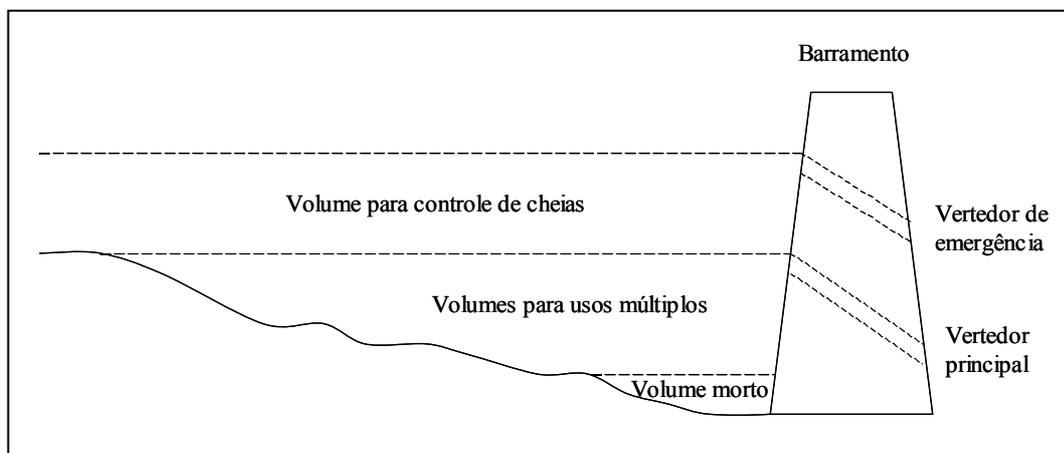


Figura 3.5 Esquema de utilização do volume de reservatórios adotado pelo SWAT (Neitsch *et al.*, 2001).

Para a maioria dos parâmetros de qualidade, o termo de perdas e ganhos pode ser representado da mesma forma em rios e reservatórios. Entretanto, no processo de reaeração em lagos, reservatórios e estuários o vento é o fator predominante, o que altera a metodologia de estimativa do coeficiente K_2 (Huber, 1993; Chapra, 1997).

Algumas relações empíricas para a determinação do coeficiente de transferência de OD em função da velocidade U_w do vento na superfície são apresentadas na Tabela 3.7.

Tabela 3.7 Relações empíricas para a obtenção do coeficiente K_L de transferência de OD em lagos. (Fonte: Chapra, 1997)

Pesquisadores	Equação (K_L) (m.dia ⁻¹)
Banks (1975)	$0,728U_w^{0,5} - 0,317U_w + 0,0372U_w^2$
Broecker <i>et al.</i> (1978)	$0,864U_w$
Wanninkhof <i>et al.</i> (1991)	$0,0986U_w^{1,64}$

Assim, a taxa de reaeração K_2 pode ser obtida para qualquer uma destas equações ao se dividir o valor de K_L pela profundidade H do corpo d'água.

4 MODELO DISTRIBUÍDO DE QUALIDADE DE ÁGUA

4.1 Estrutura do modelo

O modelo utilizado neste estudo, o IPH-MGBq (*Modelo de Qualidade de Água em Grandes Bacias*) é estruturado basicamente em duas partes: uma parte para a simulação hidrológica, denominada de *módulo de quantidade* e outra para a simulação da qualidade da água na bacia, rios e reservatórios, ou seja, o *módulo de qualidade*.

A bacia hidrográfica e os processos descritos pelo modelo em cada módulo são subdivididos em:

- *bacia*: parte do sistema cujo principal papel no ciclo hidrológico é a geração de escoamento, como por exemplo nas áreas de cabeceira. Da mesma forma, é a responsável pela geração e transporte, até a rede de drenagem principal, da poluição difusa. Os planos de geração de escoamento, superficial, sub-superficial e subterrâneo, foram tratados de forma independente;
- *rio*: recebe contribuições laterais e despejos pontuais domésticos e industriais. Os volumes e concentrações de poluentes são então propagados a jusante;
- e *reservatório*: recebem a contribuição do trecho de rio a montante e também simulam o transporte e decaimento dos poluentes. Os volumes são propagados em função de características físicas e da regra de operação de cada reservatório.

A Figura 4.1 apresenta um esquema da estrutura do IPH-MGBq, relacionando os módulos de quantidade e qualidade, os dados de entrada e as saídas do modelo, fornecendo subsídios para o planejamento dos recursos hídricos em grandes bacias.

4.2 Módulo de Quantidade

Este módulo visa à representação dos fenômenos hidrológicos do sistema bacia hidrográfica, ou seja, dos processos que se referem somente a parte quantitativa do modelo, compreendendo a geração e propagação de escoamento na bacia e a propagação pela rede de drenagem.

O modelo hidrológico distribuído (módulo de quantidade) que compõe o IPH-MGBq foi desenvolvido no Instituto de Pesquisas Hidráulicas da UFRGS por Collischonn (2001) para a simulação de grandes bacias, tendo sua estrutura baseada nos modelos LARSIM (Bremicker,

1998) e VIC-2L (Wood *et al*, 1992; Liang *et al*, 1994; Abdulla e Lettenmaier, 1997; Lohmann *et al*, 1998).

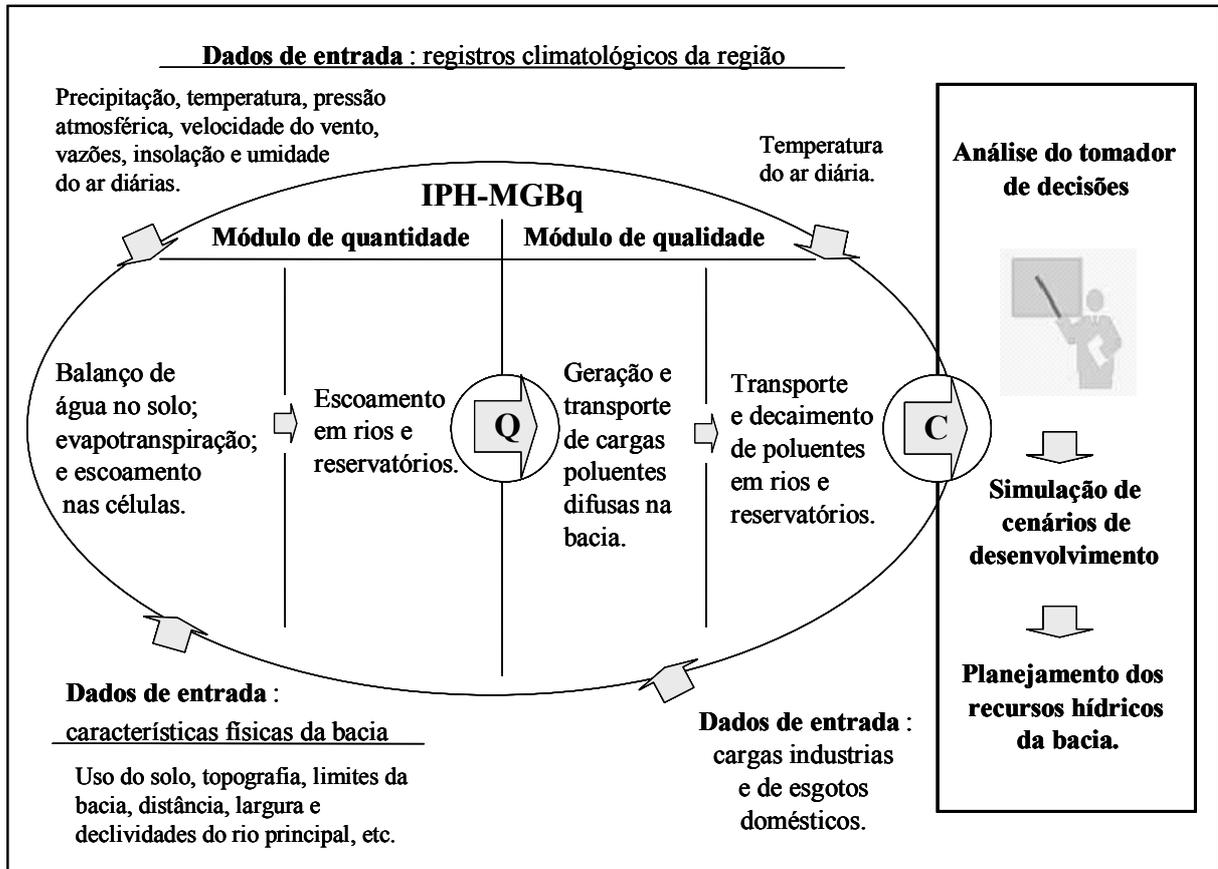


Figura 4.1 Esquema geral da estrutura do IPH-MGBq.

Basicamente o modelo é composto pelos seguintes algoritmos:

- balanço de água no solo;
- evapotranspiração;
- escoamentos superficial, sub-superficial e subterrâneos nas células;
- escoamento na rede de drenagem (rio e reservatórios).

Cada um destes processos é resolvido com uma discretização temporal de 1 dia, que é o intervalo de tempo com o qual o modelo fornece os resultados. A seguir estes processos serão brevemente discutidos. Para maiores detalhes, consultar Collischonn (2001).

4.2.1 Bacia hidrográfica

A bacia hidrográfica é discretizada espacialmente em células quadradas (Figura 4.2 a). Cada célula, por sua vez, é dividida em blocos (Figura 4.2 b), definidos pelo tipo de cobertura e capacidade de armazenamento no solo.

É no nível de bloco que são representados o balanço de água no solo e a evapotranspiração. Na célula ocorre o processo de fluxo horizontal (escoamentos superficial, sub-superficial e subterrâneo) até a rede de drenagem onde os volumes são propagados entre as células, ao longo da rede.

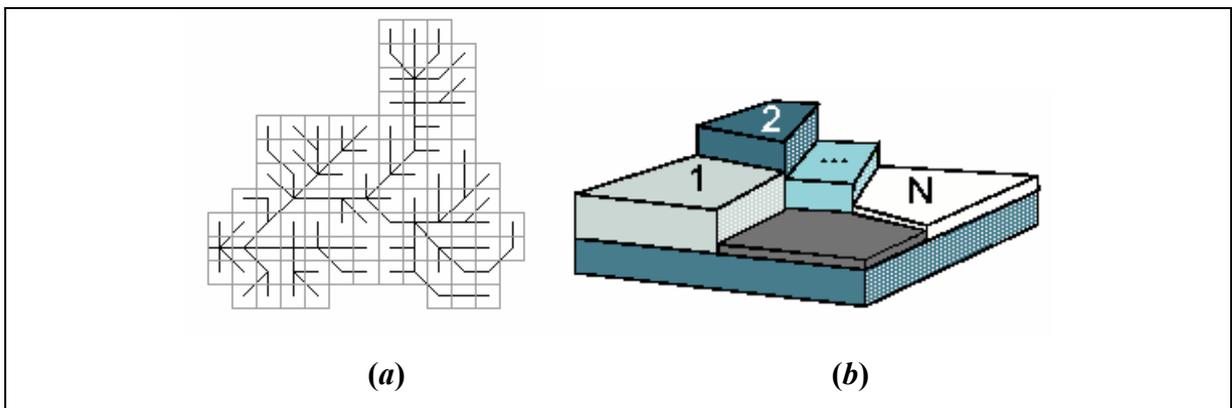


Figura 4.2 (a) Subdivisão de uma bacia em células ligadas por linhas que representam a rede de drenagem e (b) da célula em n blocos, de acordo com o uso do solo. (Fonte: Collischonn, 2001)

Balanço de água no solo

O balanço hídrico no solo é realizado de maneira independente para cada bloco de uso do solo (Figura 4.3), utilizando as características e os parâmetros do bloco, conforme a equação 4.1.

$$W^t = W^{t-1} + P - ET - D_{SUP} - D_{INT} - D_{BAS} + D_{CAP}, \quad (4.1)$$

onde W^t (mm) é o armazenamento na camada de solo ao final do intervalo de tempo t , W^{t-1} (mm) é o armazenamento na camada de solo ao início do intervalo de tempo, P (mm) é a precipitação incidente (PI) menos a interceptação ao longo do intervalo de tempo, ET (mm) é a evapotranspiração da água da camada de solo ao longo do intervalo de tempo, D_{SUP} (mm) é o escoamento superficial ao longo do intervalo de tempo (drenagem rápida), D_{INT} (mm) é o escoamento sub-superficial ao longo do intervalo de tempo (drenagem lenta), D_{BAS} (mm)

escoamento subterrâneo ao longo do intervalo de tempo (drenagem muito lenta), D_{CAP} (mm) é o fluxo do reservatório subterrâneo para a camada superficial do solo.

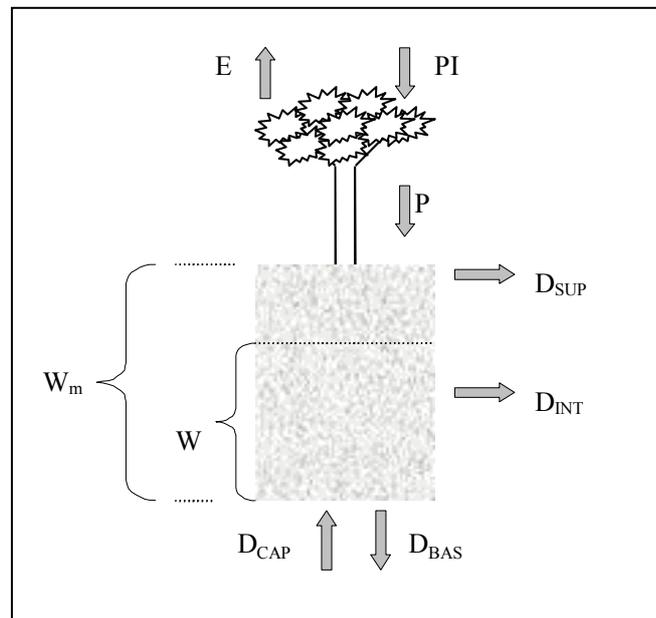


Figura 4.3 Esquema do balanço de água vertical na camada de solo. (Fonte: Collischonn, 2001)

A camada de solo de cada bloco recebe a precipitação descontada da interceptação, que depende do tipo de cobertura vegetal. Uma fração da precipitação, que depende do estado de armazenamento de água na camada de solo (W), e do armazenamento máximo na camada de solo (W_m), é imediatamente transformada em escoamento superficial (D_{SUP}). Além do escoamento superficial, o solo é drenado pelo escoamento subterrâneo (D_{BAS}), pelo escoamento sub-superficial (D_{INT}), e sofre a demanda de transpiração. A transpiração e a evaporação direta da água interceptada somadas definem a evapotranspiração total (ET). Em algumas situações a camada de solo pode receber um fluxo de umidade ascendente denominado D_{CAP} .

O escoamento superficial é, na realidade, um escoamento rápido, ou direto. É o escoamento que chega rapidamente à rede de drenagem. O termo D_{SUP} , que representa o escoamento superficial, é calculado considerando que toda a chuva que cair sobre uma porção de solo já saturada de umidade irá gerar escoamento superficial. O modelo considera que existe uma relação entre W , que é o estado de armazenamento atual da camada de solo, e a porcentagem de área saturada. Os detalhes desta relação, dos conceitos resultantes e da formulação das equações foram apresentados por Todini (1996).

O escoamento superficial, ou direto, é calculado por

$$D_{SUP} = P - (W_m - W), \quad (4.2)$$

quando $\delta \leq 0$ e por

$$D_{SUP} = P - (W_m - W) + W_m \cdot (\delta)^{b+1}, \quad (4.3)$$

quando $\delta > 0$. onde

$$\delta = \left[\left(1 - \frac{W}{W_m} \right)^{\frac{1}{b+1}} - \frac{P}{(b+1) \cdot W_m} \right]. \quad (4.4)$$

No equacionamento acima W (mm) é o armazenamento na camada do solo, W_m (mm) é o armazenamento máximo na camada do solo, b (-) é um parâmetro adimensional que representa a não-uniformidade da capacidade de armazenamento do solo no bloco, P (mm) é a precipitação menos a interceptação e D_{SUP} (mm) é o escoamento superficial (drenagem rápida). Quando a condição $\delta \leq 0$ é satisfeita, significa que a precipitação P foi suficiente para saturar totalmente o solo.

O escoamento sub-superficial é obtido por uma relação não linear com o armazenamento na camada de solo (equação 4.5), baseada na equação da condutividade hidráulica do solo de Brooks e Corey (Rawls *et al*, 1993).

$$D_{INT} = K_{INT} \cdot \left(\frac{W - W_Z}{W_m - W_Z} \right)^{\left(3 + \frac{2}{XL} \right)}, \quad (4.5)$$

Nesta relação W_z (mm) é o limite de armazenamento para haver escoamento sub-superficial, K_{INT} (mm) é o parâmetro de escoamento sub-superficial, XL (-) é o índice de porosidade do solo (parâmetro) e D_{INT} (mm) é o escoamento sub-superficial. O parâmetro K_{INT} é calibrado e o índice XL é fixado em 0,4, que é uma média para diferentes tipos de solo (Rawls *et al*, 1993).

O escoamento subterrâneo é calculado por uma equação simples, linear com relação ao armazenamento no solo.

$$D_{BAS} = K_{BAS} \cdot \frac{(W - W_c)}{(W_m - W_c)}, \quad (4.6)$$

onde W_c (mm) é o limite de armazenamento no solo para haver escoamento subterrâneo, K_{BAS} (mm) é o parâmetro de escoamento subterrâneo e D_{BAS} (mm) é o escoamento subterrâneo.

Quando W é menor do que W_z , não há escoamento sub-superficial, e quando W é menor do que W_c , não há escoamento subterrâneo. Normalmente W_z e W_c são fixados em um décimo de W_m , para evitar a possibilidade de escoamento negativo, e não são considerados na calibração.

Em alguns casos, quando o armazenamento do solo é baixo, pode ocorrer a transferência de água do reservatório subterrâneo para a camada de solo. Esta possibilidade visa permitir ao modelo simular situações em que as águas subterrâneas voltem a ser disponibilizadas para a evapotranspiração. A equação 4.7 descreve o fluxo ascendente.

$$D_{cap} = \frac{W_c - W}{W_c} \cdot DM_{cap}, \quad (4.7)$$

onde W_c (mm) é o limite de armazenamento para haver fluxo ascendente, D_{CAP} (mm) fluxo ascendente e DM_{CAP} (mm) máximo fluxo ascendente para o solo (parâmetro do modelo).

Evapotranspiração

O modelo calcula a evaporação e transpiração pela equação de Penman-Monteith, de modo semelhante ao utilizado por Wigmosta *et al.* (1994), sendo

$$e = \left(\frac{\Delta \cdot (R_L - G) + \rho_A \cdot c_p \cdot \frac{(e_s - e_d)}{r_a}}{\Delta + \gamma \cdot \left(1 + \frac{r_s}{r_a}\right)} \right) \cdot \frac{1}{\lambda \cdot \rho_W}, \quad (4.8)$$

onde e ($\text{m} \cdot \text{s}^{-1}$) é a taxa de evaporação da água λ ($\text{MJ} \cdot \text{kg}^{-1}$) é o calor latente de vaporização, Δ ($\text{kPa} \cdot ^\circ\text{C}^{-1}$) é a taxa de variação da pressão de saturação do vapor, R_L ($\text{MJ} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$) é a radiação líquida na superfície, G ($\text{MJ} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$) é o fluxo de energia para o solo, ρ_A ($\text{kg} \cdot \text{m}^{-3}$) é a massa específica do ar, ρ_W ($\text{kg} \cdot \text{m}^{-3}$) é a massa específica da água, c_p ($\text{MJ} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot ^\circ\text{C}^{-1}$) é o calor específico do ar úmido, e_s (kPa) é a pressão de saturação do vapor, e_d (kPa) é a pressão do

vapor, γ ($\text{kPa}\cdot\text{C}^{-1}$) é a constante psicrométrica, r_s ($\text{s}\cdot\text{m}^{-1}$) é a resistência superficial da vegetação e r_a ($\text{s}\cdot\text{m}^{-1}$) é a resistência aerodinâmica.

A energia disponível para a evapotranspiração é utilizada, primeiramente, para evaporar a água interceptada, armazenada sobre as folhas, caules e ramos da vegetação e diretamente sobre o solo. Caso ainda haja energia disponível ao final da etapa da evaporação, esta energia vai atender a transpiração.

A evaporação potencial E_{IP} da lâmina interceptada é calculada considerando que a resistência superficial r_s é nula. A evaporação real da lâmina interceptada é igual à potencial, caso a lâmina interceptada seja maior do que a evaporação potencial, caso contrário, a evaporação real é igual à lâmina interceptada.

A interceptação é considerada dependente da cobertura do solo, expressa pelo índice de área foliar (IAF) da vegetação. O IAF expressa a relação entre a área das folhas de todas as plantas e da área de uma parcela de solo, e pode ser medido. O valor do IAF depende da vegetação, e valores típicos vão de 1,0 ou menos para vegetação rasteira, até 6,0 ou mais para florestas, conforme a Tabela 4.1.

Tabela 4.1 Índice de Área Foliar de coberturas vegetais.

Tipo de cobertura	IAF	Fonte
Coníferas	6	Bremicker (1998)
Soja irrigada	7,5*	Fontana <i>et al.</i> (1992)
Soja não irrigada	6,0*	Fontana <i>et al.</i> (1992)
Arroz de sequeiro	6,0*	Oliveira e Machado (1999)
Floresta amazônica	6 a 9,6*	Honzák <i>et al.</i> (1996)
Pastagem amazônica (estiagem)	0,5	Roberts <i>et al.</i> (1996)
Pastagem amazônica (época úmida)	3,9	Roberts <i>et al.</i> (1996)
Savana Africana (região semi-árida –Sahel)	1,4*	Kabat <i>et al.</i> (1997)
Cerrado (estiagem)	0,4	Miranda <i>et al.</i> (1996)
Cerrado (época úmida)	1,0	Miranda <i>et al.</i> (1996)

* valor máximo durante o ciclo anual

Em culturas agrícolas o IAF varia ao longo do ano, entre valores próximos a zero na época de preparação do plantio, até valores máximos no momento de máximo desenvolvimento das plantas. Em florestas decíduais e no cerrado o IAF também varia conforme a época do ano. Esta variabilidade é considerada no modelo utilizando valores mensais do IAF para cada bloco.

A equação 4.9 expressa a relação entre a capacidade de interceptação e o IAF.

$$S_{IL} = F_1 \cdot \text{IAF}, \quad (4.9)$$

onde S_{LL} (mm) é a capacidade do reservatório de interceptação, IAF (-) é o índice de área foliar (adimensional) e F_i (mm) é o parâmetro de lâmina máxima de interceptação. O valor de F_i é fixado em 0,2 mm, conforme Wigmosta *et al.* (1994) .

A transpiração é calculada considerando os valores de resistência superficial e resistência aerodinâmica adequados para o tipo de cobertura vegetal. A resistência superficial depende da disponibilidade de água no solo. Em condições favoráveis, os valores de resistência superficial são mínimos. Nestas condições a resistência superficial estimada de alguns tipos de vegetação é apresentada na Tabela 4.2.

Tabela 4.2 Resistência superficial em condições de boa disponibilidade de água no solo de alguns tipos de vegetação.

Tipo	Resistência superficial r_s sem déficit ($s.m^{-1}$)	Referência
Floresta	100	Shuttleworth, 1993
Cerrado	100	Conde, 1995
Grama	69	Shuttleworth, 1993
Grama	71	Todorovic, 1999
savana africana	60 a 98	Blyth, 1997
<i>Millet</i>	154	Blyth, 1997

Durante períodos de estiagem mais longos, a umidade do solo vai sendo retirada por transpiração e, à medida que o solo vai perdendo umidade, ocorre o *stress* hídrico, isto é, a transpiração diminui, mas a redução não ocorre imediatamente. Para valores de umidade do solo entre a capacidade de campo e um limite, que vai de 50 a 80 % da capacidade de campo, a evapotranspiração não é afetada pela umidade do solo. A partir deste limite a evapotranspiração é diminuída, atingindo o mínimo (normalmente zero) no ponto de murcha (Shuttleworth, 1993).

De acordo com o modelo proposto por Wigmosta *et al.* (1994), esta diminuição da evapotranspiração com a redução da umidade do solo ocorre pelo aumento da resistência superficial. A resistência superficial original é alterada por um coeficiente de ajuste F_4 . O coeficiente é igual a 1, da saturação até um limite mínimo de armazenamento no solo W_L , a partir do qual seu valor começa a aumentar.

$$r_{su} = F_4 \cdot r_s, \quad (4.10)$$

onde, para $W \leq W_L$

$$\frac{1}{F_4} = \frac{W - W_{PM}}{W_L - W_{PM}}, \quad (4.11)$$

onde r_{su} ($s.m^{-1}$) é a resistência superficial considerando a umidade do solo, r_s ($s.m^{-1}$) é a resistência superficial em boas condições de umidade do solo, F_4 é um coeficiente de ajuste da resistência superficial, W (mm) é o armazenamento do solo, W_{PM} (mm) é o armazenamento do solo no ponto de murcha e W_L (mm) é o armazenamento em que inicia o efeito sobre a resistência superficial. Conforme Shuttleworth (1993), os valores de W_L e W_{PM} são fixados em 50% e 10% de W_m , respectivamente, e não são considerados na calibração.

A resistência aerodinâmica é calculada a partir da velocidade do vento e da rugosidade da cobertura vegetal, que está relacionada à altura média da vegetação. Os detalhes desta relação podem ser encontrados em Shuttleworth (1993).

Escoamento na célula

Os volumes drenados de cada bloco da célula são somados individualmente segundo seu tipo, subterrâneo (D_{BAS}), sub-superficial (D_{INT}), e superficial (D_{SUP}), em três reservatórios (Figura 4.4). Só após passar por estes reservatórios o escoamento chega a rede de drenagem, o que não ocorre de forma instantânea. Cada reservatório, superficial, sub-superficial e subterrâneo, possui um tempo de retardo distinto, representado por um parâmetro TK , conforme a teoria do reservatório linear simples descrita por Tucci (1998). O somatório dos volumes D_{BAS} , D_{INT} e D_{SUP} divididos pelos seus respectivos tempos de retardo TK (equações 5.12 a 5.14) resultam na vazão gerada na célula, Q_{cel} .

$$Q_{SUP} = \frac{1}{TK_S} \cdot D_{SUP}, \quad (4.12)$$

$$Q_{INT} = \frac{1}{TK_I} \cdot D_{INT}, \quad (4.13)$$

$$Q_{BAS} = \frac{1}{TK_B} \cdot D_{BAS}. \quad (4.14)$$

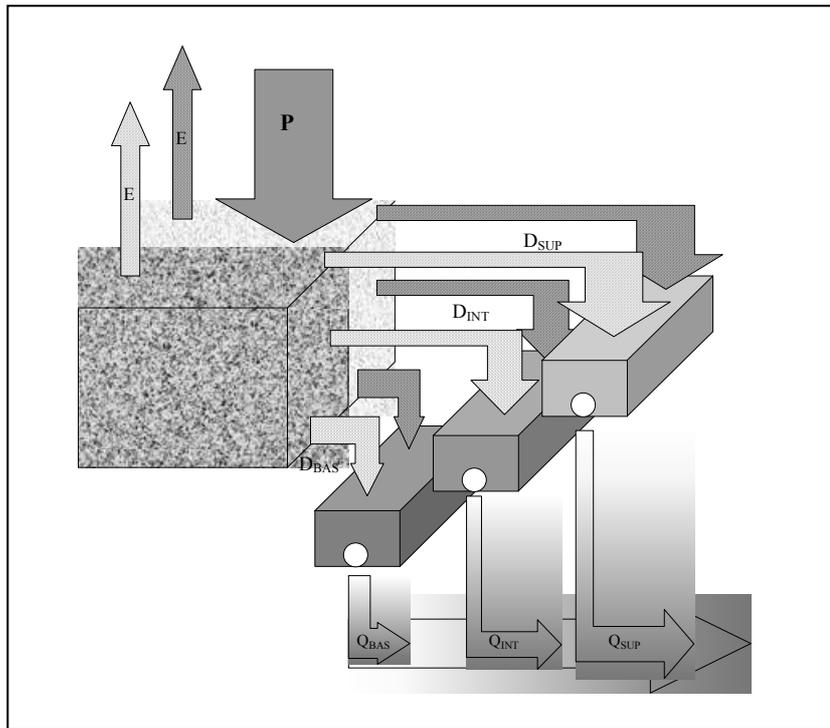


Figura 4.4 Esquema dos reservatórios para uma célula com dois blocos. (Fonte: Collischonn, 2001)

O valor do parâmetro TK_B pode ser obtido analisando os períodos de recessão do hidrograma e em alguns locais da bacia. As equações 4.15 e 4.16 mostram como é obtido o valor de TK_B a partir de dados observados.

$$TK_B = C_B \cdot 86400 e \quad (4.15)$$

$$C_B = \frac{ND}{\ln\left(\frac{Q_{ND}}{Q_0}\right)}, \quad (4.16)$$

onde CB (dias) é o parâmetro de retardo do reservatório subterrâneo, ND é o número de dias do período de recessão do hidrograma, Q_0 é a vazão no início da recessão e Q_{ND} é a vazão no final da recessão.

Os valores de TK_S e TK_I são obtidos considerando as características do relevo no interior da célula. A calibração é complementar a um processo de regionalização, proposto por Bremicker (1998), que relaciona os parâmetros de retardo às características do relevo no interior da célula. Para isto é necessário contar com um modelo numérico do terreno com resolução espacial bastante inferior à resolução espacial do modelo hidrológico.

Para cada célula do modelo é calculado um tempo de retardo característico T_{ind} (s), que é corrigido durante a calibração por um coeficiente de ajuste adimensional C_S para o escoamento superficial e C_I para o escoamento sub-superficial (equações 4.17 e 4.18).

$$TK_S = C_S \cdot T_{ind}; \quad (4.17)$$

$$TK_I = C_I \cdot T_{ind}. \quad (4.18)$$

O tempo de retardo característico é obtido pela equação de Kirpich (equação 4.19), utilizando a diferença entre o ponto mais alto e o mais baixo do MNT encontrados dentro da célula do modelo considerada.

$$T_{ind} = 3600 \cdot \left(0,868 \cdot \frac{L^3}{\Delta H} \right)^{0,385}, \quad (4.19)$$

onde L (Km) é a largura da célula e ΔH (m) é a diferença de altura entre os extremos mais alto e mais baixo da célula.

4.2.2 Rio

As células em que foi dividida a bacia no modelo estão ligadas pela rede de drenagem artificial, sendo que, conforme definido pelo modelo numérico do terreno (MNT), cada célula escoo para uma de suas oito vizinhas. Algumas condições de contorno devem ser observadas quanto à posição e escoamento nas células:

- nas denominadas células fonte, localizadas nas cabeceiras da bacia, não há propagação do escoamento em canal, só na célula (Figura 4.5 a);
- as contribuições laterais (Q_{lat}) e de montante (Q_{mon}) que uma célula recebe das vizinhas são propagadas na rede de drenagem desde o trecho mais a montante do rio na própria célula (Figura 4.5 b);
- da mesma forma, a vazão gerada em uma célula (Q_{cel}) entra no rio a montante, na própria célula (Figura 4.5 b).

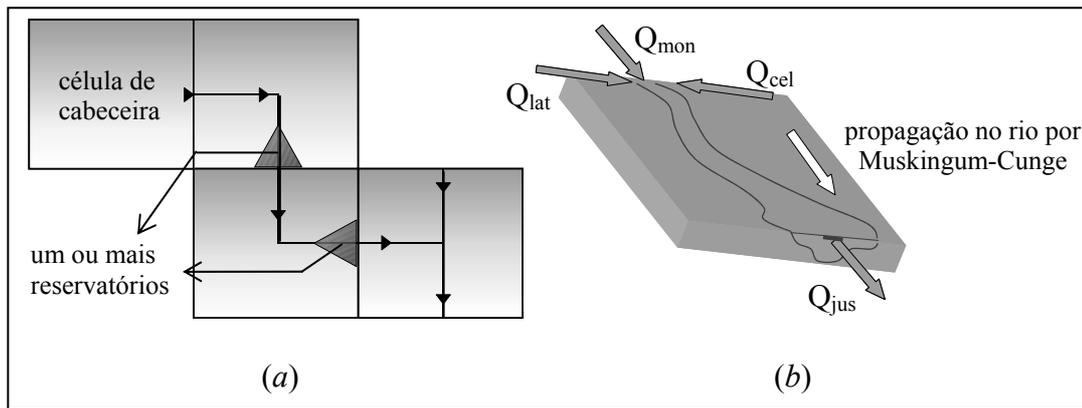


Figura 4.5 (a) Tipos de células e esquema de células com reservatórios e (b) propagação de volumes na célula.

O modelo realiza a propagação nos trechos de rio utilizando o método de Muskingum-Cunge linear, que relaciona a vazão de saída de um trecho de rio em um intervalo de tempo qualquer, às vazões de entrada e saída no intervalo de tempo anterior e à vazão de entrada no intervalo atual. Esta metodologia pode ser encontrada descrita com maiores detalhes em Tucci (1998). Os parâmetros do modelo Muskingum-Cunge são calculados com base nos dados de comprimento, declividade, rugosidade e largura média dos trechos de rio.

O intervalo de tempo diário utilizado no modelo é sub-dividido em intervalos horários durante a propagação por Muskingum-Cunge na rede de drenagem, considerando o intervalo de tempo ideal para a propagação apresentar precisão no tempo viagem e no amortecimento do hidrograma.

4.2.3 Reservatório

O modelo utilizado para a propagação do escoamento no reservatório é baseado na equação da continuidade, sendo expresso por

$$\Delta V(h) = 10^{-6} [I - Q(h)] \Delta t + 10^{-9} E \cdot A(h), \quad (4.20)$$

onde ΔV é a variação do volume do reservatório (hm^3) no intervalo de tempo Δt (s), Q a vazão de saída ($\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$) e E é a evaporação (mm) na área A inundada (m^2), ambos função do nível d'água h no reservatório, que por sua vez depende do tipo de descarregador e da lei de operação da represa. A variável I ($\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$) é a vazão de entrada no reservatório, proveniente da propagação por Muskingum-Cunge do escoamento no trecho de rio a montante do reservatório.

Desta forma, o balanço despreza a variável precipitação na área inundada pelo reservatório. A evaporação E é adotada como 70% do valor da evaporação potencial E_{IP} da água interceptada na célula, já calculada em cada instante de tempo.

Discretizando a equação 4.20 no tempo, tem-se

$$V_{t+1} = V_t + 10^{-6} \left[\frac{I_{t+1} + I_t}{2} - \frac{Q_{t+1} + Q_t}{2} \right] \Delta t + 10^{-9} (E_{t+1} A_{t+1}), \quad (4.21)$$

onde o volume V_{t+1} (hm^3) e a vazão de saída do reservatório Q_{t+1} ($\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$) são as incógnitas. Esta última é a soma de três vazões que dependem do nível da água no reservatório: vazão turbinada Q_{TURB} , vazão vertida Q_{VERT} e vazão do descarregador de fundo Q_{FUNDO} .

A vazão turbinada Q_{TURB} obedece a um planejamento de geração elétrica e dificilmente pode ser conhecida a priori, porém tem intervalos de variação bem estabelecidos. Para simplificar a análise, o modelo considera a variação da vazão turbinada linearmente proporcional ao volume do reservatório.

A vazão vertida Q_{VERT} depende do nível da água no reservatório, e do comprimento do vertedor. Nos casos de vertedor com comportas, a abertura das comportas e suas características construtivas também influenciam fortemente a vazão vertida, entretanto a operação de comportas em geral não é conhecida a priori. Quando ocorre, a vazão de vertedor tende a ser muitas vezes superior as demais.

A vazão de descarregador de fundo (Q_{FUNDO}) depende das dimensões e do tipo de descarregador (se é um orifício afogado, uma adufa, um orifício livre) e depende do nível da água no interior do reservatório.

A regra de operação genérica adotada pelo modelo, para um reservatório qualquer (Figura 4.6) depende do nível h da água no reservatório e pode ser dividida em 3 casos:

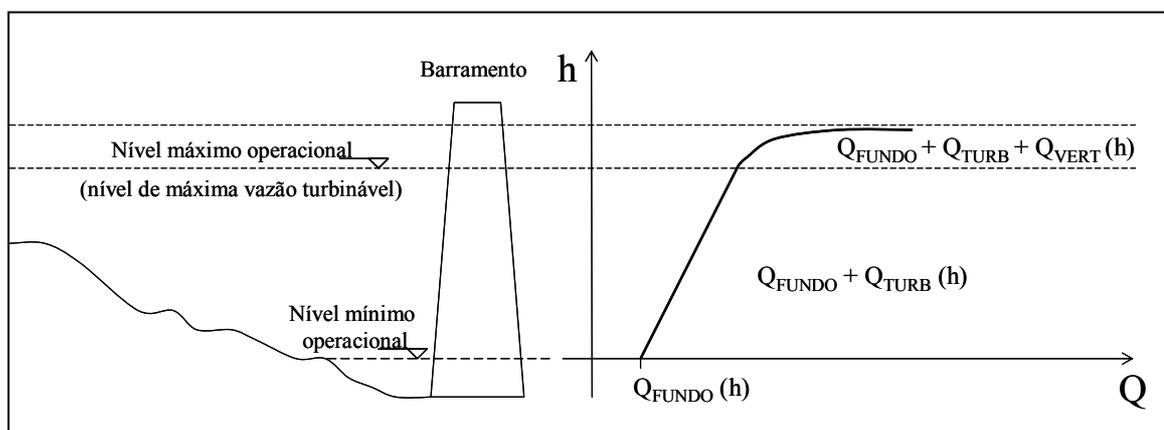


Figura 4.6 Esquema de regra de operação de reservatórios genérica adotada pelo modelo.

Caso 1: $h \geq$ nível máximo operacional $h_{m\acute{a}x}$ (máxima vazão turbinável).

$$Q_{t+1} = Q_{FUNDO_{t+1}} + Q_{TURB_{t+1}} + Q_{VERT_{t+1}}. \quad (4.22)$$

Neste caso, a Q_{VERT} é calculada por uma função empírica do tipo exponencial (equação 4.23), que fornece uma vazão muito alta quando o nível máximo operacional é atingido ou ultrapassado. Esta equação é um artifício usado na tentativa de representar a abertura de comportas que ocorre em um sistema real nestas situações, uma vez que não se conhecem as dimensões do vertedor e a regra de operação de cada usina.

$$Q_{VERT} = \exp[10.(h - h_{vert})] \cdot (Q_{FUNDO} + Q_{TURB}). \quad (4.23)$$

A vazão Q_{TURB} é uma constante e depende do número e dimensão das turbinas de cada usina e a Q_{FUNDO} é igual a vazão ecológica previamente estabelecida.

Caso 2: nível máximo operacional (máxima vazão turbinável) $h_{m\acute{a}x} > h >$ nível mínimo operacional h_{min} .

$$Q_{t+1} = Q_{FUNDO_{t+1}} + Q_{TURB_{t+1}}. \quad (4.24)$$

Neste caso, $Q_{VERT} = 0$, Q_{FUNDO} é igual ao do caso anterior e Q_{TURB} é uma função linear do volume do reservatório e menor que a máxima vazão turbinável Q_{max} . Assim,

$$Q_{TURB} = Q_{max} \times \frac{h - h_{min}}{h_{max} - h_{min}}. \quad (4.25)$$

Caso 3: nível mínimo operacional $h_{min} > h$.

Neste caso, $Q_{VERT} = Q_{TURB} = 0$ e Q_{FUNDO} é igual a vazão I que afluí ao reservatório no mesmo instante de tempo, ou seja,

$$Q_{t+1} = Q_{FUNDO_{t+1}} = I_{t+1}, \quad (4.26)$$

até um valor máximo de vazão, equivalente a capacidade do descarregador de fundo.

O volume V^{t+1} no reservatório também é uma função do nível da água h^{t+1} no reservatório, caracterizado por uma tabela $h \times V$ específica para cada reservatório. Da mesma forma a área A^{t+1} , é uma função do nível da água h^{t+1} , caracterizado por uma tabela $h \times A$.

A vazão Q_{t+1} é calculada iterativamente pelo método de Newton-Raphson, através da equação 4.21, com a mesma discretização temporal adotada nos trechos de rio. Inicialmente considera-se o nível d'água no reservatório no intervalo de tempo $t+1$ igual ao do intervalo anterior t . É feita uma primeira estimativa da vazão Q_{t+1} respeitando os três casos expostos acima. Esta estimativa é sucessivamente corrigida, através de um incremento no valor de h^{t+1} , até que se cumpra a equação 4.21 com um resíduo (erro) mínimo, inferior a um valor limite previamente definido. Uma vez satisfeita esta condição, calcula-se o volume V^{t+1} do reservatório.

Quando um determinado reservatório estiver sendo considerado pelo modelo, ou seja, for utilizado na simulação, é substituído o trecho de rio da célula correspondente, com o mesmo comprimento médio do reservatório. Os reservatórios são situados na bacia a partir de suas coordenadas geográficas e localizados nas células sempre a jusante de um trecho de rio, ou seja, em uma célula que contenha um reservatório e um trecho de rio, este sempre estará mais a montante, conforme apresenta a Figura 4.5 *a*. Do ponto de vista hidrológico estas são simplificações válidas, considerando a escala da análise.

4.3 Módulo de Qualidade

O módulo de qualidade foi adaptado ao modelo hidrológico de grandes bacia por Tucci e Collischonn (Tucci *et al*, 2003) possibilitando a representação da geração de cargas poluentes difusas e pontuais na bacia e seu transporte e reações cinéticas ao longo de rios e reservatórios, para os parâmetros OD, DBO, nitrogênio e fósforo totais e coliformes fecais.

4.3.1 Bacia hidrográfica

Na bacia hidrográfica são geradas as cargas pontuais e difusas de poluição e é realizado o transporte das cargas difusas até a rede de drenagem.

Cargas pontuais

As cargas pontuais de poluição consideradas pelo modelo são os efluentes industriais e esgotos domésticos urbanos. As cargas poluentes geradas por descargas de grandes indústrias, das quais é possível se obter dados de concentração e vazão de efluentes e de centros urbanos cuja população é conhecida ou pode ser estimada, são consideradas e incluídas no modelo como fontes pontuais. A partir de suas coordenadas geográficas, estas fontes de poluição pontual são situadas na bacia. A localização destas fontes dentro da célula, ou seja, o ponto exato do lançamento é sempre a montante do trecho de rio na própria célula. A cada célula podem corresponder uma ou mais indústrias e centros urbanos.

Estas considerações não correspondem necessariamente à realidade, principalmente para pequenos centros urbanos e indústrias. O ponto exato de descarga dos efluentes industriais e domésticos, em cidades onde não há coleta e tratamento destes efluentes, normalmente se dá em tributários do rio principal. Desta forma, alguns processos de decaimento de poluentes de origem pontual que ocorrem na rede de micro-drenagem, ou mesmo em pequenos córregos, podem não estar sendo representados pelo modelo de grandes bacias por não serem captados pela sua resolução espacial. Ao não considerar estes processos, o IPH-MGBq pode estar superestimando, no nível de célula, a concentração de poluentes provenientes de indústrias e esgotos domésticos.

Cargas difusas

A geração de cargas difusas está associada aos volumes de escoamento superficial (D_{SUP}) calculados no módulo de quantidade em cada instante de tempo. Para cada um dos blocos em que são divididas as células foi atribuída uma concentração de poluentes, de acordo com o uso do solo. Já aos volumes dos escoamentos sub-superficial (D_{INT}) e subterrâneo (D_{SUB}), calculados pelo módulo de volume, é atribuída uma concentração de poluentes C nula (Figura 4.7).

Desta forma, baseando-se na equação 3.1, cada bloco j de cada célula i do modelo, gera, para cada tipo de poluente k , uma carga (Kg.dia^{-1})

$$W_{i,j}(k) = 86,4 \times \bar{C}(k) \times Q_{SUP_{i,j}}, \quad (4.27)$$

sendo $\bar{C}(k)$ a concentração média anual para um poluente k (mg.L^{-1}), $Q_{SUPi,j}$ a vazão superficial para cada bloco j de cada célula i ($\text{m}^3.\text{s}^{-1}$) e 86,4 um fator de conversão de unidades. As concentrações médias de cada poluente $\bar{C}(k)$ são obtidas através da equação 4.2, de valores de carga por unidade de área (tabela 4.3) e da área de cada bloco de uso do solo.

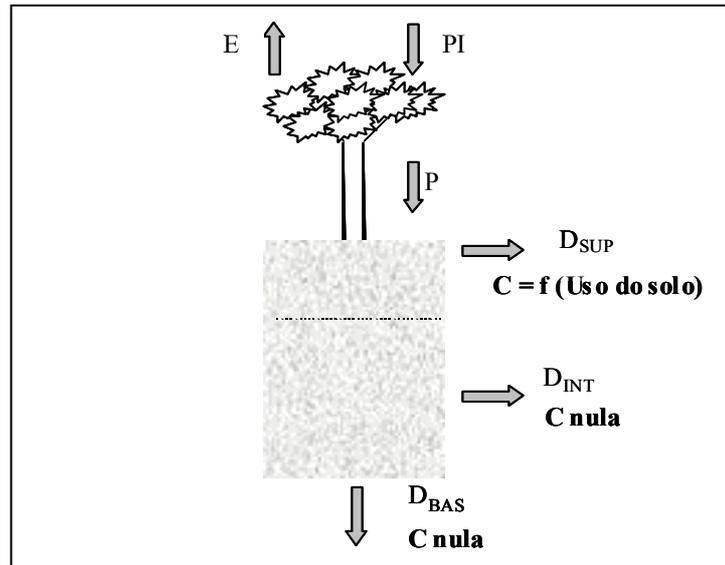


Figura 4.7 Esquema de geração de cargas a partir do balanço de água no solo.

Esta metodologia incorre em algumas simplificações:

- ao não considerar o decaimento dos poluentes na etapa de escoamento superficial. Este fato, semelhante ao que ocorre com as cargas pontuais, pode significar uma grande incapacidade do modelo em representar os processos químicos de decaimento dos poluentes no nível de sub-bacia. Até mesmo porque cada célula representa uma área onde provavelmente haja uma rede de drenagem estável que não está sendo considerada nas células de cabeceira;
- ao admitir a concentração dos poluentes no escoamento superficial $\bar{C}(k)$ constante ao longo do tempo, o que não ocorre na realidade. Porém, como o intervalo de tempo definido pela discretização do modelo (1 dia) é normalmente maior que o tempo de duração de um evento de chuva, esta simplificação é adequada;
- ao considerar que todas as cargas, pontuais e difusas, geradas em uma determinada célula, contribuam sempre a montante do trecho de rio na própria célula. A análise do impacto de uma indústria ou centro urbano específico sobre a qualidade da água, a jusante da célula em que estejam inseridos, é

restringida por esta metodologia. Por exemplo, mesmo que uma indústria esteja localizada próximo ao exutório de uma célula, seus efluentes entrarão no sistema a montante e sofrerão decaimento ao longo do trecho de rio. Este fato estaria subestimando o potencial poluidor da indústria.

- ao considerar que os reservatórios (quando for o caso) estejam localizados, em uma determinada célula, sempre a jusante de um trecho de rio, conforme discutido anteriormente. Neste caso, as cargas de poluição que aportariam diretamente ao reservatório estariam sofrendo o efeito de decaimento ao longo do curso d'água na célula, comentado acima. Assim, uma análise criteriosa das cargas que afluem a um determinado reservatório não é possível através do IPH-MGBq.

Entretanto, no modelo de grandes bacias o interesse maior está sobre o efeito global verificado em alguns pontos de controle e no exutório da bacia hidrográfica, admitindo-se como satisfatória esta forma de representação.

É importante notar também, que da maneira como se propõe esta metodologia, a carga poluente de origem difusa que aflui aos mananciais, expressa pelo produto da vazão pela concentração é intermitente, isto é, o aporte só ocorre no momento em que chove o suficiente para gerar escoamento superficial na bacia. Sendo assim, quando não há chuva, a única carga externa que chega a rede de drenagem é devida às contribuições pontuais.

Outra consideração importante é que o modelo assume que toda a carga de poluição difusa se deve somente ao escoamento superficial, chegando rapidamente à rede de drenagem.

4.3.2 *Rio*

Considera-se no modelo que todas as cargas de poluentes que atingem a rede de drenagem são misturadas de forma instantânea. Da mesma maneira, considera-se que a mistura de dois cursos de água em uma confluência ocorra também instantaneamente. Esta é uma simplificação aceitável quando o objeto de análise não é exatamente o efeito de uma contribuição pontual na qualidade da água, mas todo um conjunto de fontes de poluição e fenômenos naturais que ocorrem na bacia que contribui a determinada seção do rio.

Para representar o processo de transporte ao longo da rede de drenagem é utilizado um modelo para escoamento não permanente, conforme a equação 3.8, incorporando-se ainda os processos cinéticos de perdas e ganhos. Como a hipótese de dispersão nula é válida para rios

rápidos, em que a velocidade da água e os processos advectivos (segundo termo do lado esquerdo da equação 3.8) dominam o processo de transporte, a equação diferencial resulta em

$$\frac{\partial(A\bar{C})}{\partial t} + \frac{\partial(A\bar{u}\bar{C})}{\partial x} = S(k). \quad (4.28)$$

Na equação 4.28, A é a área da seção molhada, \bar{C} a concentração média do parâmetro analisado, \bar{u} é a velocidade média do fluxo na seção, x a distância e t o tempo, e $S(k)$ representa, para cada constituinte k , as perdas e ganhos (processos cinéticos) ao longo do curso d'água.

Em bacias com rios lentos de planície ou em estuários a dispersão não pode ser desprezada e, conseqüentemente, o modelo não pode ser aplicado (Thomann e Mueller, 1987).

A equação 4.28 é resolvida numericamente através de um esquema implícito progressivo no tempo e no espaço, que pode ser aplicado trecho a trecho, de montante para jusante (equação 4.29).

$$\begin{aligned} & \frac{A_{i+1}^{t+1} \cdot C_{i+1}^{t+1} - A_{i+1}^t \cdot C_{i+1}^t}{\Delta t} + \\ & + \left[\theta \cdot \frac{(Q_{i+1}^{t+1} \cdot C_{i+1}^{t+1} - Q_i^{t+1} \cdot C_i^{t+1})}{\Delta x} + (1-\theta) \cdot \frac{(Q_{i+1}^t \cdot C_{i+1}^t - Q_i^t \cdot C_i^t)}{\Delta x} \right] = Sk_{i+1}^{t+1} \end{aligned} \quad (4.29)$$

Na equação acima A é a área da seção transversal (m^2), C é a concentração ($mg.L^{-1}$), Q é a vazão ($m^3.s^{-1}$), o índice i refere-se à seção transversal do rio a montante do trecho, o índice $i+1$ refere-se à seção transversal do rio a jusante do trecho, o índice t refere-se ao intervalo de tempo atual e o índice $t+1$ ao próximo intervalo, Sk é o termo que representa as perdas e ganhos do parâmetro de qualidade considerado, Δt é o intervalo de tempo de cálculo (s), Δx é o comprimento do trecho de rio (m) e θ é o ponderador dos termos temporais, cujo intervalo de variação está entre 0 e 1.

Os termos Q e A , resultantes do módulo de volume, são conhecidos em todas as seções e em todos os intervalos de tempo. A concentração C é conhecida no intervalo de tempo t em todas as seções e no intervalo de tempo $t+1$ apenas na seção i (Figura 4.8).

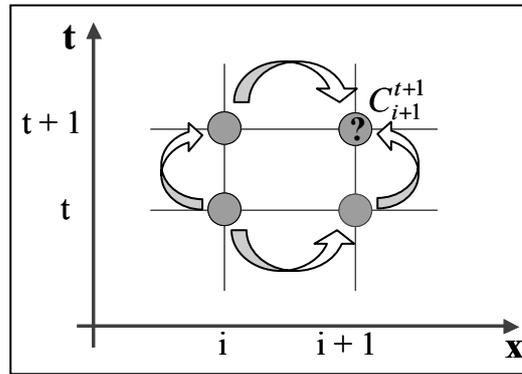


Figura 4.8 Esquema de discretização da equação de transporte de massa.

Os únicos termos desconhecidos na equação 4.29 são a concentração C no tempo $t+1$ na seção $i+1$, e o termo S . Este último termo, porém, é uma função linear de C_{i+1}^{t+1} e, portanto, a solução da equação 4.29 pode ser obtida diretamente para a concentração C_{i+1}^{t+1} através do método iterativo de Newton-Raphson.

Cada parâmetro de qualidade possui uma equação específica para representar os termos de perdas e ganhos Sk que ocorrem ao longo do curso d'água (equações 4.30 a 4.34) (Tucci *et al*, 2003).

$$\text{DBO:} \quad Sk_{i+1}^{t+1} = -(K_1 + K_3) \cdot C_{i+1}^{t+1} \cdot A_{i+1}^{t+1}; \quad (4.30)$$

$$\text{Nitrogênio Total:} \quad Sk_{i+1}^{t+1} = 0; \quad (4.31)$$

$$\text{Fósforo Total:} \quad Sk_{i+1}^{t+1} = -K_{phos} \cdot C_{i+1}^{t+1} \cdot A_{i+1}^{t+1}; \quad (4.32)$$

$$\text{OD:} \quad Sk_{i+1}^{t+1} = -K_1 \cdot C_{DBO_{i+1}}^{t+1} \cdot A_{i+1}^{t+1} + K_2 \cdot (C_{ODsat_{i+1}}^{t+1} - C_{OD_{i+1}}^{t+1}) \cdot A_{i+1}^{t+1}; \quad (4.33)$$

$$\text{Coliformes fecais:} \quad Sk_{i+1}^{t+1} = -K_{col} \cdot C_{i+1}^{t+1} \cdot A_{i+1}^{t+1}; \quad (4.34)$$

onde K_1 é o coeficiente de decaimento da DBO (dia^{-1}), K_3 é o coeficiente de sedimentação da matéria orgânica (DBO) (dia^{-1}), K_2 é o coeficiente de reoxigenação (dia^{-1}), K_{phos} é o coeficiente de sedimentação do fósforo (dia^{-1}), K_{col} é o coeficiente de decaimento dos coliformes totais (dia^{-1}), C_{i+1}^{t+1} é a concentração de cada parâmetro (mg.L^{-1}) e A_{i+1}^{t+1} a área da seção transversal (m^2) em cada intervalo de tempo $t+1$ na seção $i+1$.

Os coeficientes de sedimentação do fósforo e da DBO foram considerados de forma independente para permitir uma maior flexibilidade no ajuste do modelo.

A equação 4.33 de perdas e ganhos do oxigênio dissolvido torna este parâmetro de qualidade dependente da temperatura T da água do rio conforme a concentração de saturação

do oxigênio dissolvido C_{ODsat} (equação 3.6). O cálculo da C_{ODsat} é realizado para cada célula em que é discretizada a bacia em cada intervalo de tempo t .

Neste equacionamento há a simplificação de que a temperatura T da água, em cada intervalo de tempo t , é adotada igual a temperatura do ar. A temperatura do ar apresenta uma variação em torno da média de amplitude maior que a da água e, normalmente, também um maior gradiente na direção da nascente à foz em grandes bacias. Este último fator é parcialmente representado pelo modelo ao se calcular o C_{ODsat} em cada célula.

É necessário ainda incluir o efeito da temperatura sobre os parâmetros K_1 e K_{col} , através da equação

$$K_T = K_{20} \cdot 1,047^{(T-20)} \quad (4.35)$$

onde K_{20} é o coeficiente para a temperatura de 20°C, K_T é o coeficiente corrigido pela temperatura T (°C).

Para uma estimativa inicial dos coeficientes K_1 , K_3 e K_{col} podem ser utilizados os intervalos de valores da Tabela 3.4.

Algumas simulações iniciais demonstraram que a utilização de valores de K_2 , obtidos a partir das equações da Tabela 3.6, resultam em valores muito altos de C_{OD} , resultando em concentrações de OD sempre próximas da saturação. Desta forma, para a determinação do valor do coeficiente de reaeração K_2 , o modelo utiliza uma relação direta com a declividade (equação 5.36).

$$K_2 = 100 \cdot Declividade(m / m) . \quad (5.36)$$

Esta equação foi ajustada baseada em valores típicos de reaeração diária, em função das características físicas e de velocidade do fluxo de rios (Tabela 3.5). A declividade é considerada constante no trecho de rio de cada célula em que é discretizada a bacia.

4.3.3 Reservatório

O modelo assume a hipótese de mistura completa no reservatório, considerando a existência de uma mesma concentração de poluentes e OD em todo o seu volume. Por se considerar que a amplitude do sistema a ser simulado, ou seja, toda a bacia hidrográfica, pode não haver prejuízo nos resultados em relação a um modelo que represente o reservatório no perfil vertical. Já a avaliação da qualidade da água em pontos específicos do interior do

reservatório é restringida por esta metodologia. As análises realizadas logo a jusante do reservatório também são limitadas, uma vez que o modelo considera iguais as concentrações de poluentes presente nos volumes extravasados pelo vertedor principal e pelo descarregador de fundo. A consequência desta simplificação é mais importante em casos de reservatórios estratificados, principalmente para o parâmetro OD, situação em que ocorre um grande gradiente vertical no reservatório e cada usina pode adotar uma cota diferente para a tomada d'água das turbinas.

A propagação do OD e dos poluentes DBO, fósforo total, nitrogênio total e coliformes fecais no reservatório é realizada com base da equação 3.11 de balanço de massas, sendo expressa por

$$\frac{d(CV)}{dt} = I.C_i - Q.C + S(k) \quad (4.37)$$

onde Q é a vazão de saída C é a concentração e V o volume do reservatório, $S(k)$ é a função de perdas e ganhos para cada parâmetro k de qualidade de água e I e C_i são a vazão e a concentração do parâmetro na entrada do reservatório.

Através de um esquema de discretização implícito como o representado na Figura 4.8, obtem-se

$$\frac{V^{t+1} \cdot C^{t+1} - V^t \cdot C^t}{\Delta t} = + \frac{(I^{t+1} \cdot C_i^{t+1} - Q^{t+1} \cdot C^{t+1})}{2} + \frac{(I^t \cdot C_i^t - Q^t \cdot C^t)}{2} + S(k)^{t+1} \quad (4.38)$$

onde V^{t+1} , I^{t+1} , Q^{t+1} , C^{t+1} e C_i^{t+1} são respectivamente o volume, a vazão de entrada, a vazão de saída, a concentração no interior e a concentração na entrada do reservatório no instante de tempo $t + 1$. As variáveis V^t , I^t , Q^t , C^t e C_i^t são as correspondentes no instante de tempo anterior t . Os processos de perdas e ganhos de cada parâmetro k de qualidade durante o transporte em reservatórios são representados através do termo $S(k)^{t+1}$, específico para cada parâmetro (equações 4.39 a 4.43).

$$\text{DBO:} \quad Sk^{t+1} = -(K_1 + K_3) \cdot V^{t+1} \cdot C^{t+1}; \quad (4.39)$$

$$\text{Nitrogênio Total:} \quad Sk^{t+1} = 0; \quad (4.40)$$

$$\text{Fósforo Total:} \quad Sk^{t+1} = -K_{phos} \cdot V^{t+1} \cdot C^{t+1}; \quad (4.41)$$

$$\text{OD:} \quad Sk^{t+1} = -K_1 \cdot V^{t+1} \cdot C_{DBO}^{t+1} + K_2 \cdot V^{t+1} \cdot (C_{ODsat} - C^{t+1}); \quad (4.42)$$

$$\text{Coliformes fecais:} \quad Sk^{t+1} = -K_{col} \cdot V^{t+1} \cdot C^{t+1}. \quad (4.43)$$

Os coeficientes K_1 , K_2 , K_3 , K_{col} e K_{phos} tem o mesmo significado que no caso do transporte em rios, sendo expressos na mesma unidade (mg.L^{-1}).

Os valores de concentração na entrada do reservatório, C_i^{t+1} e C_i^t , são o produto final da propagação de poluentes no trecho de rio a montante a cada intervalo de tempo t , realizado pela equação 4.29 (valores de C_{i+1}^{t+1} e C_{i+1}^t , respectivamente). A incógnita da equação 4.38 é a variável C^{t+1} , calculada através do método iterativo de Newton-Raphson.

A estimativa inicial dos coeficientes K_1 , K_3 e K_{col} pode ser obtida da mesma forma que no caso do decaimento em rios, através da Tabela 3.4. No caso da reoxigenação, o cálculo do K_2 é realizado através de uma equação empírica, função da velocidade do vento (primeira equação da Tabela 3.6).

4.4 Análise de incertezas

O ajuste do modelo de qualidade de água significa a busca de valores de parâmetros e variáveis de entrada que forneçam os resultados que melhor representem os valores observados de concentrações de poluentes no curso d'água.

Em face às grandes incertezas a que estão sujeitos os resultados obtidos a partir do ajuste houve a necessidade de implementar no modelo um algoritmo que permitisse a avaliação das incertezas dos parâmetros e variáveis de entrada sobre os resultados de concentração. Esta é uma metodologia alternativa ao ajuste do modelo com base em dados observados de concentração de poluentes, que pode ser útil em bacias em que estes dados não estão disponíveis.

A metodologia da avaliação de incertezas adotada consiste em:

i) seleção das principais (mais sensíveis) fontes de incertezas

Avaliar quais são os parâmetros e variáveis de entrada sobre as quais mais se têm dúvidas em relação a suas aplicações no sistema em estudo, ou seja, são fontes de incerteza. Através de uma análise de sensibilidade, verificar quais destes parâmetros e variáveis, ao terem seus valores alterados, interferem significativamente nos resultados do modelo.

ii) definição de um intervalo de variação das fonte de incerteza

Buscar, a partir de dados de literatura ou de ajustes realizados com o próprio modelo, informações de quais seriam os possíveis intervalos de variação de cada variável eleitas na etapa anterior. Entenda-se variável como qualquer variável de entrada (por exemplo, concentração média típica de nitrogênio por evento de escoamento superficial urbano) ou parâmetro calibrável do modelo (por exemplo, decaimento K_{col} dos coliformes). Cada uma destas variáveis possui uma faixa de valores de determinada magnitude e amplitude específicas. Isto é, o intervalo de variação, por exemplo, da concentração de DBO (60 a 200mg.L^{-1}) possui uma amplitude menor que o da concentração de nitrogênio total no esgoto cloacal (3 a 24mg.L^{-1}) e estão em faixas de magnitude diferentes.

iii) definição da distribuição de probabilidades

É necessária uma análise de qual seria a distribuição de probabilidades teórica que melhor represente a frequência de ocorrência de valores de cada variável dentro de seu respectivo intervalo. A partir desta distribuição teórica poderão ser gerados os intervalos de confiança.

Alguns ajustes do próprio modelo podem indicar uma maior probabilidade de que os valores dos parâmetros calibrados possam ocorrer conforme uma distribuição Normal (Figura 4.9 a) ou Uniforme (Figura 4.9 b), por exemplo.

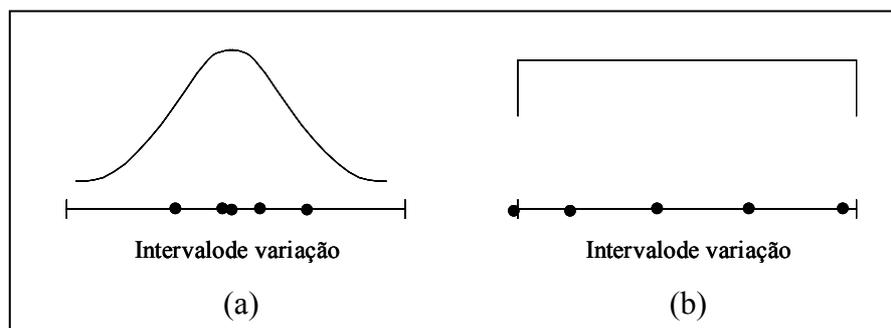


Figura 4.9 Valores de determinado parâmetro obtidos com o ajuste do modelo sugerindo uma distribuição (a) Normal e (b) Uniforme.

iv) geração de n números aleatórios para cada uma destas variáveis dentro de seus respectivos intervalos

O processo de geração dos n valores aleatórios é realizado a cada instante de tempo e em cada ponto da bacia para cada uma das variáveis (e/ou parâmetros) selecionadas. É necessário verificar se há alguma correlação na natureza estas as variáveis. A definição de se

o processo de geração de valores aleatórios é independente ou não para cada variável está diretamente atrelada às relações físicas que estas variáveis guardam entre si. Por exemplo, se a concentração de DBO atribuída ao esgoto cloacal está próxima do limite superior do intervalo, dificilmente o mesmo possa ocorrer com o oxigênio dissolvido na mesma simulação.

v) simulação da qualidade da água com os n conjuntos de valores de cada variável selecionada, gerados na etapa anterior

O modelo simula um determinado período um número n de vezes, previamente estipulado, gerando, em cada ponto da bacia e em cada intervalo de tempo, n valores de concentração de cada parâmetro de qualidade analisado (Figura 4.10).

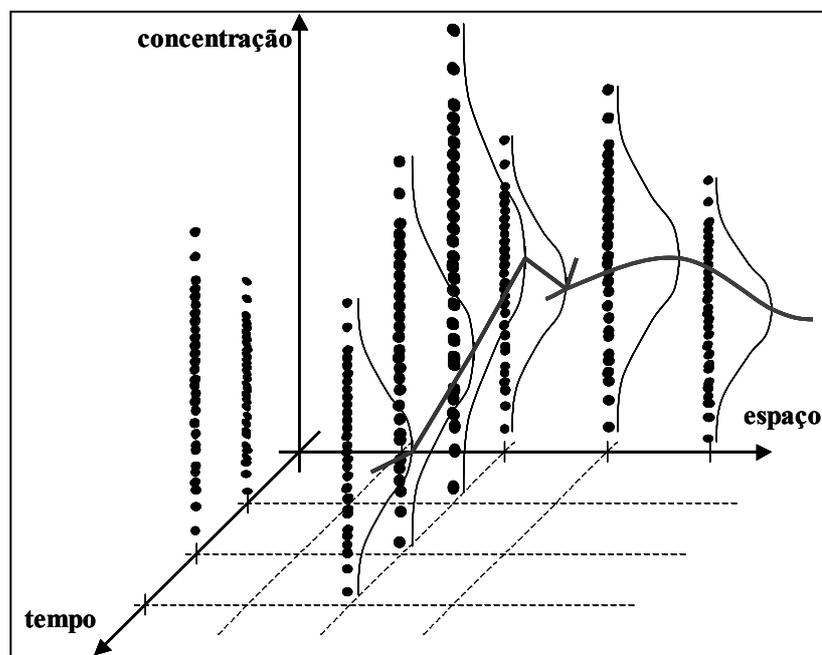


Figura 4.10 Valores esperados de concentração no tempo e no espaço para um número n de simulações.

vi) obtenção dos valores esperados e intervalos de confiança

Nos pontos de controle da bacia, em cada intervalo de tempo, são obtidos os valores de concentração médios (valor esperado), máximos, mínimos e os intervalos de confiança para uma determinada probabilidade.

5 SIMULAÇÃO DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO TAQUARI-ANTAS

5.1 O sistema Taquari-Antas

5.1.1 Descrição geral

A bacia do sistema Taquari-Antas situa-se a nordeste do Estado do Rio Grande do Sul entre as coordenadas 28° 10' e 29° 57' de latitude Sul e 49° 56' e 52° 38' de longitude Oeste. Limita-se ao Norte com a bacia do rio Uruguai, a Oeste com a bacia do rio Jacuí, ao Sul com as bacias dos rios Jacuí e Caí e a Leste com as escarpas da Serra Geral (Figura 5.1). O rio das Antas nasce no extremo Leste da bacia hidrográfica e tem uma extensão de 390 Km até a confluência com o rio Guaporé, de onde segue por mais 140 Km com o nome de Taquari, até desembocar no rio Jacuí. Os seus principais afluentes são os rios Camisas, Tainhas, Lajeado Grande, da Prata, Carreiro, Guaporé, Forqueta e Taquari-Mirim.

A bacia do Taquari-Antas tem uma área de drenagem de 26.500 Km², equivalente à cerca de 9% do território do Estado, possui uma população em torno de 1.170.000 habitantes, representando aproximadamente 18% da população do Estado e abrange totalmente ou parcialmente 119 municípios (DRH/SEMA, 2002). A relação dos municípios e suas respectivas populações são apresentadas no anexo A.

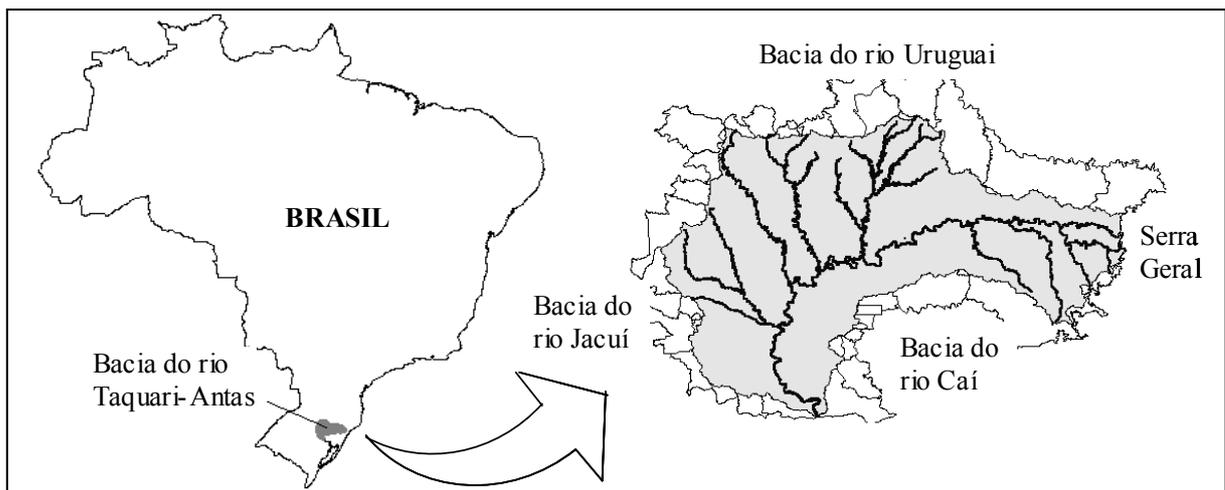


Figura 5.1 Situação e localização da bacia hidrográfica do rio Taquari-Antas.

Como descrito por DRH/Magna (1997), a formação geológica da bacia do rio Taquari-Antas evidencia que a maior parte da bacia hidrográfica, envolvendo as cabeceiras e o relevo mais acidentado, é constituída por rochas vulcânicas que ocorrem numa seqüência de

derrames, resultando numa topografia de degraus. A esta sucessão de patamares, estão associadas diferenciações geológicas que definem solos argilosos profundos com transições para situações de alta pedregosidade e afloramentos rochosos. Há ainda, associadas a situação de relevo suave e levemente ondulado, formações constituídas por arenitos, solos arenosos bastante suscetíveis a erosão e solos aluvionares, constituindo as planícies de inundação.

Do ponto de vista hidrogeológico, a Formação Serra Geral, que cobre cerca de 90% da bacia do Taquari-Antas, é constituída por rochas basálticas que se comportam como um aquífero fraturado onde a circulação da água se dá através das superfícies de descontinuidade geradas pelas fraturas e falhas existentes. Esta condição tectônica se manifesta de modo contundente no controle da drenagem superficial e no modelado do relevo, definindo a constituição de aquíferos, importantes neste contexto geológico (DRH/Magna, 1997).

Da mesma forma que a umidade relativa do ar, a precipitação na área é, de um modo geral, bem distribuída ao longo do ano. Observa-se um gradiente decrescente dos valores médio anuais de precipitação no sentido de montante para jusante, estando a média acima de 1700 mm.

A vazão média de longo período no rio Taquari-Antas, medida no posto mais próximo a foz, é de $633 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ ou $744 \text{ mm} \cdot \text{ano}^{-1}$, com a descarga específica respectiva sendo de $23 \text{ L} \cdot \text{s}^{-1} \cdot \text{Km}^{-2}$ (DRH/SEMA, 2002). A vazão média superficial da bacia é de $20 \text{ L} \cdot \text{s}^{-1} \cdot \text{Km}^{-2}$ (Tucci *et al*, 2003).

As temperaturas apresentam a variabilidade temporal típica de clima temperado com médias maiores no verão e menores no inverno. A altitude é um fator que determina a variabilidade espacial da temperatura média, definindo um gradiente crescente das cabeceiras em direção a foz.

A variabilidade temporal da evaporação média mensal, de maneira geral, tem padrão semelhante ao das temperaturas e espacialmente é o elemento climático que mais varia, dentre os citados.

5.1.2 *Dados disponíveis*

Neste item são apresentados e discutidos os dados de entrada necessários para realizar simulações hidrológicas e de qualidade de água com o IPH-MGBq, disponíveis na bacia do Taquari-Antas.

Dados climáticos e hidrológicos

O módulo de quantidade utiliza dados de precipitação, temperatura do ar, pressão atmosférica, velocidade do vento, insolação e umidade relativa em intervalos de tempo diários.

Collischonn (2001) ajustou e verificou o módulo de quantidade do IPH-MGBq na bacia do Taquari-Antas para o período de 1970 a 1980. Nesta ocasião foram utilizados dados de precipitação diária de 72 estações pluviométricas, disponibilizados pela Agência Nacional de Energia Elétrica (ANEEL).

Para a simulação da década de 90, período coincidente com o dos dados observados de qualidade da água disponíveis na bacia, os registros de precipitação diária foram obtidos em 17 estações pluviométricas distribuídas na região (Figura 5.2), relacionadas na Tabela 5.1. Algumas estações guardam registros desde a década de 50, outras (11 estações) apresentam séries de precipitação atualizadas até o ano de 2002. Estas informações são disponibilizadas pela Agência Nacional de Águas (ANA).

Tabela 5.1 Código e coordenadas dos postos pluviométricos utilizados. (Fonte: banco de dados da ANA)

Código*	Nome	Coordenadas	
		Latitude Sul	Longitude Oeste
2851044	Guaporé	28° 50' 42''	51° 52' 42''
2852050	-	28° 27' 19''	52° 48' 57''
2950038	-	29° 34' 20''	50° 03' 23''
2951024	-	29° 49' 02''	51° 22' 40''
2951070	Muçum	29° 09' 59''	51° 52' 05''
2952001	Barros Cassal	29° 05' 06''	52° 35' 04''
2850006	Invernada Velha	28° 27'	50° 18'
2850009	Passo Tainhas	28° 52'	50° 27'
2851003	Antônio Prado	28° 51'	51° 17'
2851021	Passo do Prata	28° 52'	51° 27'
2851022	Passo Migliavaca	28° 37'	51° 51'
2851024	Prata	28° 46'	51° 37'
2852006	Carazinho	28° 17'	52° 47'
2951010	Encantado	29° 14'	51° 51'
2951022	Nova Palmira	29° 19'	51° 11'
2951027	São Vendelino	29° 21'	51° 22'
2952003	Botucarai	29° 43'	52° 53'

* até o sexto posto, série de 1993 a 2001, demais, série até 2002.

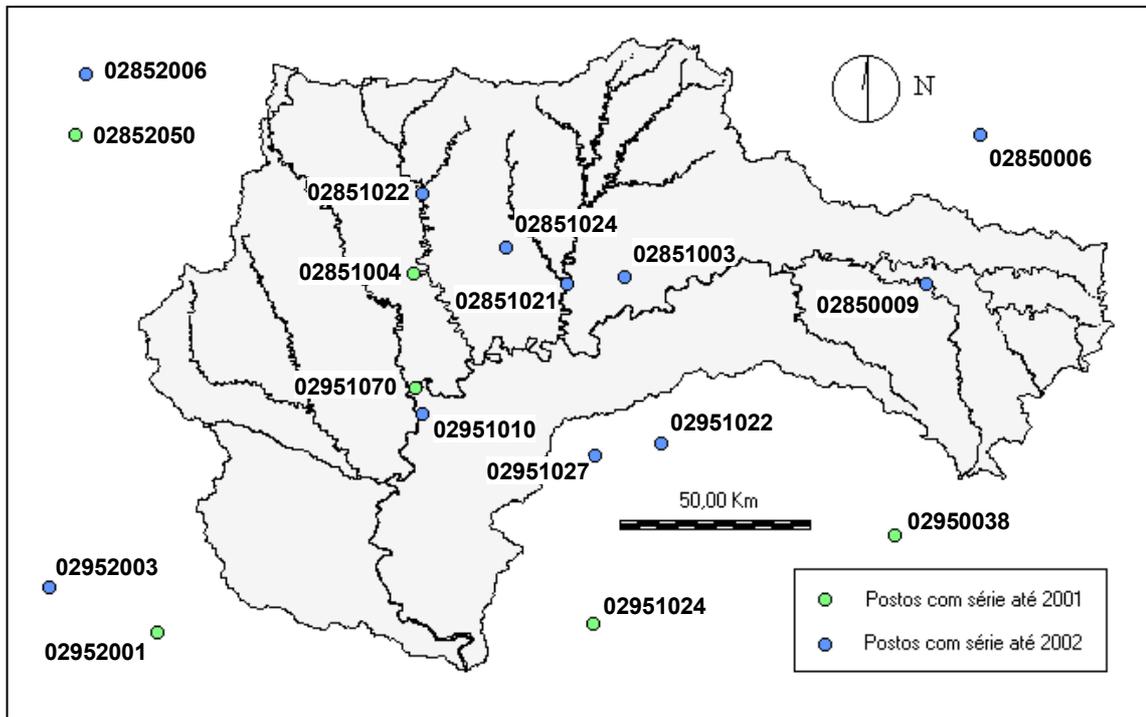


Figura 5.2 Distribuição dos postos pluviométricos na bacia.

Há dados diários de variáveis climáticas em 6 postos meteorológicos situados em seis localidades da região (Figura 5.3): Veranópolis, Caxias do Sul, Farroupilha, Soledade, Passo Fundo e Vacaria. Estas informações são disponibilizadas pela Fundação Estadual de Pesquisa Agropecuária do Rio Grande do Sul (Fepagro) para o período de 1970 a 1995.

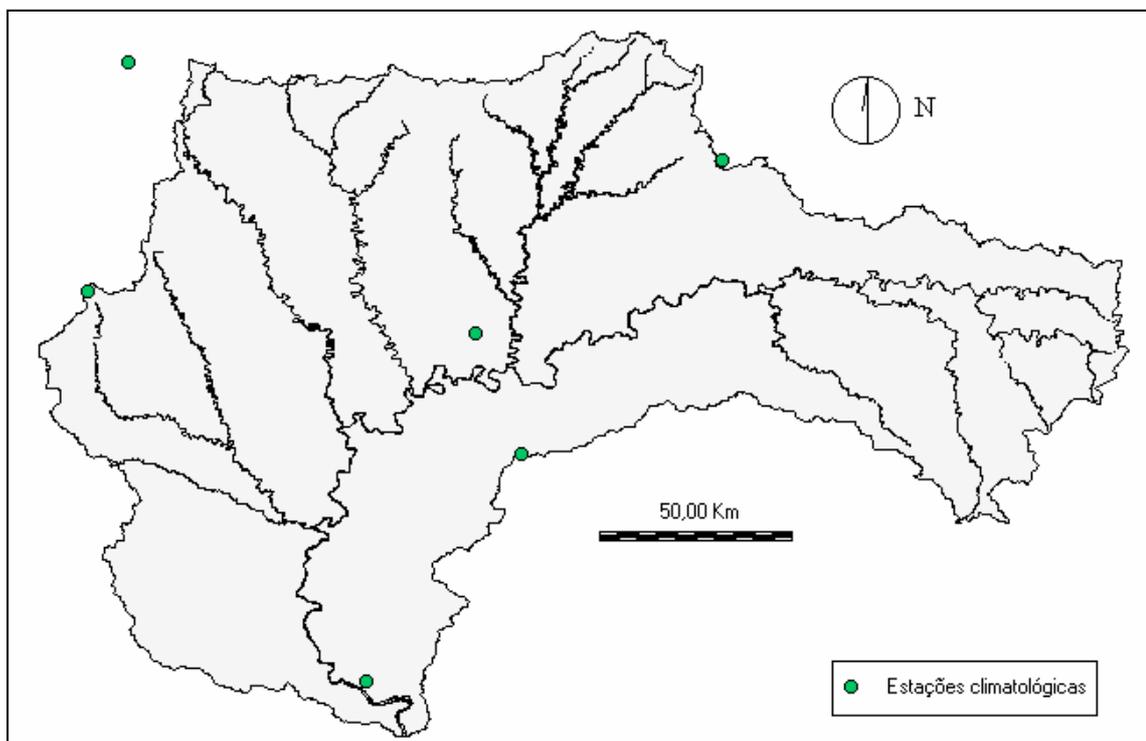


Figura 5.3 Distribuição das estações climatológicas na bacia.

Há 14 estações fluviométricas com dados de vazão diária disponíveis até o ano de 2001 na bacia. Estas informações pode ser obtidas junto a ANA. Collischonn (2001) utilizou séries de vazão de 11 destas estações em seu estudo.

A síntese dos dados utilizados por Collischonn (2001) para simulações do período de 70 a 80 e suas respectivas fontes estão na Tabela 5.2.

Tabela 5.2 Fontes de dados climáticos e hidrológicos (Collischonn, 2001).

Dados	Fonte
Precipitação diária (72 postos)	ANEEL
Vazão diária (11 postos)	ANEEL
Insolação (6 postos – diários)	FEPAGRO
Temperatura (6 postos – diários)	FEPAGRO
Velocidade do vento (6 postos – médias mensais)	FEPAGRO
Umidade relativa do ar (6 postos – médias mensais)	FEPAGRO
Pressão do ar	Considerada constante

Os resultados de ajuste e verificação do modelo são discutidos no item 5.3.1.

Dados de qualidade de água

A Fepam monitora hoje dez pontos ao longo do rio Taquari-Antas através de campanhas trimestrais, registrando valores de 33 parâmetros de qualidade, dentre eles, OD, DBO, nitrogênio e fósforo totais e coliformes fecais. Os dados de qualidade disponíveis compreendem períodos que vão de 1,5 até 9 anos, neste caso, de setembro de 1993 a setembro de 2002. O anexo B apresenta as séries de concentração de cada parâmetro de qualidade utilizado, em cada posto de monitoramento. A Figura 5.4 mostra a distribuição dos postos de monitoramento da qualidade da água na bacia, relacionados na Tabela 5.3. O código de cada posto é formado por duas letras correspondentes ao rio em que se encontra (Taquari-Antas) e um número equivalente a sua distância em relação a foz, em Km.

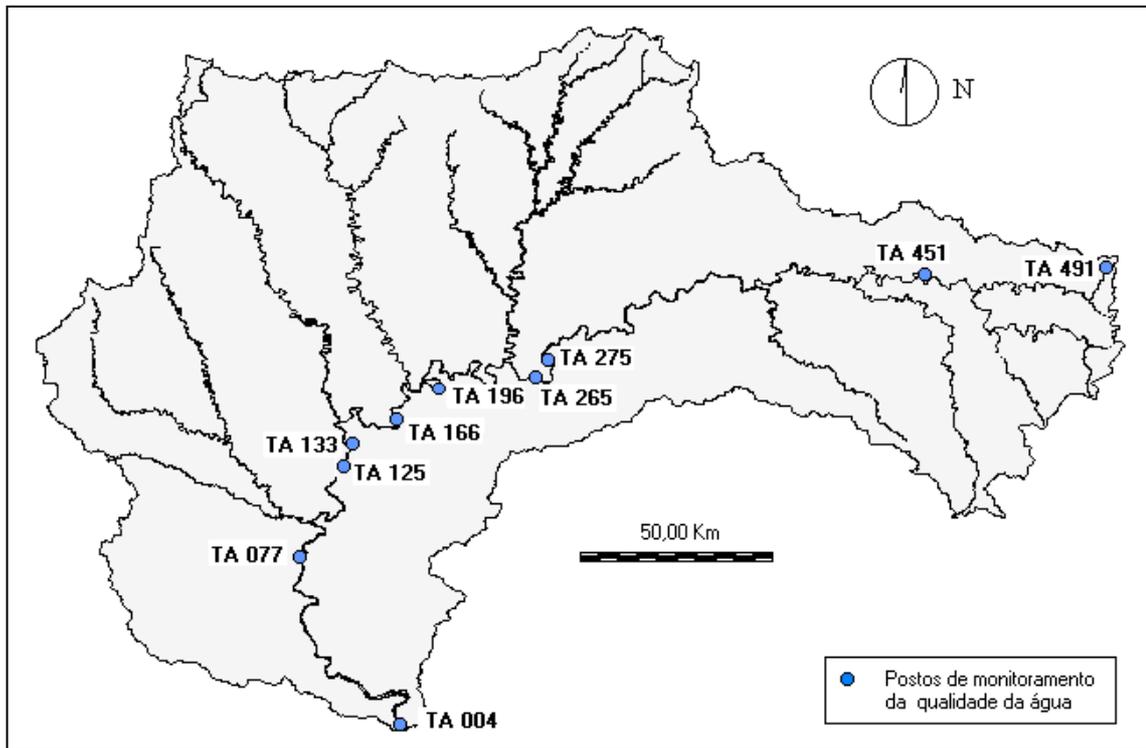


Figura 5.4 Localização dos postos de qualidade de água na bacia.

Tabela 5.3 Código, coordenadas, município e período com dados dos postos de qualidade de água na bacia (Fonte: banco de dados Fepam).

Código	Coordenadas		Município
	Latitude Sul	Longitude Oeste	
TA 004	29° 55' 45''	51° 43' 50''	Triunfo
TA 077	29° 30' 42''	51° 58' 48''	Estrela/Lajeado
TA 125	29° 16' 58''	51° 52' 14''	Roca Sales/Encantado
TA 133	29° 13' 35''	51° 51' 06''	Encantado
TA 166	29° 10' 00''	51° 44' 34''	Santa Tereza
TA 196	29° 05' 19''	51° 38' 17''	Bento Gonçalves/ Cotiporã
TA 265	29° 03' 27''	51° 23' 45''	Nova Roma do Sul
TA 275	29° 00' 45''	51° 22' 01''	Nova Roma do Sul/ Nova Pádua
TA 451	28° 48' 03''	50° 25' 48''	Bom Jesus
TA 491	28° 47' 01''	49° 58' 55''	São José dos Ausentes

Sobre os dados destes postos foram realizadas algumas análises preliminares para os parâmetros de qualidade de água de interesse, antecedendo a modelagem matemática.

Através da Figura 5.5, pode-se perceber, ao menos visualmente, uma forte correlação entre os parâmetros temperatura da água e concentração de OD ao longo do tempo, no posto TA 077. Esta tendência se confirma para os demais postos analisados.

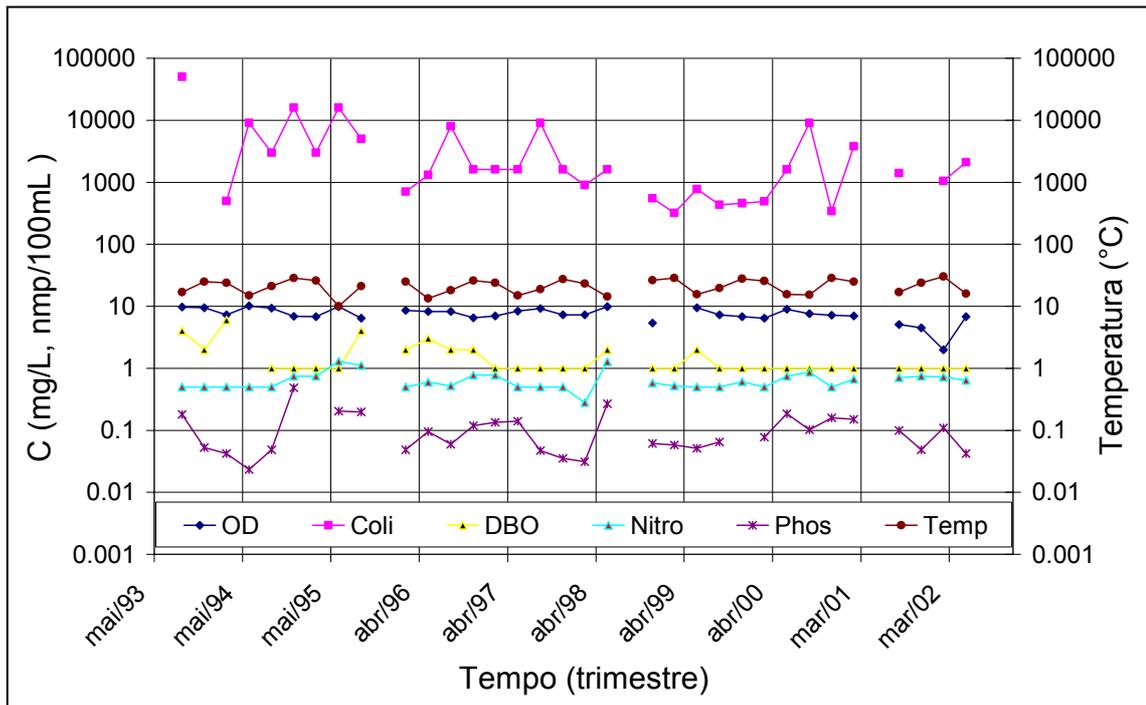


Figura 5.5 Concentrações no posto TA077, jusante de Estrela e Lajeado.

Também é possível observar que a variação destas variáveis é totalmente condicionada pela sazonalidade, ocorrendo ciclos bem definidos ao longo do ano. Este fato deve ser levado em conta na etapa de calibração do modelo de qualidade, ao se verificar se o modelo representa esta sazonalidade e possíveis valores que se oponham a esta tendência. Entre as demais variáveis há pouca correlação.

Plotando os valores de concentração de OD de todos os postos (Figura 5.6) podemos observar um aparente aumento da variância das séries ao longo do tempo, com picos mais acentuados em torno da média. Sobre as médias também nota-se uma certa tendência decrescente no tempo, mais evidente para os postos situados já no rio Taquari (TA, 004, TA077 e TA125).

Os testes estatísticos de Mann-Kendall e Spearman (Silveira, 2000) para a análise de tendência foram utilizados e, para uma confiança de 95%, confirmaram o aparente decréscimo nos valores médios de concentração de OD dos postos ao longo do tempo, também verificada visualmente. Apesar da correlação entre temperatura e concentração de OD demonstrada na Figura 5.5, as séries de temperatura da água e do ar não apresentaram a mesma tendência de decréscimo no período. Também as séries de DBO e DQO observadas no período mantiveram praticamente a mesma média em cada posto de monitoramento.

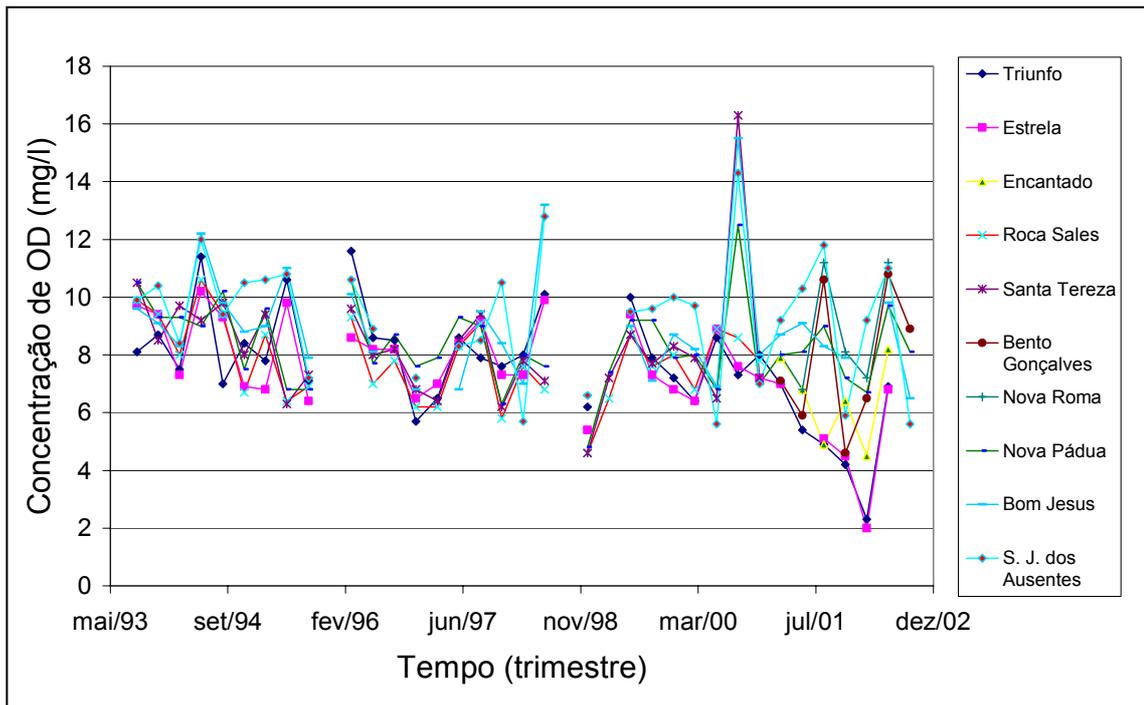


Figura 5.6 Concentrações médias de OD em cada posto (TA) de 1993 a 2002.

Estes fatos são importantes de se considerar na análise dos resultados da simulação da concentração de OD ao longo do tempo. Como o equacionamento do módulo de qualidade do IPH-MGBq vincula a concentração de OD na água apenas as variáveis temperatura (equação 3.6) e concentração de DBO (equação 4.33), pode haver uma deficiência do modelo para representar o comportamento observado na Figura 5.6. O modelo poderá representar satisfatoriamente o perfil de concentração de OD se este comportamento for determinado pela capacidade de reaeração do rio, expresso pelo modelo pelo coeficiente K_2 , que é normalmente maior na cabeceira e em trechos de corredeiras.

5.1.3 Potencial poluidor na bacia

O rio das Antas nasce em uma região de baixa densidade populacional e percorre uma região cujas atividades básicas são a pecuária e a agricultura. Entretanto, a bacia conta com pólos industriais altamente desenvolvidos, como o conglomerado urbano do nordeste, formado por municípios como Caxias do Sul, Farroupilha, Bento Gonçalves e Garibaldi e, já no vale do Taquari, Lajeado e Estrela (Figura 5.7).

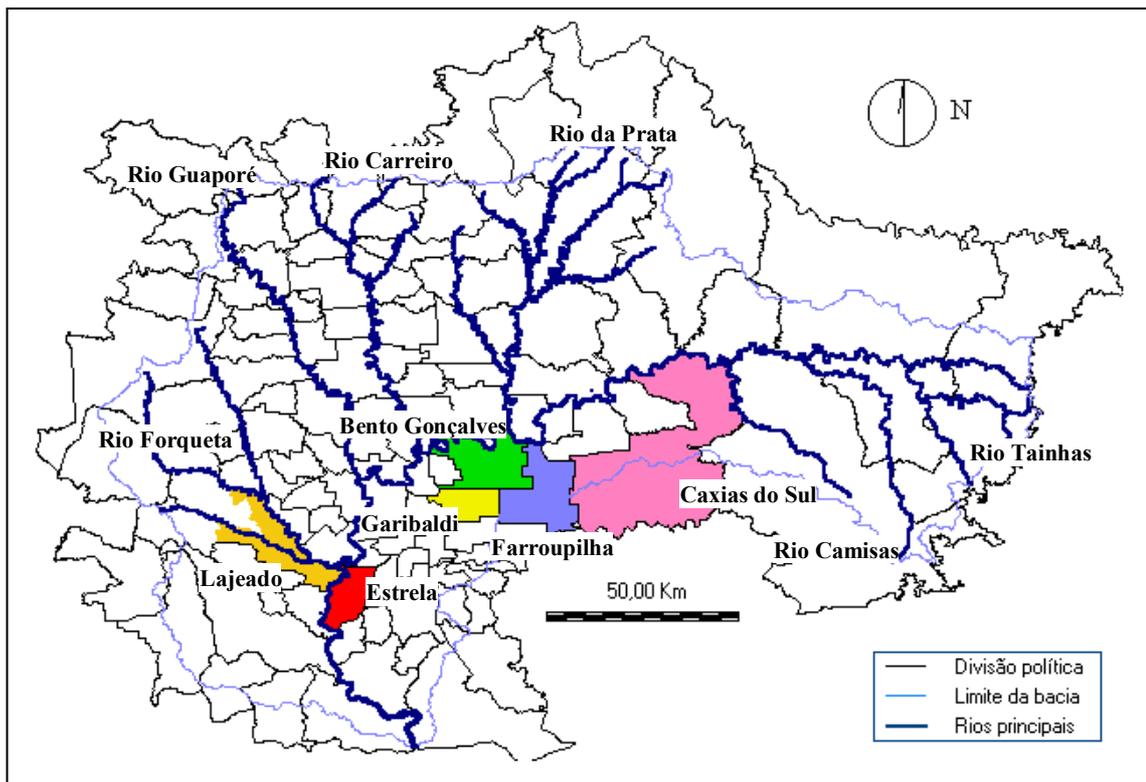


Figura 5.7 Localização dos principais rios e centros urbanos da bacia do Taquari-Antas.

A qualidade das águas do rio Taquari-Antas é afetada, principalmente, por alguns de seus formadores, os rios Forqueta, Guaporé, Carreiro e Prata (ou Turvo), que percorre uma zona industrial de alto potencial poluidor (DRH/Magna, 1997). Da mesma forma, por arroios que drenam importantes áreas urbanas, como o Burati (Bento Gonçalves e Farroupilha), Tega (Caxias do Sul), Biazus (Farroupilha) e Marrecão (Garibaldi) (Tucci e Benetti, 2001).

Quanto aos usos da água

Os principais usos consuntivos de água, tanto superficial quanto subterrânea, na bacia foram identificados por DRH/Magna (1997) como:

- abastecimento populacional (industrial e doméstico);
- agroindústrias (dessedentação de animais);
- e irrigação.

e os usos não consuntivos de águas superficiais mais importantes, quanto ao potencial poluidor, como:

- diluição e afastamento de efluentes;
- navegação;
- geração de energia elétrica.

O estudo de Avaliação Quali-Quantitativa das Disponibilidades e Demandas de Água na Bacia Hidrográfica do Sistema Taquari-Antas realizado por DRH/Magna (1997) conclui, entre outros aspectos, que o maior potencial de poluição na bacia se deve às fontes difusas rurais e a dessedentação de animais de pequeno porte. Já os rios de maior carga de poluentes são o da Prata (nitrogênio e fosfatos) e Tega (coliformes fecais).

O referido estudo obteve, com base em dados censitários e em termos de valores médios anuais, o valor de $7,5 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ para a demanda consuntiva de águas superficiais na bacia, o que equivale a $0,3 \text{ L} \cdot \text{s}^{-1} \cdot \text{Km}^{-2}$ (1,5% da disponibilidade). Sobre este valor o abastecimento público representa o uso mais expressivo de água ao longo de todo o ano. Constatou-se que o valor de $200 \text{ L} \cdot \text{hab}^{-1} \cdot \text{dia}^{-1}$, amplamente difundido na literatura e empregado em estudos deste tipo, estaria subestimando o cálculo da demanda de água potável quando comparado aos valores observados pelas concessionárias em operação na bacia do Taquari-Antas. Neste caso, os valores observados incluem efetivamente, além da demanda para abastecimento da população propriamente dita, aqueles valores requeridos por indústrias que são abastecidas a partir dos sistemas da CORSAN, além das perdas nas redes de distribuição. Com isso, obteve-se para a região um consumo *per capita* médio de $245 \text{ L} \cdot \text{hab}^{-1} \cdot \text{dia}^{-1}$, com base nos valores observados no período de janeiro de 1996 a janeiro de 1997. Este valor também foi adotado para o município de Caxias do Sul, apesar de ter a demanda de sua população urbana calculada em $292 \text{ L} \cdot \text{hab}^{-1} \cdot \text{dia}^{-1}$, de acordo com dados de captação da concessionária local (SAMAE).

Quanto ao saneamento básico na bacia, a rede de coleta de esgoto sanitário é incipiente. Em geral, as instalações sanitárias são ligadas a fossas sépticas e destas às redes pluviais, ou são ligadas a sumidouros, poços negros, escoadouros a céu aberto ou, em alguns casos, sequer existem (DRH/Magna, 1997).

As indústrias, concentradas principalmente nas zonas urbanas, são os principais usuários da água na bacia do rio Taquari-Antas, não pelo volume dos recursos hídricos utilizados, mas pelo retorno destes ao meio hídrico sem a qualidade desejável. As indústrias alimentícias estão presentes em maior número (38,61%), seguidas do ramo metalúrgico (28,71%) e do ramo de couros, peles e similares (26,73%) (DRH/Magna, 1997).

Já a utilização de recursos hídricos para irrigação na bacia do rio Taquari-Antas está representada pelo cultivo de arroz, principalmente nos municípios de Triunfo, Taquari, Passo do Sobrado e Cruzeiro do Sul, fumo, milho, olericultura, em especial no município de Caxias do Sul, pastagem, tomate, morango e outras frutas. Observa-se que a vazão de águas superficiais demandada para a irrigação entre os meses de novembro e março é muito superior a do resto do ano, correspondendo a cerca de 50% ($3,8 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$) do total da demanda consuntiva média anual em toda a bacia (DRH/Magna, 1997).

Aproveitamentos hidrelétricos

A bacia do rio Taquari-Antas vem sendo objeto de inúmeros estudos sobre o seu aproveitamento hidrelétrico desde a primeira metade do século passado e mais recentemente, também sobre a qualidade de suas águas. Em 1993 foi realizado um inventário, pela Companhia Estadual de Energia Elétrica, que vem delineando a configuração atual de divisão de quedas da bacia. Deste inventário foi selecionada uma alternativa final apresentando 56 usinas hidrelétricas com uma potência instalada total de 1100,2 MW (CEEE, 1993), sendo uma delas posteriormente suprimida na etapa de detalhamento dos projetos de engenharia. A relação destas usinas e algumas de suas características estão apresentadas no anexo C. Outras duas minicentrals, pertencentes a CEEE, operam na bacia, Guaporé, com 0,67MW de potência instalada e Muitos Capões, com 0,8 MW (DRH/Magna, 1997).

O relatório de Identificação Preliminar de áreas Críticas de Qualidade da Água Decorrentes da Implantação de Hidrelétricas na Bacia dos Rios Taquari-Antas (Tucci e Benetti, 2001) avaliou os impactos da implantação dos 56 barramentos inventariados pela CEEE sobre a qualidade da água na bacia, baseando-se em dados tanto de poluição pontual quanto difusa. Esta análise foi realizada em trechos específicos da bacia e apontou que os reservatórios das UHEs Muçum (ANT-1B), Monte Claro (ANT-III') e Castro Alves (ANT-IV) no rio das Antas, Pulador (GUA-IV) no rio Guaporé e Caçador (CAR-VI) são os que recebem as maiores cargas de DBO. Os reservatórios que recebem as maiores cargas de nitrogênio são Caçador, Muçum, Pulador, Primavera (TUR-I) no rio Turvo e Passo do Meio (ANT-XI) no rio das Antas. Primavera, Pulador, Muçum, Caçador e Monte Claro são os reservatórios que recebem maior aporte potencial de fósforo, enquanto que Monte Claro, Muçum, 14 de Julho (ANT-IIA), Caçador e Pulador são os que recebem as maiores cargas potencial de coliformes.

O estudo de Diagnóstico Ambiental da Bacia do Taquari-Antas (SEMA/Fepam, s/d) teve como um de seus objetivos específicos a identificação de quais das 56 usinas inventariadas produziram os maiores impactos ambientais e quais seriam as áreas mais impactadas na bacia. A partir de critérios que levassem em conta os impactos sobre os ecossistemas terrestres e a ictiofauna (meio biótico), a qualidade da água (meio físico) e os usos do recurso pelo homem (meio antópico), 17 empreendimentos foram considerados inviáveis. Atualmente, das 56 pequenas e grandes usinas hidrelétricas inventariadas pela CEEE na bacia, três estão em fase de construção (Complexo Ceran), e uma (Passo do Meio – Brascan/Azaléia) está em operação no rio das Antas (Figura 5.8).

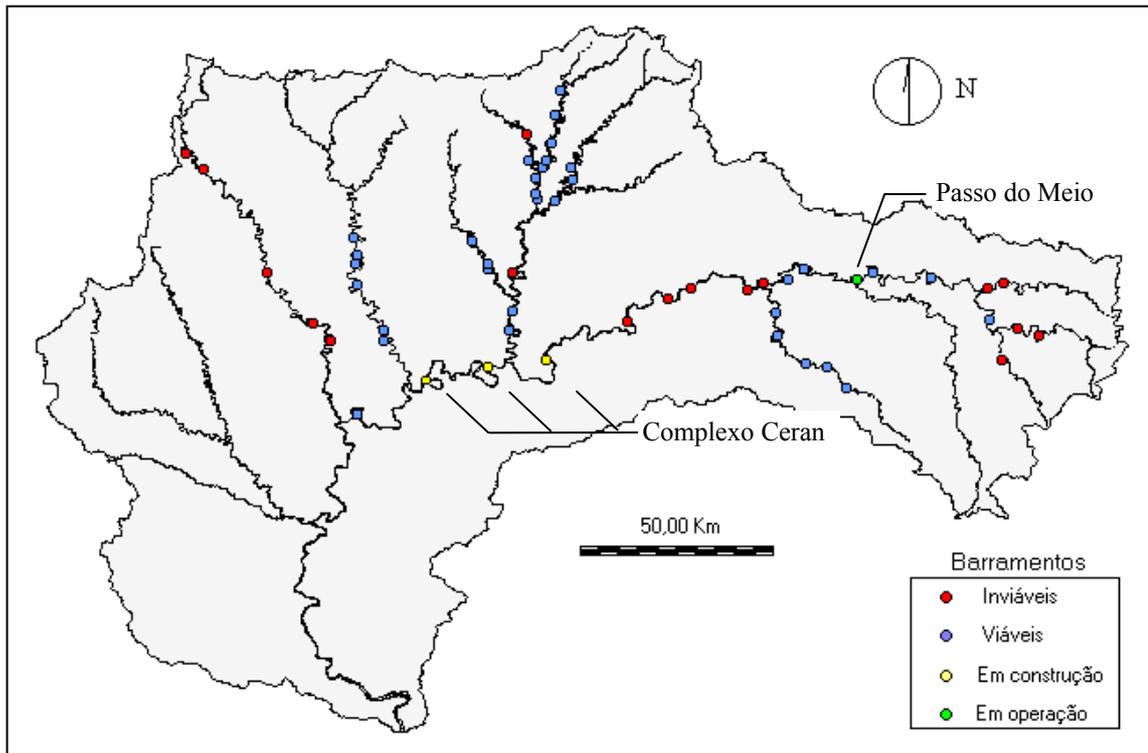


Figura 5.8 Localização das UHE's inventariadas pela CEEE (1993) na bacia.

Com o licenciamento das UHE's sob sua concessão, a Ceran tem realizado Estudos de Qualidade das Águas da Área de Influência Direta das Barragens Castro Alves, Monte Claro e 14 de Julho. As simulações do trecho de 100 Km do rio da Antas entre Antonio Prado e Bento Gonçalves foram realizadas através do QUAL2E, considerando apenas a poluição devida ao esgoto doméstico dos municípios e utilizando como vazão crítica a $Q_{7,10}$. Este estudo confirma a grande contribuição de coliformes fecais do rio Tega ao Antas, a montante de onde estaria o reservatório de Monte Claro e também de nitrogênio orgânico pelo arroio Burati, que contribuiria com o reservatório da UHE 14 de Julho (Ceran, 2003).

O relatório de Simulação de Qualidade de Água de Bacia do Taquari desenvolvido por Tucci *et al.* (2003) para a Fepam, teve como objetivo a avaliação da qualidade dos recursos hídricos da bacia como um todo, considerando na modelagem a combinação de todos os reservatórios do inventário com as fontes pontuais e difusas de poluição. Este estudo conclui que a construção das usinas na bacia pode ser prejudicial a qualidade da água principalmente em períodos de estiagem, quando os rios que drenam centros urbanos contribuiriam ao rio das Antas logo a jusante dos barramentos das hidrelétricas, elevando bastante a concentração de poluentes.

Quanto aos usos do solo

As informações pertinentes ao uso do solo da bacia foram levantadas por Collischonn (2001) através da classificação de imagens das bandas 3, 4 e 5 do satélite LandSat TM5, dos anos de 1994 e 1995. Esta classificação adotou cinco diferentes tipos de utilização do solo da bacia do Taquari-Antas: urbano, agrícola, pastagem, floresta e água. As frequências relativas de cada classe estão apresentadas na Figura 5.9 na Tabela 5.4.

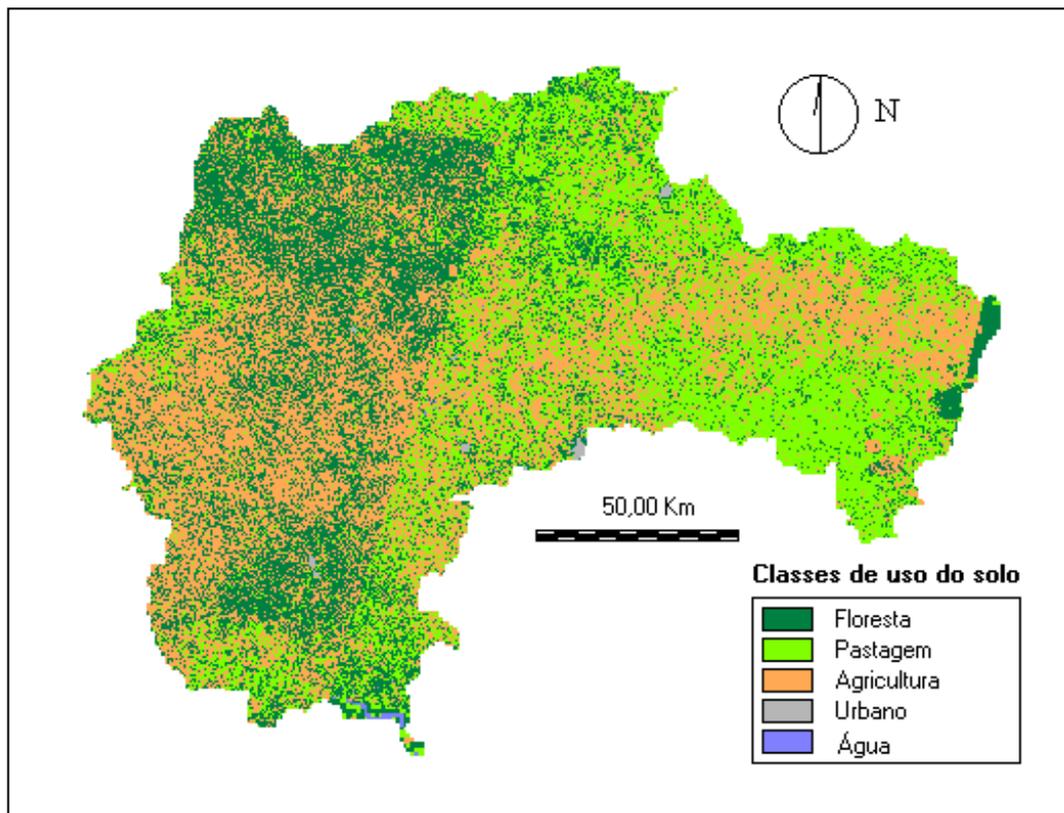


Figura 5.9 Mapa de uso do solo da bacia do Taquari-Antas.

Tabela 5.4 Classes de uso do solo e cobertura vegetal na bacia do rio Taquari-Antas. (Fonte: Collischonn, 2001)

Classe	Frequência (%)
Floresta	37.6
Pastagem	30.0
Agricultura	32.1
Urbano	0.2
Água	0.1

As pastagens são mais frequentes na parte alta da bacia, as florestas são mais comuns nas encostas íngremes e o uso agrícola é mais frequente no fundo dos vales. Segundo Collischonn (2001), em função das características da região, onde predominam pequenas

propriedades rurais, não foi possível diferenciar as culturas agrícolas. Assim, todas as culturas foram unidas em apenas uma classe.

5.1.4 Discretização da bacia

A discretização espacial da bacia do Taquari-Antas, a geração da rede de drenagem artificial e a integração destas informações com o mapa de usos do solo foram realizadas por Collischonn (2001).

A bacia foi discretizada em uma malha de 269 células quadradas com resolução de aproximadamente 10 Km (100 Km²) (Figura 5.10). A topografia e a hidrografia da região foram representadas a partir de um modelo numérico do terreno (MNT) desenvolvido pelo USGS (*United States Geological Survey*), com uma resolução de 1Km². Foram também utilizadas, para a obtenção dos comprimentos e declividades do trecho de rio pertencente a cada célula, cartas do exército com escala de 1:250000.

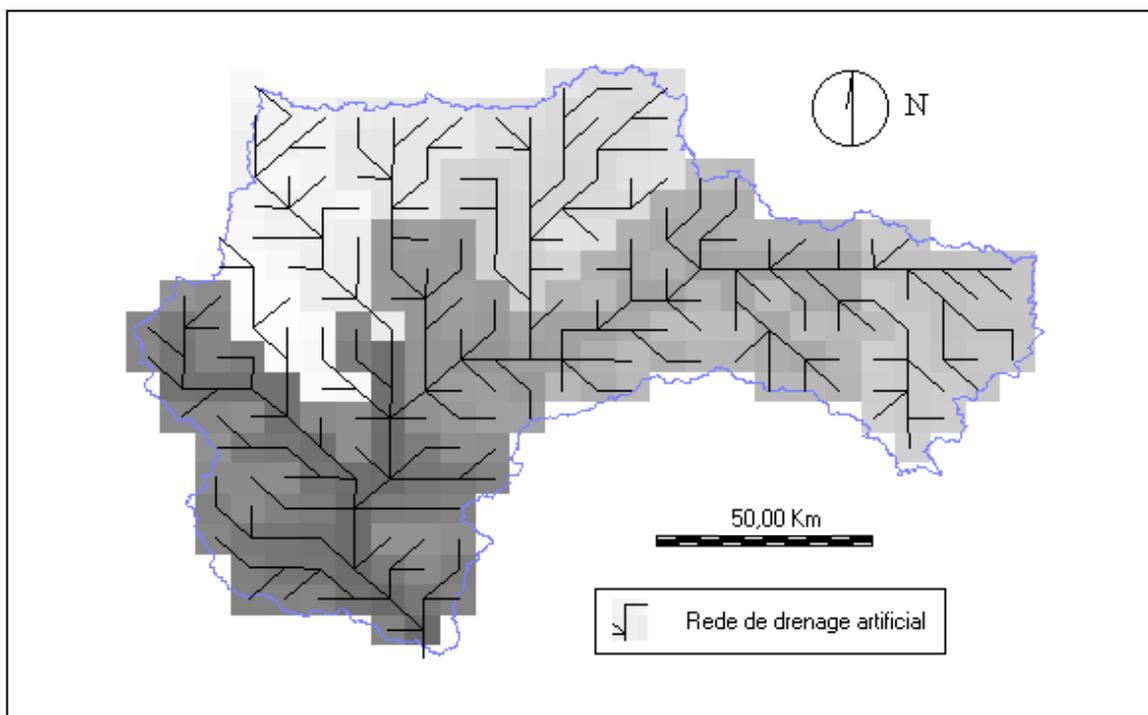


Figura 5.10 Discretização e rede de drenagem artificial da bacia do Taquari-Antas.

Cada célula é sub-dividida em blocos conforme o uso do solo na bacia. A proporção da área de uma dada célula ocupada por cada bloco é determinada através da integração entre a malha de discretização (Figura 5.10) e o mapa de uso do solo da bacia (Figura 5.9).

Espacialização dos dados climatológicos e hidrológicos

Os dados de chuva pontuais são espacializados a partir do inverso do quadrado da distância entre os postos pluviométricos e os centros das células. O IPH-MGBq recebe a informação de chuva na forma de lâmina de precipitação (mm) em cada intervalo de tempo em cada célula.

As informações climatológicas (insolação, velocidade do vento, temperatura, etc.) são distribuídas na bacia em função do posto que apresenta a menor distância até cada célula. A distribuição das estações climatológicas na bacia pode ser observada na Figura 5.3.

5.1.5 Modelo de cargas

A partir da discretização da bacia é possível localizar a geração de cargas difusas e as entradas de cargas pontuais no Taquari-Antas e em seus principais afluentes.

Fontes pontuais

As fontes pontuais de poluição consideradas neste estudo foram:

Indústrias

Totalizando 322 unidades, reconhecidas de maior potencial poluidor, estão localizadas na bacia a partir de suas coordenadas geográficas (Figura 5.11). Estas unidades foram classificadas em função da tipologia industrial (anexo D), conforme a Tabela 3.1, obtendo-se as concentrações dos poluentes modelados. As informações que possibilitaram esta classificação, as vazões efluentes e as coordenadas geográficas de cada unidade industrial foram obtidas do cadastro realizado por DRH/Magna (1997).

Centros urbanos

Todos os centros urbanos da bacia, localizados em função das coordenadas geográficas de sua sede. Foi adotada a vazão de demanda de água potável de 245 L.hab⁻¹.dia⁻¹ e um coeficiente de retorno de 0,8. Apenas a população urbana de cada município foi considerada, obtida de relatório realizado por DRH/SEMA (2002) (anexo A).

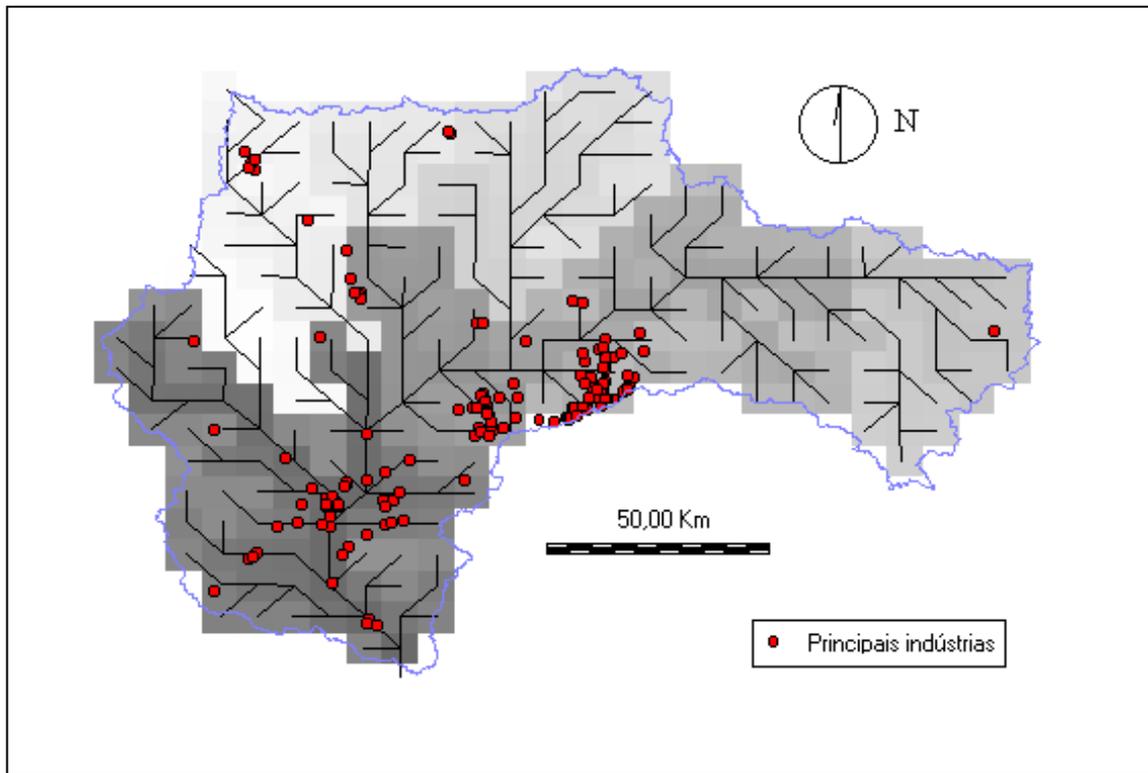


Figura 5.11 Principais indústrias com potencial poluidor na bacia.

A Figura 5.12 apresenta uma classificação das células em que foi discretizada a bacia quanto ao potencial de poluição por esgotos domésticos.

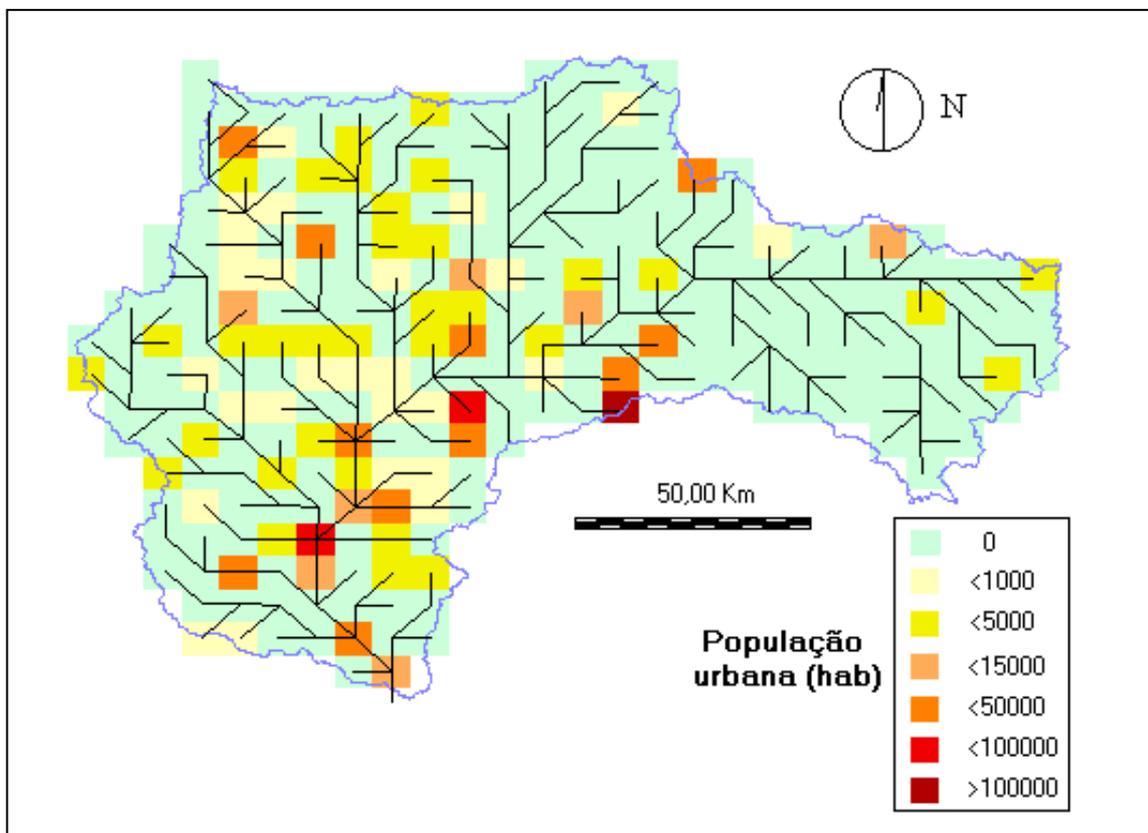


Figura 5.12 Classificação das células por número de habitantes.

Considerou-se a inexistência de tratamento de efluentes domésticos na bacia, inclusive de sistemas de fossa e filtro e/ou sumidouro. Desta forma, foram adotados, para entrada no modelo, valores de concentração de DBO, OD, nitrogênio, fósforo e coliformes fecais de literatura que representassem efluentes domésticos brutos e principalmente os sistemas combinados de esgoto. Baseada na Tabela 3.2, a Tabela 5.5 apresenta estes valores.

Tabela 5.5 Valores de concentração de poluentes (mg.L^{-1}) no esgoto doméstico para entrada no modelo.

DBO	OD ⁺	PT	NT	Coliformes F.*
200	0	6	15	10^6

⁺ valor em % da concentração de saturação;

* concentração em nmp.L^{-1} .

A cada célula de discretização da bacia corresponde um número, através do qual o modelo associa, além das fontes pontuais de poluição, algumas características físicas como área da bacia de contribuição, declividade e comprimento do trecho de rio (Tabela 5.6).

Tabela 5.6 Características físicas das células que contém o rio principal da bacia.

Célula	Comprimento do trecho de rio <i>L</i> (Km)	Declividade do trecho de rio <i>S</i> (m/m)	Área de contribuição <i>A</i> (Km ²)
106	0	0	100
110	15	0.0037	300
112	24	0.0045	500
114	15	0.0034	1500
115	20	0.0045	1800
160	25	0.0030	2000
161	15	0.0010	3500
163	19	0.0012	4000
164	20	0.00085	5200
165	15	0.0016	6100
166	16	0.0012	6500
167	24	0.00045	6900
168	16	0.0054	7500
169	14	0.0058	7500
170	14	0.0027	8200
171	15	0.0032	12200
192	35	0.0021	12500
193	40	0.00022	13000
194	30	0.0011	15800
262	20	0.00055	19300

Continua na página seguinte.

Célula	Comprimento do trecho de rio <i>L</i> (Km)	Declividade do trecho de rio <i>S</i> (m/m)	Área de contribuição <i>A</i> (Km ²)
263	15	0.00033	19400
264	25	0.00032	20200
265	11	0.00072	24200
266	15	0.00106	24300
267	15	0.00066	25100
268	20	0.00100	26300
269	25	0.00100	26900

A Figura 5.13 apresenta um esquema de entrada de cargas pontuais no rio Taquari-Antas, entre a nascente, em São José dos Ausentes e a foz, em Triunfo.

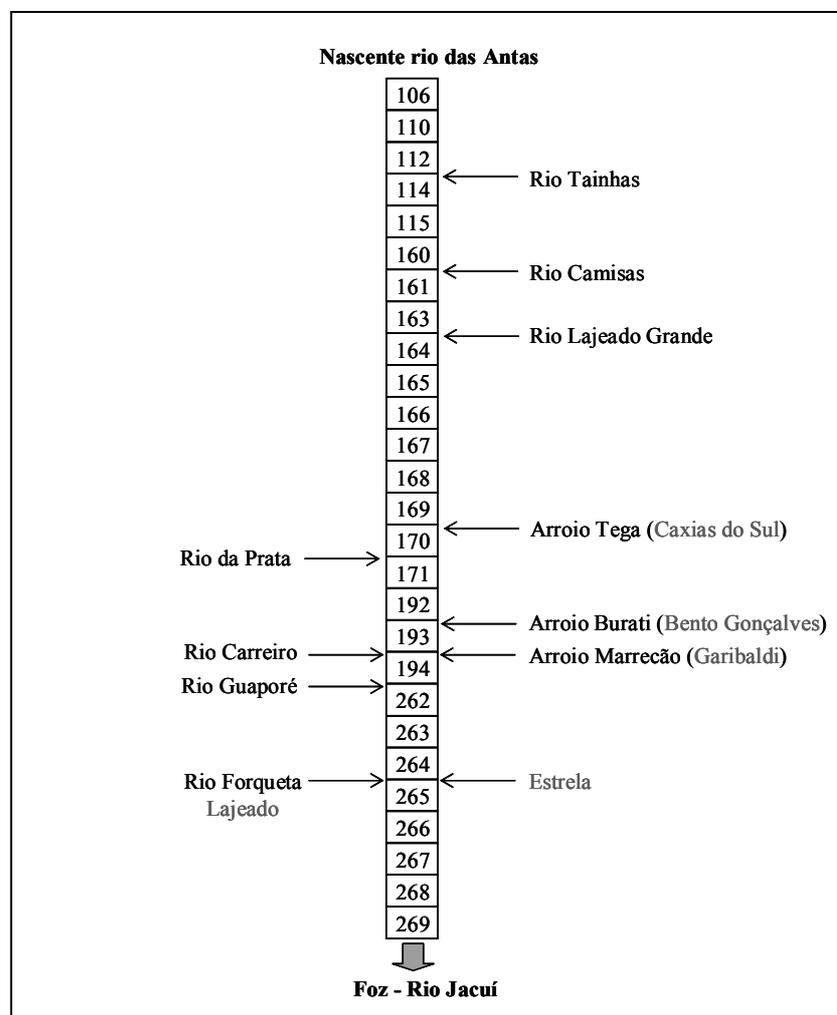


Figura 5.13 Esquema de principais entrada de cargas pontuais no Taquari-Antas.

Podem ser também consideradas fontes pontuais de poluição cada um dos reservatórios das usinas hidrelétricas inventariadas pela CEEE (1993).

Reservatórios

Os 55 reservatórios em estudo foram localizados na bacia em função das coordenadas de seus barramentos (figura 6.7) (anexo C). As informações sobre as características de cada usina, como as relações cota-volume e cota-área alagada, cota do vertedor e vazão máxima turbinável, foram obtidas do inventário da CEEE (1993).

A vazão ecológica (Q_{FUND} das equações 5.22 e 5.24) foi definida como a vazão de permanência de 90% do tempo. Para cada uma das barragens a vazão ecológica foi calculada com base na Q_{90} da seção do Taquari correspondente ao posto fluviométrico de Muçum, corrigida pela relação de áreas de drenagem entre o posto e a barragem.

Fontes difusas

O modelo de cargas difusas de poluentes, geradas pelo escoamento superficial, em função do uso do solo da bacia, utilizou os valores de concentração de poluentes, baseados na Tabela 3.3 e na vazão média anual superficial de $6,3 \cdot 10^6 \text{ L} \cdot \text{ha}^{-1}$, citada anteriormente. Estes valores estão apresentados na Tabela 5.7.

Tabela 5.7 Valores de concentração de poluentes difusos ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$) para entrada no modelo.

USO DO SOLO	DBO	OD ⁺	NT	PT	Coliformes F.*
Urbano	12,0	10	2,2	0,70	10^7
Agrícola	6,0	80	0,8	0,15	10^3
Pastagem	3,0	80	0,8	0,10	10^3
Floresta	1,0	80	0,8	0,10	0,0
Água	0,0	80	0,0	0,0	0,0

⁺ valor em % da concentração de saturação;

* concentração em $\text{nmp} \cdot \text{L}^{-1}$.

5.2 Ajuste e verificação do modelo

Diferentemente de modelos de qualidade de água que consideram o escoamento em estado permanente e assumem uma vazão de referência (por exemplo, a $Q_{7,10}$), o IPH-MGBq realiza as simulações a partir séries de vazão diária de entrada. Este hidrograma é calculado e fornecido ao módulo de qualidade pelo modelo hidrológico, uma vez que este esteja calibrado.

O ajuste do modelo é realizado em duas etapas: calibra-se o módulo de quantidade a partir de dados de vazão observados na bacia ao longo do tempo; e após a verificação do

modelo hidrológico, ajusta-se o módulo de qualidade baseando-se em séries temporais de concentrações de poluentes disponíveis na bacia.

5.2.1 Ajuste e verificação do modelo hidrológico

Este modelo, em suas aplicações à bacia do Taquari-Antas, foi calibrado uma vez e teve duas verificações realizadas em épocas distintas.

Collischonn (2001) ajustou o modelo hidrológico com os dados climáticos e hidrológicos disponíveis no período de 1970 a 1975 pelo método das tentativas, utilizando como funções objetivo o coeficiente de Nash-Sutcliffe (R^2), este coeficiente para o logaritmo das vazões R_{log} e a diferença entre os volumes calculados e observados ΔV . Os parâmetros utilizados na calibração W_m , b , K_{BAS} , K_{INT} , C_S e C_I e os valores obtidos estão apresentados nas tabelas 5.8 e 5.9. Outros parâmetros, como os que controlam a evapotranspiração (I_{AF} , r_s , r_a e h) foram considerados fixos nos valores encontrados na bibliografia.

Tabela 5.8 Valores calibrados dos parâmetros associados aos blocos. (Fonte: Collischonn, 2001)

Parâmetros	blocos (uso do solo)				
	floresta	Pastagem	Agricultura	Urbano	Água
W_m (mm)	200	150	100	20	0
B (-)	0,1	0,1	0,1	1,0	1,0
K_{INT} (mm.dia ⁻¹)	7,2	7,2	7,2	7,2	0,0
K_{BAS} (mm.dia ⁻¹)	0,5	0,5	0,5	0,5	0,0
DM_{cap} (mm.dia ⁻¹)	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
W_c (mm)	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1

Tabela 5.9 Valores calibrados dos parâmetros de propagação nas células. (Fonte: Collischonn, 2001)

C_S (-)	C_I (-)	C_B (dias)
14,0	90,0	25

Este ajuste foi realizado para a seção do Taquari correspondente ao posto fluviométrico de Muçum (86510000), obtendo-se resultados com o volume calculado 1,24% superior ao observado e o coeficiente R^2 de 0,90. Embora apenas o posto fluviométrico de Muçum tenha sido considerado para a calibração, para a maioria dos pontos de controle utilizados o coeficiente R^2 foi superior a 0,80 para as simulações neste período.

Os resultados da verificação, realizada para o período de 1976 a 1980, em termos dos coeficientes R^2 e R_{log} , não foram tão bons quanto os do ajuste. Entretanto o erro no volume calculado manteve-se pequeno em todos os postos fluviométricos, sendo que o máximo erro

absoluto foi de aproximadamente 6%. O coeficiente de Nash-Sutcliffe obtido em Muçum passou de 0,9 do ajuste para 0,82 na verificação.

Observou-se que a qualidade do ajuste foi melhor para bacias maiores. Em bacias como a dos rios Forqueta e Jacaré, com áreas inferiores a 1000 Km², os valores dos coeficientes R^2 e R_{log} foram os mais baixos entre os pontos avaliados.

Um dos objetivos do presente estudo foi a calibração do módulo de qualidade do IPH-MGBq. Para tal, o módulo de quantidade recebeu como entrada os valores dos parâmetros obtidos com o ajuste realizado por Collischonn (2001) para a década de 70. Assim, para a simulação do período coincidente com os dados disponíveis de qualidade de água, realizou-se nova verificação do modelo hidrológico. Os hidrogramas calculado, estimado e observado, do período de 1993 a 2001, foram comparados e tiveram analisadas suas estatísticas em alguns pontos de controle da bacia.

As vazões nos postos de monitoramento (TA's) nos dias em que foram coletadas as amostras foram estimadas a partir de uma relação de proporcionalidade entre as áreas de contribuição de cada TA e do posto fluviométrico mais próximo com dados disponíveis.

Foram verificadas as vazões calculadas em algumas células da bacia em relação a estas vazões estimadas em TA's e a vazões observadas em estações fluviométricas, de áreas equivalentes a das células e com dados no período. As estações fluviométricas utilizadas, os valores das estatísticas utilizadas para avaliar os resultados da verificação e a comparação destes com os valores obtidos por Collischonn (2001) estão apresentados na Tabela 5.10.

Tabela 5.10 Estações fluviométricas utilizadas e estatísticas dos resultados das verificações do módulo de quantidade.

Posto	Área(Km ²)	Período de 1976 a 1980*			Período de 1993 a 2001		
		R ²	R _{log}	ΔV (%)	R ²	R _{log}	ΔV (%)
Muçum (86510000)	15830	0,82	0,84	- 1,01	0,77	0,68	+ 5,15
Passo do Prata (86440000)	3622	0,84	0,85	- 2,49	0,69	0,60	- 7,67
Passo Tainhas (86160000)	1107	0,80	0,79	+ 1,31	0,67	0,55	- 2,75

* (Fonte: Collischonn, 2001)

Analisando os resultados por meio das estatísticas apresentadas conclui-se que a verificação do modelo para o período de 1993 a 2001 é satisfatória. Deve ainda levar em consideração que nas simulações do período de 1976 a 1980 foram utilizados dados de 72 estações pluviométricas contra apenas 17 para o período de 1993 a 2002.

A Figura 5.14 apresenta as vazões estimadas e calculadas na célula correspondente ao posto TA 166 e observadas no posto fluviométrico de Muçum (86510000).

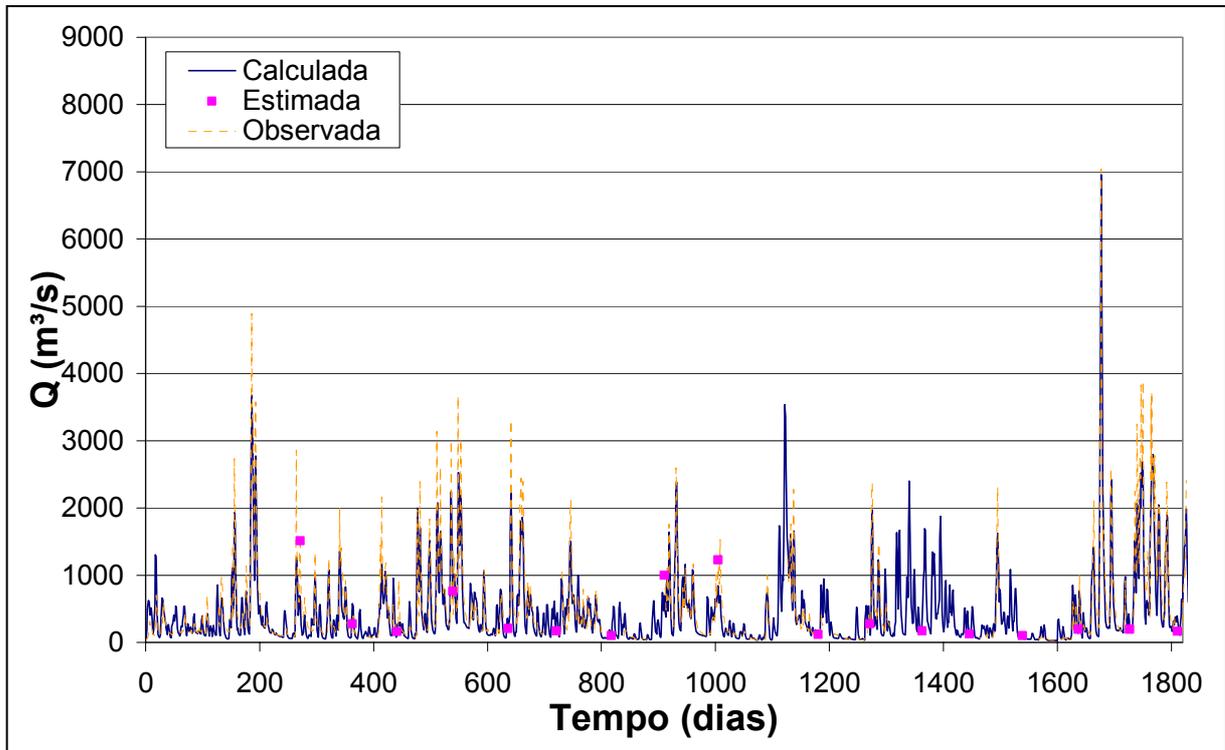


Figura 5.14 Hidrogramas calculados e observados e vazões estimadas (em função da área de drenagem) na seção do posto Muçum (86510000), de janeiro de 1993 a dezembro de 1997.

5.2.2 Ajuste do modelo de qualidade

A partir de dados observados dos postos de monitoramento da Fepam, o modelo de qualidade de água foi ajustado para o período de 1993 a 2002. Dos 10 postos de monitoramento da qualidade da água do Taquari-Antas apenas 6 foram utilizados na calibração do modelo. O posto TA 491, situado mais a montante da bacia, possui uma área de contribuição inferior a unidade de discretização adotada e foi descartado. Os postos TA 265, TA 196 e TA 133 apresentam séries curtas (6 valores) e não coincidentes com dois dos demais postos, conforme se observa no anexo B6. Desta forma os postos utilizados como pontos de controle foram: TA 451, TA 275, TA 166, TA 125, TA 077 e TA 004.

O ajuste das séries de concentração de poluentes geradas pelo modelo as séries observadas, foi realizado pelo método das tentativas. A realização de algumas simulações em uma etapa prévia do ajuste apontou uma grande sensibilidade dos resultados a alteração dos valores de alguns parâmetros e fontes pontuais e difusas de poluição. Os parâmetros do modelo utilizados no ajuste e seus respectivos valores estão apresentados na Tabela 5.11.

Tabela 5.11 Valores de coeficientes de decaimento (dia^{-1}) para entrada no modelo.

K_1	K_3	K_{phos}	K_{col}
0,25	0,1	0,05	1,5

O coeficiente de reaeração K_2 não foi utilizado no ajuste por ser representado por equacionamento específico (equação 4.36) pelo modelo. Todas as concentrações típicas de poluentes (DBO, NT, PT e Coliformes) no esgoto cloacal urbano (Tabela 5.5) e no escoamento superficial (Tabela 5.7) foram utilizadas no ajuste.

Foram então testadas diferentes combinações de valores dos parâmetros K e valores de concentração de poluentes até se alcançar resultado que se julgasse satisfatório. A avaliação da qualidade deste ajuste, para cada parâmetro de qualidade de água, foi baseada em:

- estatísticas, comparadas entre as séries observadas e calculadas. As estatísticas consideradas foram a média, o desvio padrão e os valores máximos e mínimos;
- relação QxC entre vazão e concentração de poluentes. A relação QxC foi utilizada quando se encontrou, nas séries de dados observados, alguma correlação entre estas variáveis, conforme está representado na figura 4.1 *a* e *b*. Assim, guardando as estatísticas, procurou se representar esta relação também com a séries calculadas;
- e na análise visual. A análise visual de cada polutograma gerado pelo modelo e sua comparação com a respectiva série observada foi importante para detectar alguns valores singulares de relevância no ajuste. Por exemplo, para analisar se o modelo consegue representar um ponto que foge da tendência de um ciclo sazonal de concentrações de oxigênio dissolvido ou uma antecipação de pico do polutograma em relação ao hidrograma.

Análise visual

As figuras 5.15 a 5.20 apresentam os resultados obtidos com o ajuste do modelo em alguns ponto de controle para os coliformes fecais, fosfatos totais e oxigênio dissolvido, no período de janeiro de 1993 a junho de 2002.

As figuras citadas acima apresentam os valores diários observados ao longo das campanhas trimestrais realizadas na bacia e os valores calculados correspondentes somente aos dias das coletas, como forma de facilitar a visualização dos resultados. Entretanto, a apresentação dos resultados desta forma pode mascarar algumas respostas do modelo, o que será discutido ao longo do capítulo.

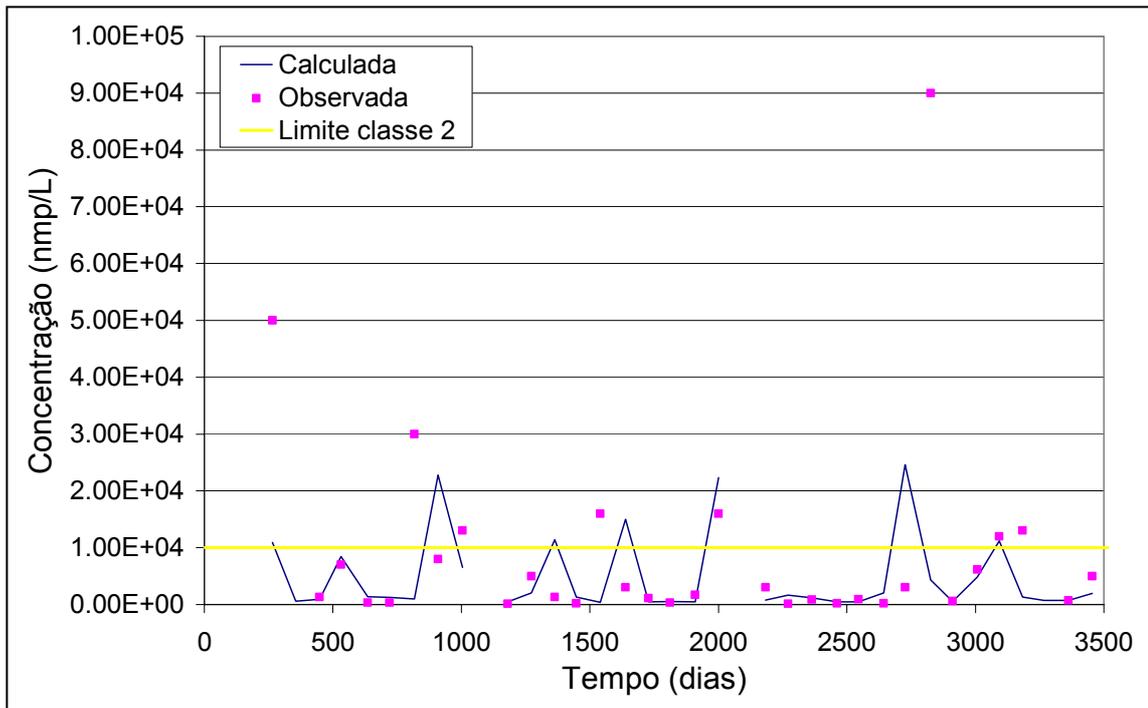


Figura 5.15 Ajuste dos coliformes fecais no TA 004 (foz do Taquari).

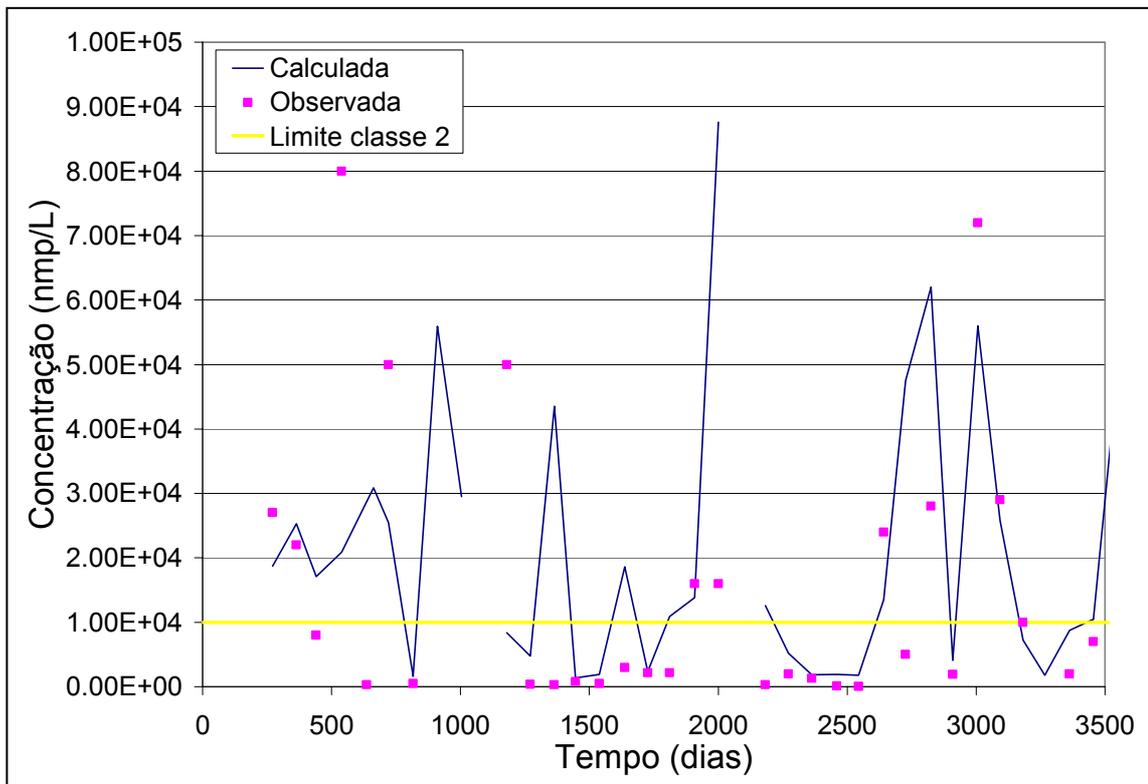


Figura 5.16 Ajuste dos coliformes fecais no TA 275 (Nova Roma do Sul/Nova Pádua).

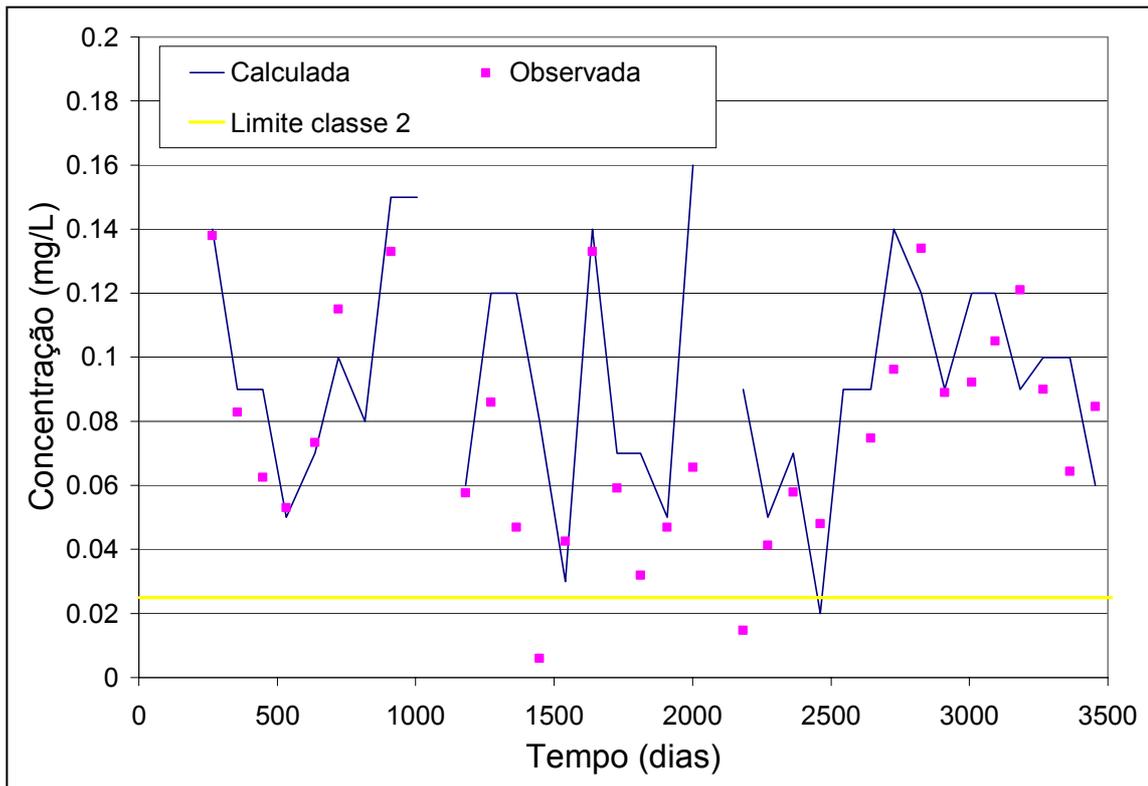


Figura 5.17. Ajuste dos fosfatos totais no TA 004 (foz do Taquari).

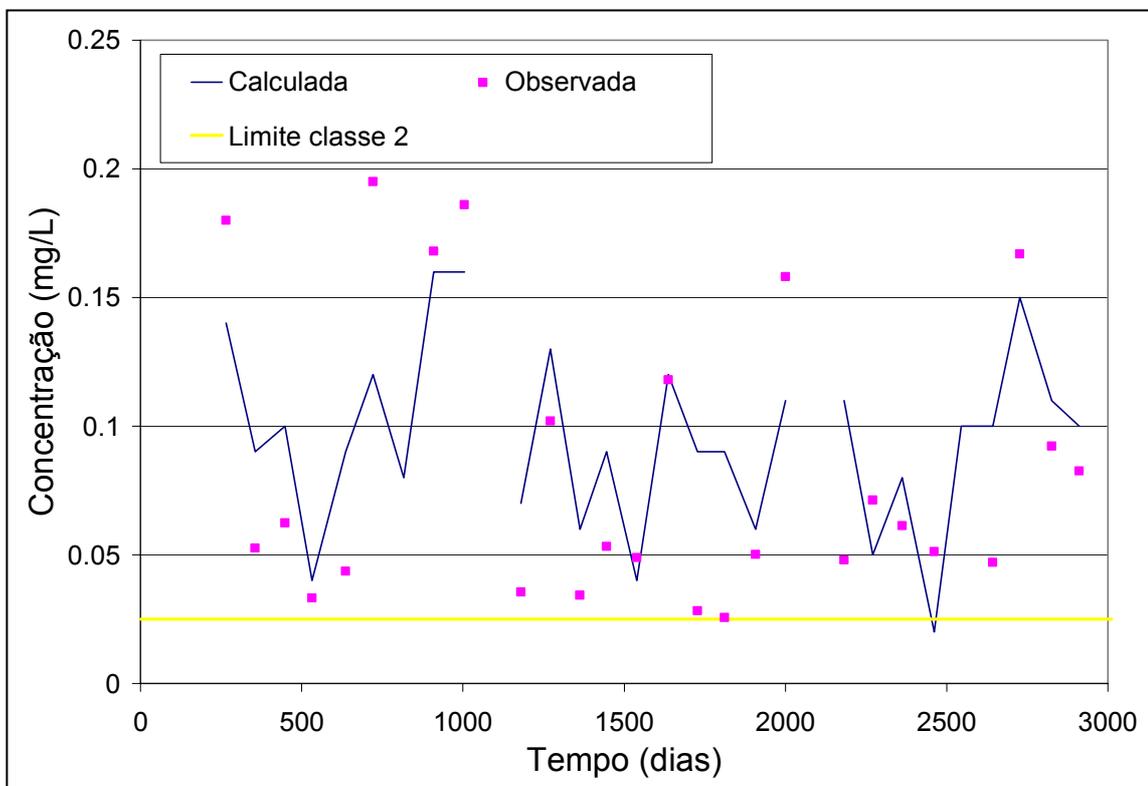


Figura 5.18 Ajuste dos fosfatos totais no TA 125 (Roca Sales/Encantado).

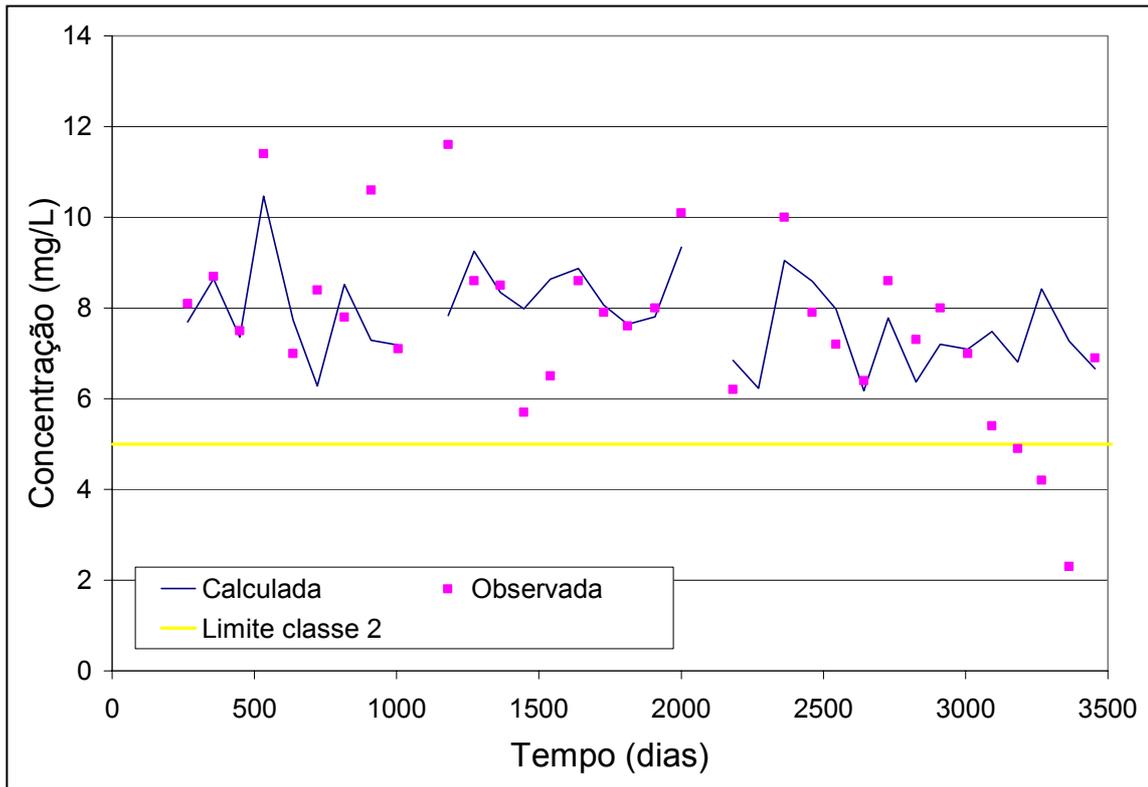


Figura 5.19 Ajuste do oxigênio dissolvido no TA 004 (foz do Taquari).

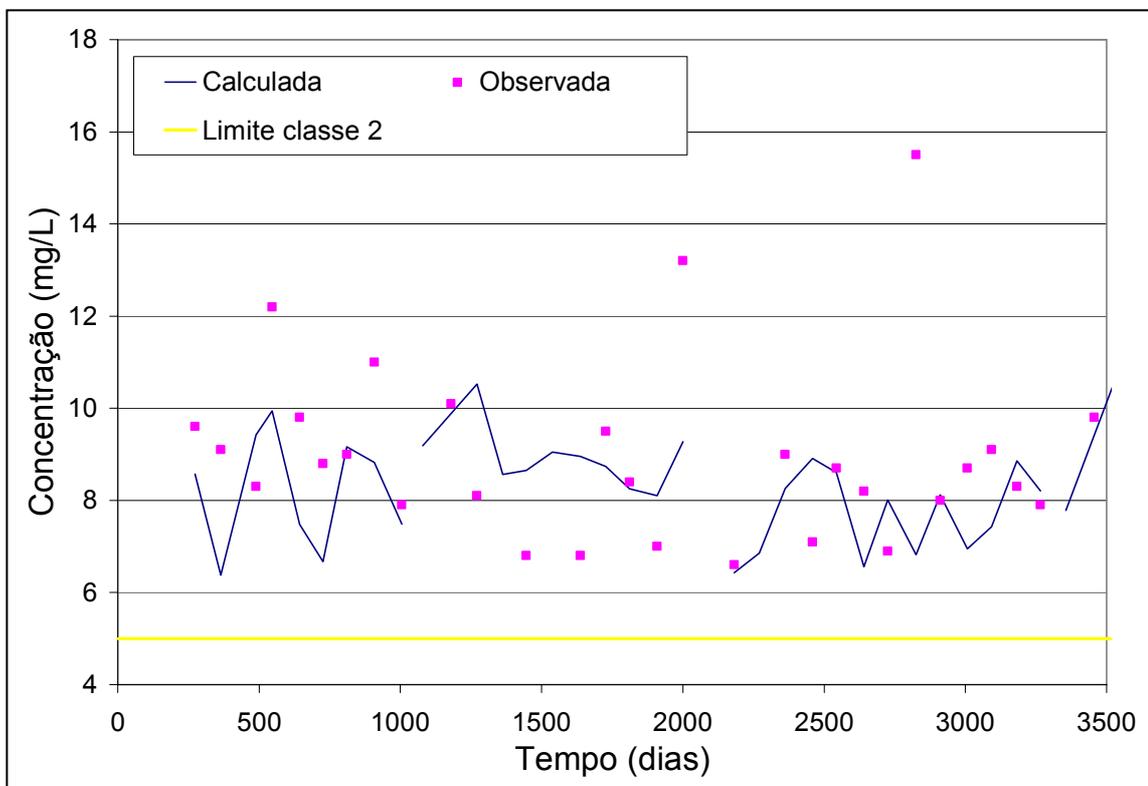


Figura 5.20 Ajuste do oxigênio dissolvido no TA 451 (Bom Jesus).

Pode-se notar que, ao menos visualmente, os resultados obtidos com o ajuste são, em geral, melhores na foz (TA004) do que nos demais pontos de controle da bacia. Entretanto, observa-se que o modelo não representou a queda acentuada dos valores de concentração de OD no final do período de análise neste ponto da bacia (Figura 5.19). O mesmo comportamento, em relação a estes valores mínimos de concentração de OD, foi constatado nos demais postos cujos resultados não são aqui apresentados. Este fato pode ser explicado pela possível ocorrência de um aumento de cargas pontuais de poluentes lançadas no Taquari no período entre 2001 e 2002, correspondente aos valores críticos observados de OD. Estas cargas foram consideradas pelo modelo constantes ao longo de todo o período simulado.

O limite da classe 2 do CONAMA 20 (Brasil, 1986), apresentado neste gráficos tem a finalidade de servir como referencial para uma análise qualitativa dos resultados do ajuste. Observa-se que os resultados do modelo mantêm a mesma classificação dos valores observados para todos os TA analisados, em praticamente todo o período de simulação.

Os ajustes da DBO e do nitrogênio total foram bastante prejudicados em função dos baixos valores destas variáveis presentes nas águas rio Taquari-Antas no período de análise. Como o limite de detecção adotado pela Fepam foi de 1 mg.L^{-1} para a DBO e $0,5 \text{ mg.L}^{-1}$ para o nitrogênio, as médias dos valores observados nos TA's utilizados ficaram entre 1 e 2 mg.L^{-1} e 0,52 e $0,65 \text{ mg.L}^{-1}$, respectivamente para estas variáveis. A maioria dos valores observados, em torno de 70 %, foi menor ou igual ao limite de detecção, tanto para a DBO quanto para o nitrogênio total. Ainda assim se procurou obter resultados médios de concentração de DBO coerentes, visando possibilitar um ajuste adequado do OD, uma vez que este depende da concentração de DBO, conforme a equação 4.33.

Análise de relações Q x C

Analisando os resultados de concentração de poluentes juntamente com os hidrogramas, a partir do ajuste do modelo, é possível notar a correlação existente entre a vazão e a concentração de determinados parâmetros de qualidade de água. Em todos os postos de controle da bacia os picos de vazão têm altas correlações positivas com os máximos de DBO e fósforo total calculados (Figura 5.21), com exceção dos TA's 265 e 451. Estas correlações estão entre 0,75 e 0,81 para a DBO e 0,62 e 0,70 para o fósforo. Conseqüentemente, os picos de DBO são responsáveis pelos valores mínimos de OD, como os da figura 5.19. Estas relações são ilustradas na figura 5.21, na seção do TA 004.

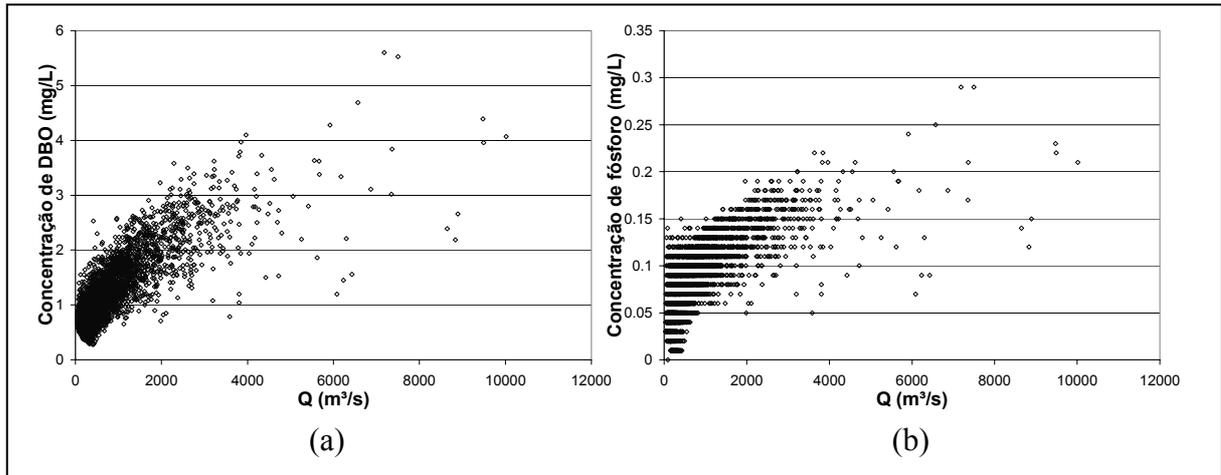


Figura 5.21. Relações entre vazão e concentração calculadas de (a) DBO e (b) de fósforo total no TA 004.

Apesar de alguns valores calculados críticos de concentração de OD coincidirem com picos de vazão e DBO, estas variáveis não possuem uma correlação bem definida. Este fato pode ser explicado pela grande dependência das concentrações de OD da temperatura da água, expressa no cálculo da concentração de saturação de OD (equação 3.6).

O parâmetro nitrogênio total não apresentou correlação bem definida entre vazão e concentração calculadas, ou seja, ocorrem valores altos de concentração tanto para eventos de cheia quanto para períodos de estiagem extremas.

As concentrações calculadas de coliformes apresentaram uma grande correlação positiva com a vazão, com valores entre 0,65 e 0,81, exceto nos TA's 077 e 265. Nestes dois pontos há grandes contribuições pontuais de indústrias e principalmente, no caso dos coliformes, de esgotos domésticos.

Para valores observados, apenas o parâmetro fósforo total apresentou alguma correlação (positiva) entre vazão e concentração, nos postos TA 004 e 077. Desta forma, quanto a importância atribuída ao tipo de fonte de poluição, difusa ou pontual, as respostas do modelo para este ajuste são coerentes com o que ocorre na bacia, principalmente para os parâmetros nitrogênio e fósforo totais. Entretanto é importante considerar que as relações $Q \times C$ das séries observadas podem ser tendenciosas, uma vez que as coletas das amostras normalmente não são realizadas em períodos de cheia.

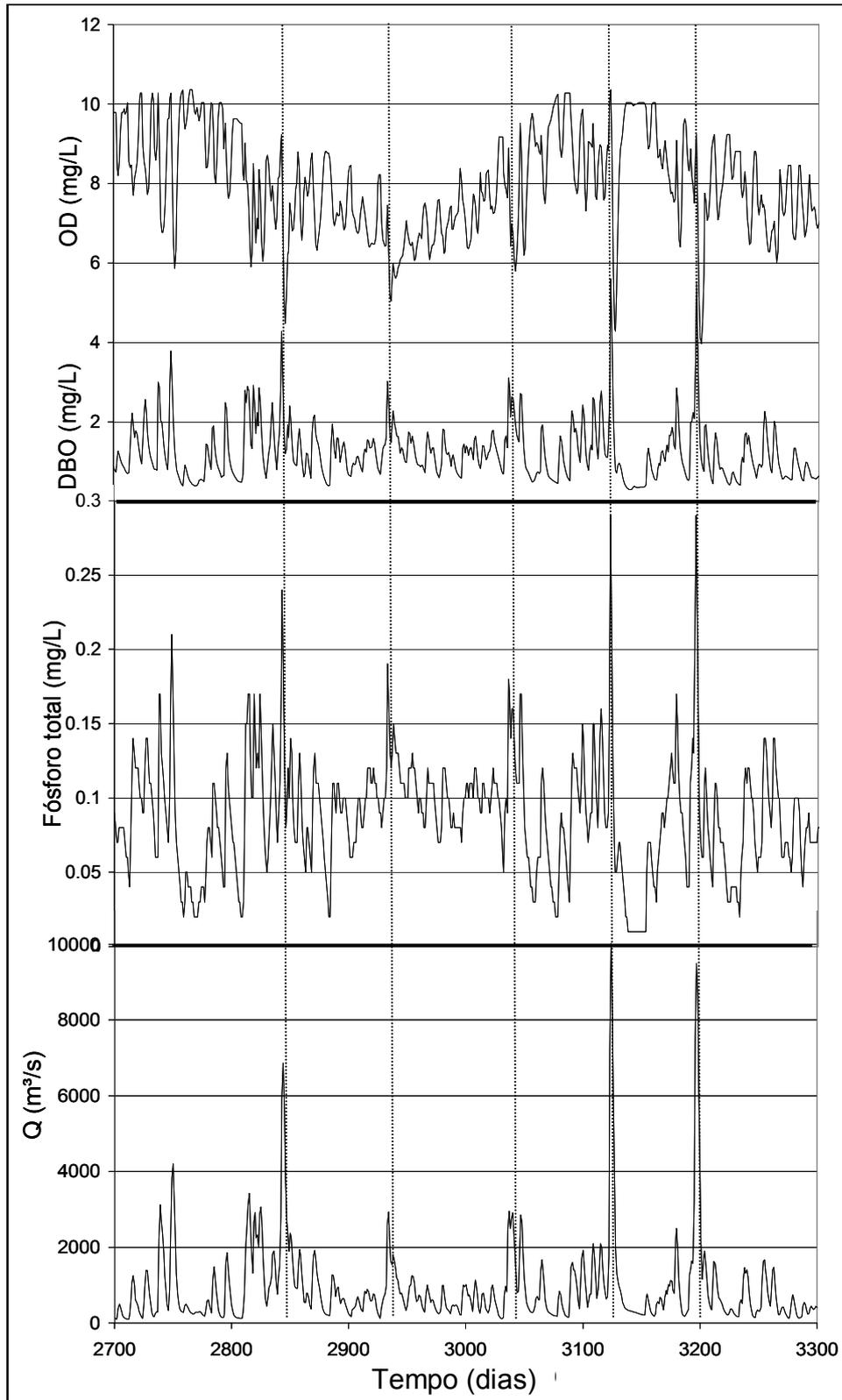


Figura 5.22 Relação entre picos de vazão, DBO e fósforo total e mínimas de OD no TA 004.

Analisando a Figura 5.22 em outra escala, é possível observar que o pico dos polutogramas ocorre antes do pico de vazão. Este fato pode ser verificado tanto para as concentrações de DBO (Figura 5.23) quanto para as concentrações de fósforo total. Este

comportamento não deve ser confundido com o chamado *first flush*, comentado no item 2.3.1, já que o modelo não utiliza uma discretização temporal que permita representar o gradiente de concentração no escoamento superficial ao longo do tempo. Esta situação se deve ao fato do modelo assumir que toda a poluição de origem difusa é transportada apenas pelo escoamento superficial, considerando nulo o transporte no escoamento de base e sub-superficial. Segundo o equacionamento do módulo de quantidade do IPH-MGBq, o escoamento superficial é a porção dos volumes gerados na bacia que atinge rapidamente a rede de drenagem. Na bacia do Taquari-Antas isto é ainda mais evidente, uma vez que a bacia possui características físicas que propiciam o escoamento superficial, ou rápido.

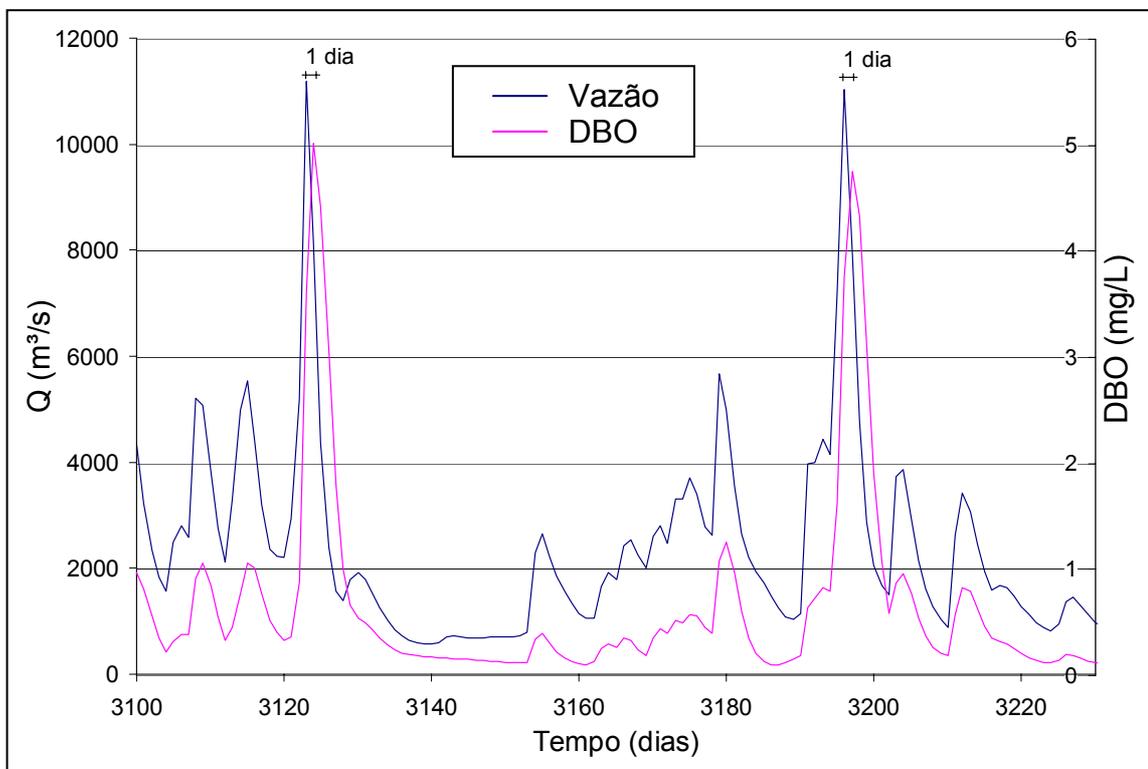


Figura 5.23 Concentrações de DBO e vazões no TA 044.

Outra análise interessante é a do fenômeno de autodepuração, representado pelo modelo (Figura 5.24). As etapas deste processo são descritas conforme apresentado na Figura 2.1 *a*, ocorrendo o lançamento da carga orgânica (pico de DBO), em seguida a fase de decomposição ativa (ponto crítico na concentração de OD) e a etapa de recuperação do equilíbrio anterior, caso não haja novas contribuições.

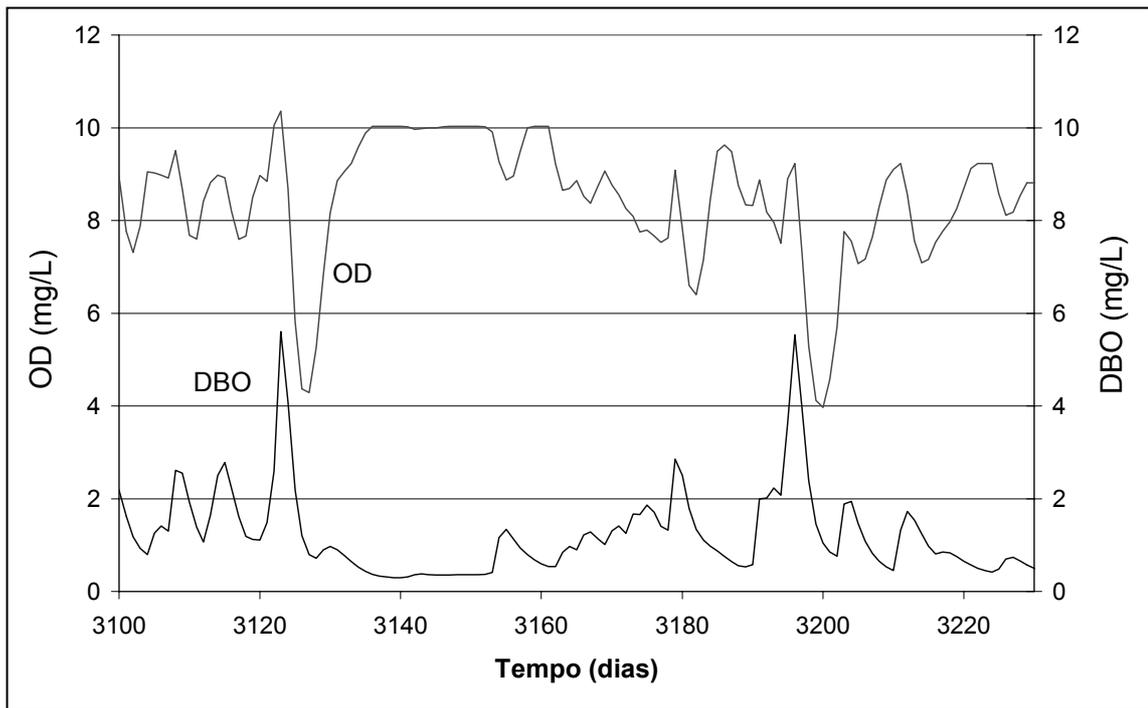


Figura 5.24 Representação do fenômeno de autodepuração na seção do TA 004 pelo IPH-MGBq.

Análise de estatísticas

Uma outra análise dos resultados obtidos em cada TA utilizado no ajuste do modelo pode ser realizada sobre valores médios, mínimos e máximos do período simulado, para cada parâmetro de qualidade de água. A avaliação dos resultados ao longo do perfil longitudinal do rio através destas estatísticas complementa a análise anterior realizada sobre os valores singulares (no tempo) de concentração de poluentes.

As figuras 5.25 a 5.29 apresentam valores médios, mínimos e máximos dos resultados obtidos no período de 1993 a 2002 para cada parâmetro de qualidade em cada TA utilizado no ajuste e o limite da classe 2 da resolução do CONAMA 20 (Brasil, 1986).

A análise destes gráficos aponta uma resposta satisfatória do modelo, principalmente em termos de valores médios de concentração de poluentes ao longo do Taquari-Antas. Pode-se notar que, os valores mínimos de OD, não representados pelo modelo exatamente no dia em que ocorreram (Figura 5.19), estão na mesma faixa dos valores mínimos observados, ao se considerar todo o período simulado. Observa-se ainda, no caso do OD, que o modelo representa bem a tendência de decréscimo na concentração ao longo do Taquari-Antas.

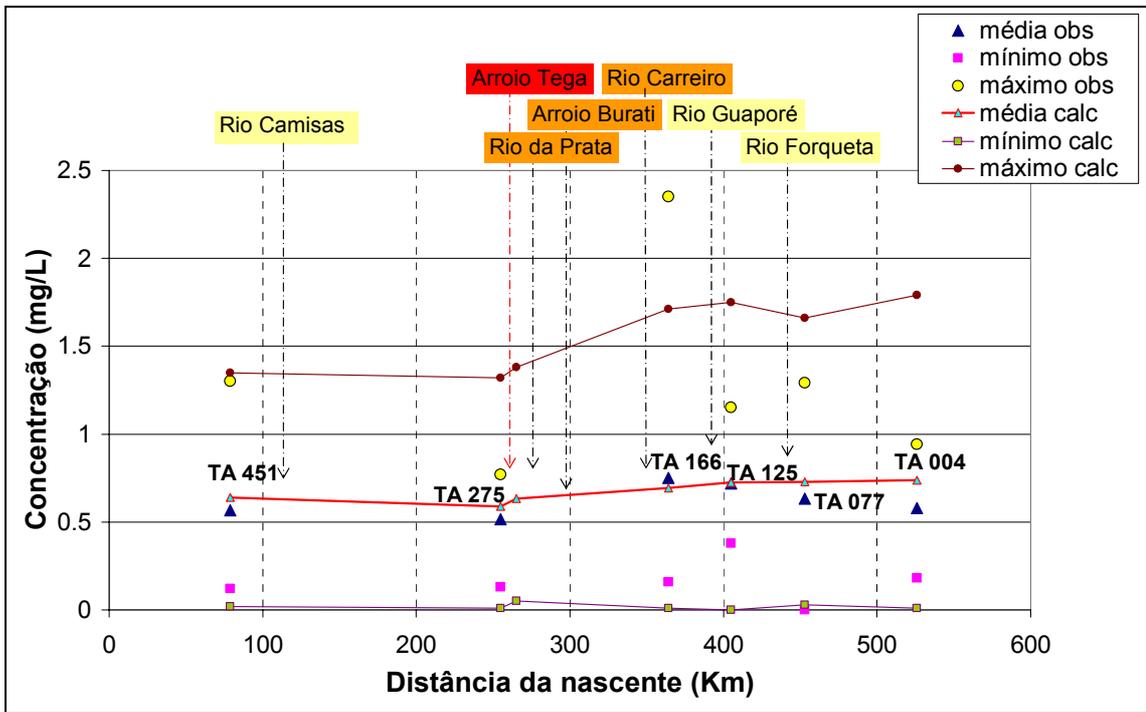


Figura 5.25 Valores médio, máximos e mínimos de concentração de nitrogênio total ao longo do curso do Taquari-Antas no período de 1993 a 2002.

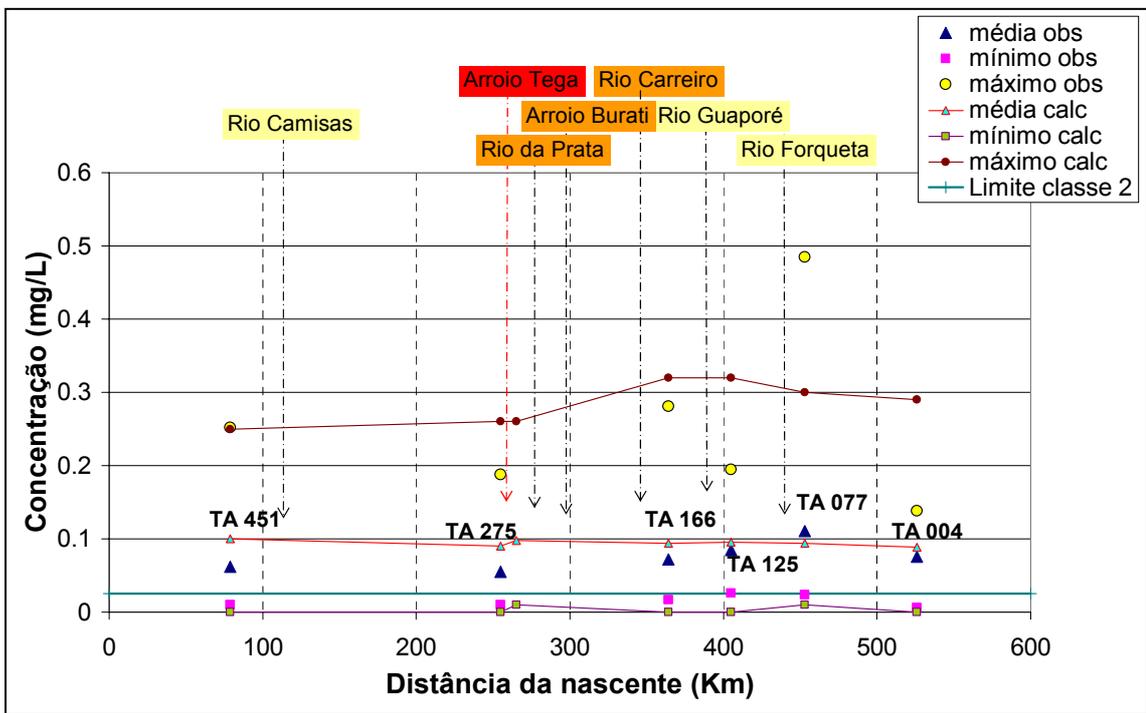


Figura 5.26 Valores médio, máximos e mínimos de concentração de fósforo total ao longo do curso do Taquari-Antas no período de 1993 a 2002.

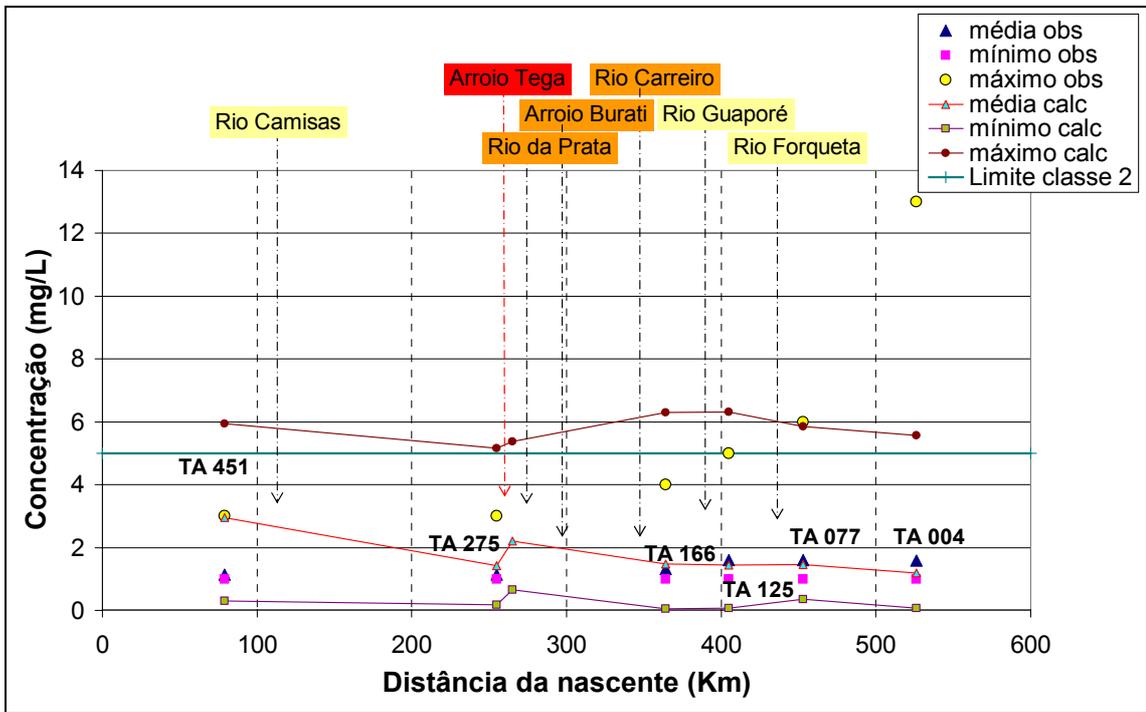


Figura 5.27 Valores médio, máximos e mínimos de concentração de DBO ao longo do curso do Taquari-Antas no período de 1993 a 2002.

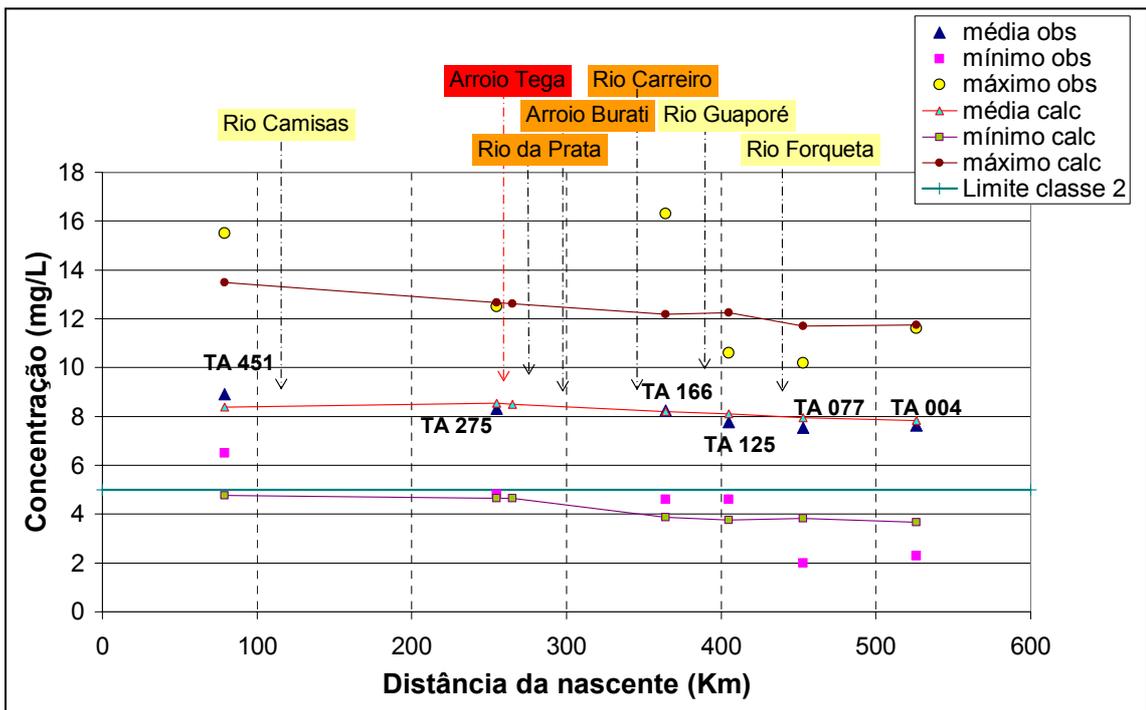


Figura 5.28 Valores médio, máximos e mínimos de concentração de OD ao longo do curso do Taquari-Antas no período de 1993 a 2002.

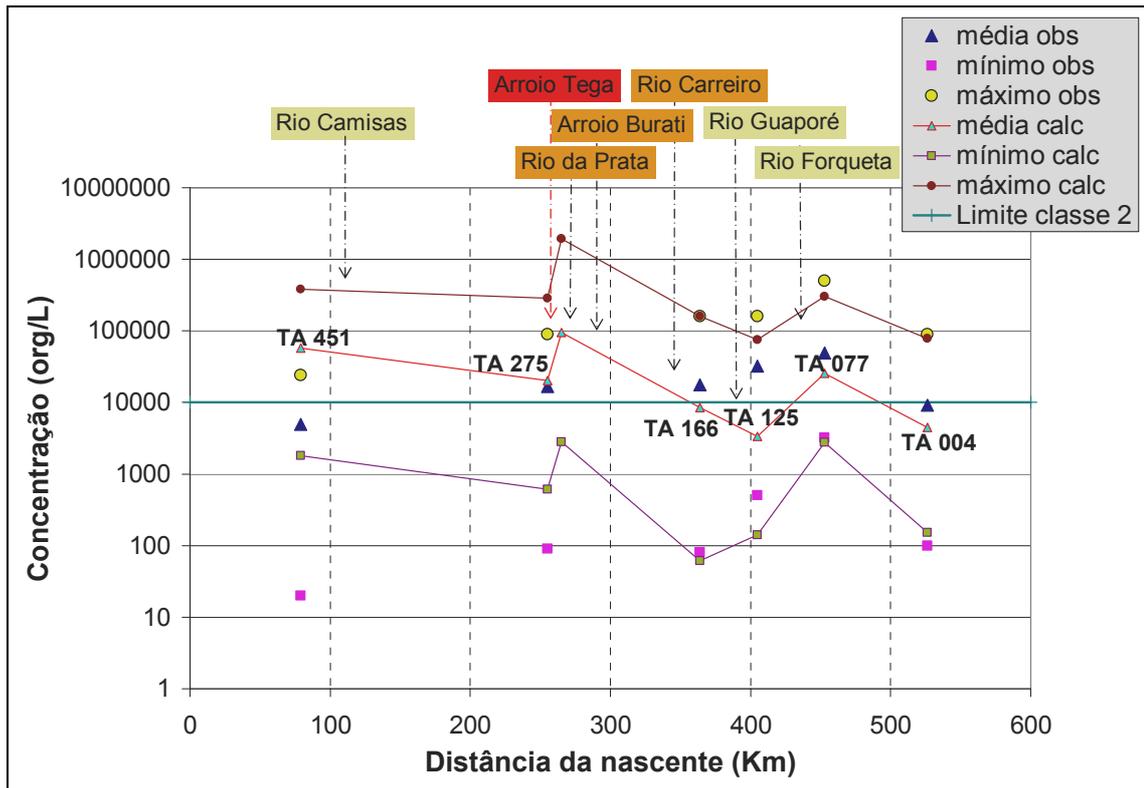


Figura 5.29 Valores médio, máximos e mínimos de concentração de coliformes fecais ao longo do curso do Taquari-Antas no período de 1993 a 2002.

Este comportamento no ajuste para valores médios, máximos e mínimos é verificado em grande parte dos postos de controle para cada parâmetro de qualidade modelado. Isto significa que o modelo, a partir das variáveis e parâmetros de entrada obtidos com o ajuste, responde na mesma faixa de valores de concentração de poluentes que é observada na bacia do Taquari-Antas.

Na análise dos gráficos acima é possível notar a influência de grandes centros urbanos sobre a qualidade da água na bacia, principalmente na contribuição do rio Tega, que drena parte da cidade de Caxias do Sul. Através de um ponto de controle situado após o TA 275 e afluência do Tega ao rio das Antas é possível observar o aumento dos valores médios, mínimos e máximos na concentração de praticamente todos os poluentes. Um acréscimo no valor destas estatísticas para os coliformes fecais (Figura 5.29) também pode ser notado no trecho entre os TA's 125 e 077, devido à contribuição dos municípios de Lajeado e Estrela, na altura do rio Forqueta.

Os valores dos parâmetros K 's, de concentração de poluentes de origem difusa e referentes ao esgoto doméstico urbano obtidos com o ajuste do modelo estão apresentados nas tabelas 5.12 a 5.14.

Tabela 5.12 Valores de concentração de poluentes (mg.L⁻¹) no esgoto doméstico obtidos com o ajuste.

DBO	OD ⁺	PT	NT	Coliformes F.*
150	10	1,5	5	5.10 ⁶

⁺ valor em % da concentração de saturação;

* concentração em nmp.L⁻¹.

Tabela 5.13 Valores de concentração de poluentes difusos (mg.L⁻¹) obtidos com o ajuste.

USO DO SOLO	DBO	OD ⁺	NT	PT	Coliformes F.*
Urbano	20,0	30	2,5	1,0	10 ⁸
Agrícola	10,0	60	1,5	0,35	10 ⁴
Pastagem	4,5	70	0,8	0,20	10 ⁶
Floresta	2,0	80	0,5	0,10	10 ¹
Água	0,0	80	0,0	0,0	0,0

⁺ valor em % da concentração de saturação;

* concentração em nmp.L⁻¹.

Tabela 5.14 Valores de coeficientes de decaimento (dia⁻¹) obtidos com o ajuste.

K ₁	K ₃	K _{phos}	K _{col}
0,2	0,4	0,2	5,5

Não foi realizada a validação do módulo de qualidade devido a pouca representatividade dos postos utilizados no ajuste, falta de dados nos postos de monitoramento da bacia não aproveitados no ajuste e periodicidade dos valores das séries disponíveis (trimestral). Uma outra análise das respostas fornecidas pelo IPH-MGBq para a bacia do rio Taquari-Antas foi realizada através do conceito de incertezas, apresentada a seguir.

5.3 Análise de incertezas

A análise de incertezas, da forma como é proposta neste estudo, tem o objetivo de fornecer uma estimativa de qual é o erro que se comete ao utilizar o modelo em uma bacia sem dados observados. Nesta análise levou-se em conta apenas parâmetros e variáveis de entrada relacionados diretamente ao módulo de qualidade do IPH-MGBq. Não foram verificadas as incertezas devidas à distribuição espacial dos dados, parâmetros e variáveis de entrada do módulo de quantidade e capacidade do modelo em representar o sistema. Desta forma, as fontes de incertezas consideradas pelo modelo foram:

- parâmetros de decaimento dos poluentes;
- taxa de reaeração;

- valores típicos de concentração de poluentes do esgoto doméstico e de eventos de escoamento superficial.

5.3.1 Seleção das principais (mais sensíveis) fontes de incertezas

A seleção das fontes de incerteza a se considerar na modelagem foi baseada em uma análise de sensibilidade dos parâmetros e variáveis de entrada no modelo realizada após a etapa de ajuste. Esta análise fornece informações importantes para futuras utilizações do modelo, apontando quais os parâmetros e variáveis de entrada mais sensíveis, ou seja, que quando alterados, influenciam significativamente nos resultados e para que faixas de valores isto ocorre.

Análise de sensibilidade dos parâmetros

Todos os parâmetros de decaimento do módulo de qualidade, K_1 , K_3 , K_{col} e K_{phos} , foram utilizados nesta análise. Da mesma forma que na etapa de ajuste, o coeficiente de reaeração K_2 não foi utilizado na presente análise por ser representado por equacionamento específico (equação 4.36) pelo modelo. O procedimento de análise da sensibilidade dos resultados do modelo de qualidade frente a variação sistemática dos valores destes parâmetros é descrito a seguir.

Foram realizadas algumas simulações no período de 1993 a 2002 em cada ponto de controle (TA's) do rio Taquari-Antas. A cada simulação variou-se o valor de um parâmetro, por exemplo, o coeficiente de decaimento dos coliformes fecais K_{col} , mantendo os demais parâmetros e variáveis de entrada constantes. Cada parâmetro variou dentro de um intervalo próprio de valores, a partir de um valor de referência. O valor de referência foi considerado aproximadamente o valor médio de cada intervalo. Estes intervalos foram obtidos a partir de dados literatura (Tabela 3.4) para cada parâmetro e estão apresentados, juntamente com os valores de referência adotados, na Tabela 5.15.

Observou-se então, para cada posto de monitoramento de qualidade de água (TA's), a percentagem de variação das médias e desvios padrão (de 10 anos) da concentração de poluentes calculada em relação à percentagem de variação de cada parâmetro.

Tabela 5.15 Intervalos de variação de coeficientes de decaimento, valores de referência (entre parêntesis) e respectivas concentrações médias no TA004 para análise de sensibilidade.

	Coficientes de decaimento (dia^{-1})	Concentrações médias (mg.L^{-1})*
DBO	K_1 : 0,1 – 0,3 (0,2)	3,21 – 0,78 (1,45)
	K_3 : 0,05 – 0,6 (0,3)	
Fósforo total	K_{phos} : 0,1 – 0,3 (0,2)	0,12 – 0,07 (0,09)
Coliformes fecais	K_{col} : 0,8 – 5,5 (3,0)	$0,9 \cdot 10^5$ – $0,05 \cdot 10^5$ ($0,1 \cdot 10^5$)

* concentração de coliformes em nmp.L^{-1} .

Estas relações estão apresentadas nas figuras 5.30 a 5.32.

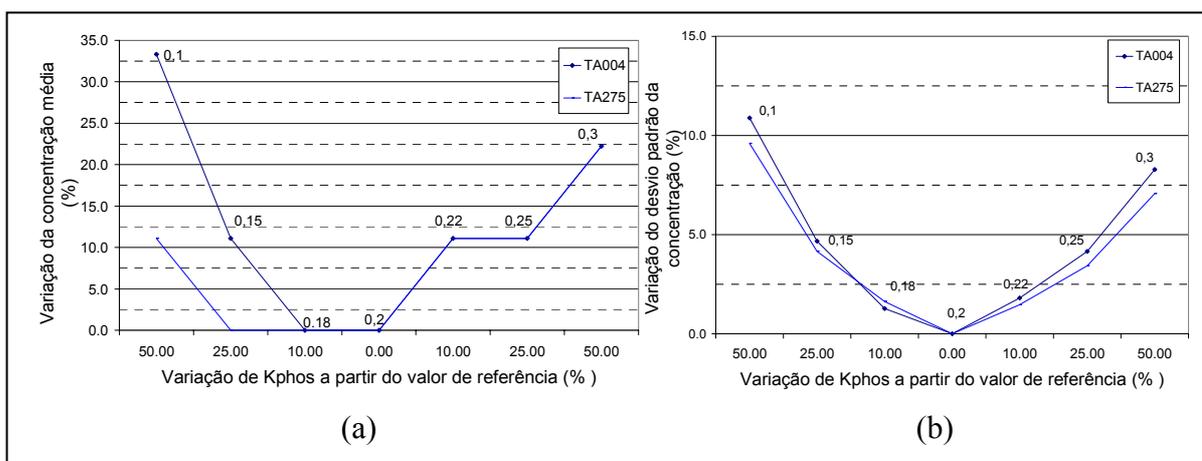


Figura 5.30 Efeito da variação do coeficiente de decaimento do fósforo (K_{phos}) sobre o desvio padrão (a) e as médias (b) das concentrações de fósforo.

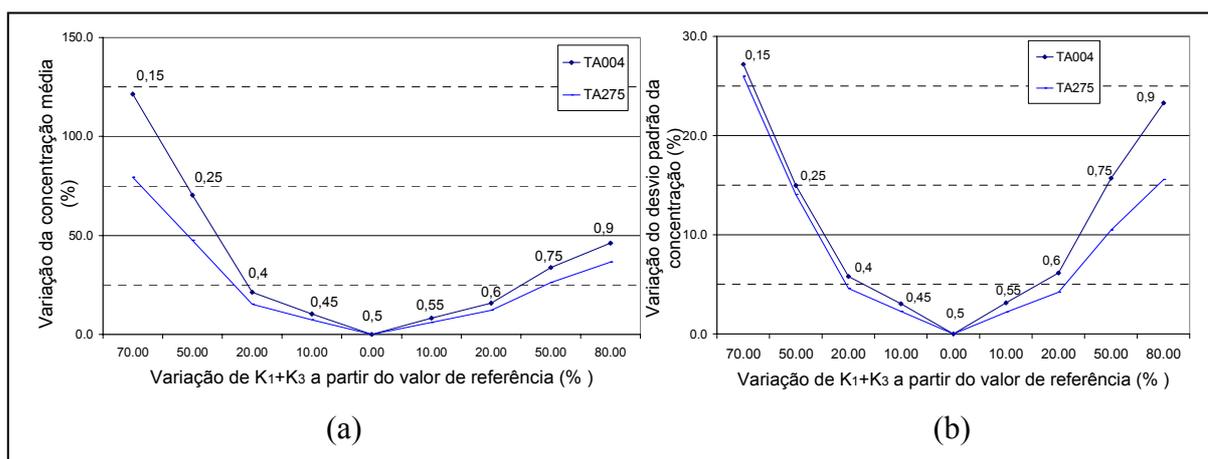


Figura 5.31 Efeito da variação da taxa de decaimento da DBO ($K_1 + K_3$) sobre o desvio padrão (a) e as médias (b) das concentrações de DBO.

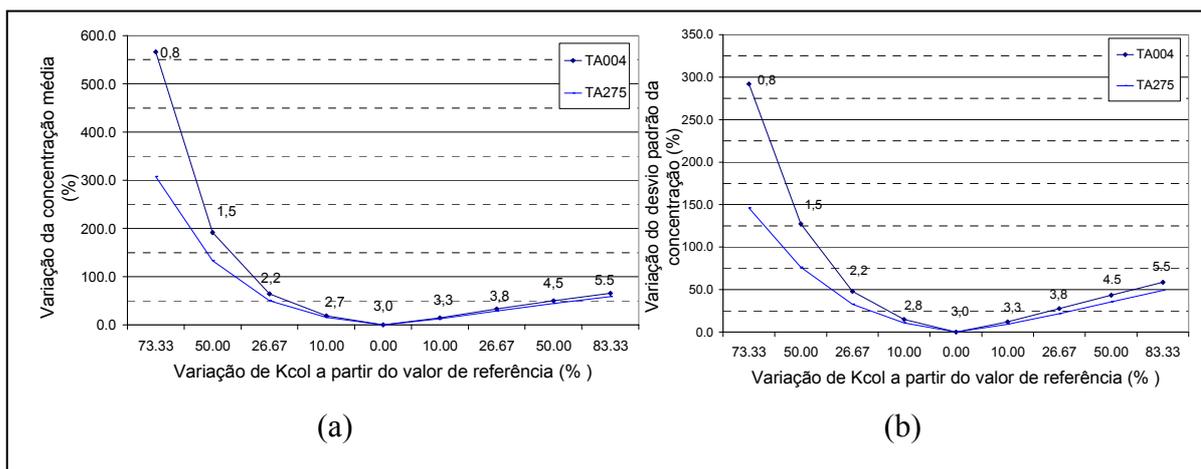


Figura 5.32 Efeito da variação da taxa de decaimento dos coliformes (K_{col}) sobre o desvio padrão (a) e as médias (b) das concentrações de coliformes fecais.

Pode-se observar nos gráficos acima que há uma grande sensibilidade do modelo em relação aos coeficientes de decaimento analisados e que, de modo geral, esta sensibilidade se reflete mais sobre as médias do que sobre o desvio padrão das séries de concentração. Também foi possível observar que, normalmente, a sensibilidade é maior para os postos situados mais à jusante (TA's 004, 077 e 125).

As concentrações de fósforo total, em termos de valores médios, demonstraram certa insensibilidade em alguns trechos do intervalo de variação do coeficiente de decaimento desta substância. É possível que isto tenha ocorrido em função da pequena magnitude dos valores de concentração de fósforo no sistema. É importante ressaltar que o resultado da análise de sensibilidade dos parâmetros pode ser bastante alterado em função da magnitude dos valores de concentração de poluentes com que se esteja trabalhando.

Análise de sensibilidade das variáveis de entrada

Variáveis climatológicas

Collischonn (2001) utilizou no ajuste, para a década de 70, dados de postos climatológicos (Tabela 5.2) com valores diários de insolação e temperatura do ar. Para as variáveis velocidade do vento e umidade relativa do ar foram utilizadas médias mensais em função da falta de dados diários. Como as séries de temperatura e insolação diárias foram obtidas junto a Fepagro apenas até o ano de 1995, para o período de simulação do presente estudo (1993 a 2002), foram utilizados valores médios mensais das séries históricas de todas variáveis climáticas citadas.

As variáveis umidade relativa, velocidade do vento e insolação influenciam diretamente no processo de evapotranspiração, representado pelo modelo de Penman-Monteith (equação 4.8) e portanto na vazão transportada pelos rios. A possível alteração dos volumes acarretaria em uma alteração nos valores de concentração de poluentes nos rios, por efeito de diluição.

Já a deficiência dos dados de entrada de temperatura pode reduzir diretamente a variância das séries calculadas de concentração de alguns parâmetros de qualidade de água, em relação às séries que seriam calculadas se houvessem dados diários de entrada. As séries calculadas de DBO, coliformes fecais e, principalmente, de OD (função do OD de saturação) dependem da temperatura, conforme definido pelo equacionamento do modelo.

Algumas simulações foram feitas utilizando séries de precipitação do período de 1993 a 2002, entretanto utilizando séries das variáveis climáticas citadas correspondentes ao período de 1971 a 1980. Os resultados destas simulações foram comparados aos resultados do modelo utilizando os valores médios mensais destas mesmas variáveis. Observou-se que para os parâmetros DBO e nitrogênio e fósforo totais a variação das médias e desvios padrão de um caso em relação ao outro foi insignificante, sempre inferior a 1%. Já para o OD as variações sobre o desvio padrão foram consideráveis, ocorrendo um aumento nos valores desta estatística ao se utilizar séries de temperatura diárias ao invés das médias (Figura 5.33). O mesmo ocorreu com as médias (+ 4%) e desvios padrão (+6%) das séries de concentração de coliformes fecais.

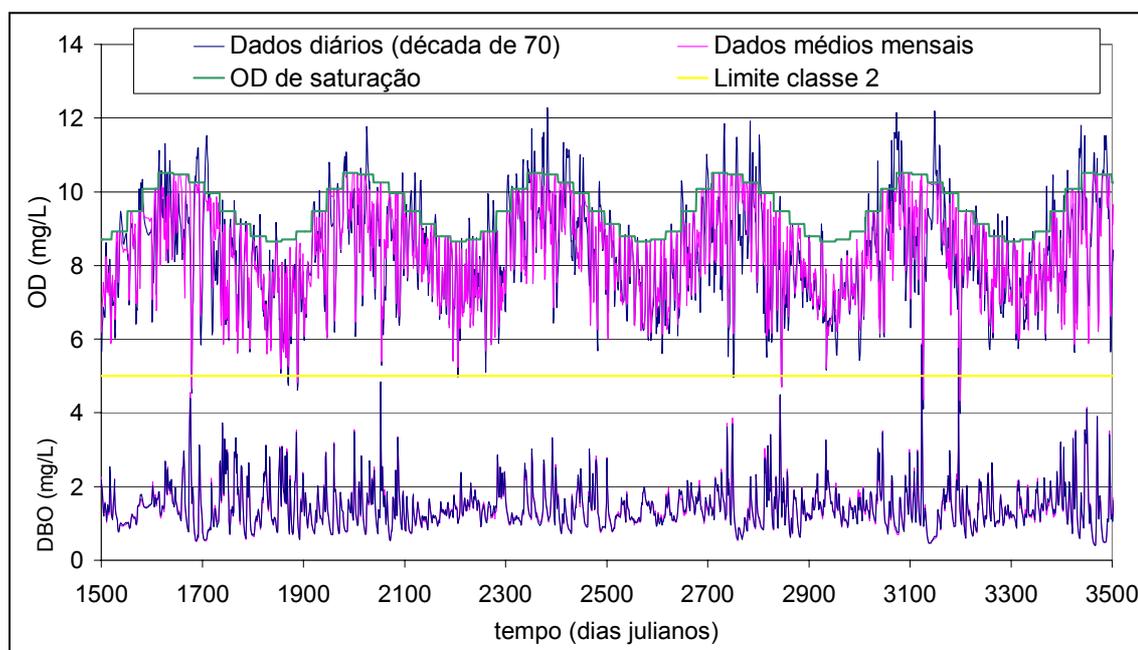


Figura 5.33 Comparação de séries de concentração de OD calculadas com séries de temperatura diárias e médias mensais.

Através desta figura pode-se confirmar a grande dependência das concentrações de OD da temperatura, principalmente os valores máximos de OD. Utilizando as séries de temperaturas médias mensais observa-se que os valores de concentração de saturação de OD, também médios mensais, limitam bastante os picos desta variável em relação a simulação com as séries diárias de temperatura.

Variáveis de cargas pontuais e difusas

A análise sobre as variáveis de entrada de concentração de poluentes na bacia, foi realizada de forma distinta da análise de sensibilidade dos parâmetros do modelo. Foi feita, sobre as fontes de poluição, uma avaliação quantitativa, em termos de cargas e não de concentrações. As fontes geradoras de cargas poluentes, consideradas de forma distinta pelo modelo, são seis:

- duas de origem pontual (esgotos domésticos e industriais);
- e quatro de origem difusa (escoamento superficial de áreas urbanas, agrícolas, de florestas e de campos).

Neste caso foi realizada uma série de simulações de todo o período (1993 a 2002) a partir dos valores dos parâmetros e de concentração obtidos no ajuste (tabelas 5.11 a 5.13). A cada simulação consideravam-se cinco, das seis fontes de poluição, nulas, zerando os respectivos valores de concentração no arquivo de entrada do modelo. Através da Figura 5.34 pode-se ter uma noção da importância relativa de cada fonte de poluição considerada pelo modelo.

A figura citada apresenta os resultados, em termos do somatório de cargas geradas em todo o período simulado, na seção da foz. A análise destes gráficos aponta a grande importância das fontes difusas de poluição, principalmente da agricultura, nas cargas de DBO, fósforo e nitrogênio (Figura 5.34 *a*, *b* e *c*) e da urbanização e atividades de pecuária, nas cargas de coliformes fecais (Figura 5.34 *d*).

Entretanto, a análise da simulação de todo o período, em apenas uma seção do rio, não permite verificar a importância das fontes pontuais de poluição na bacia. Ao realizar esta mesma análise em um ponto em que os centros urbanos e indústrias estejam situados próximos ao leito do rio os resultados são bastante diversos. Da mesma forma, em períodos de estiagem, as contribuições pontuais tornam-se bastante importantes, principalmente as cargas de DBO originada nos esgotos domésticos.

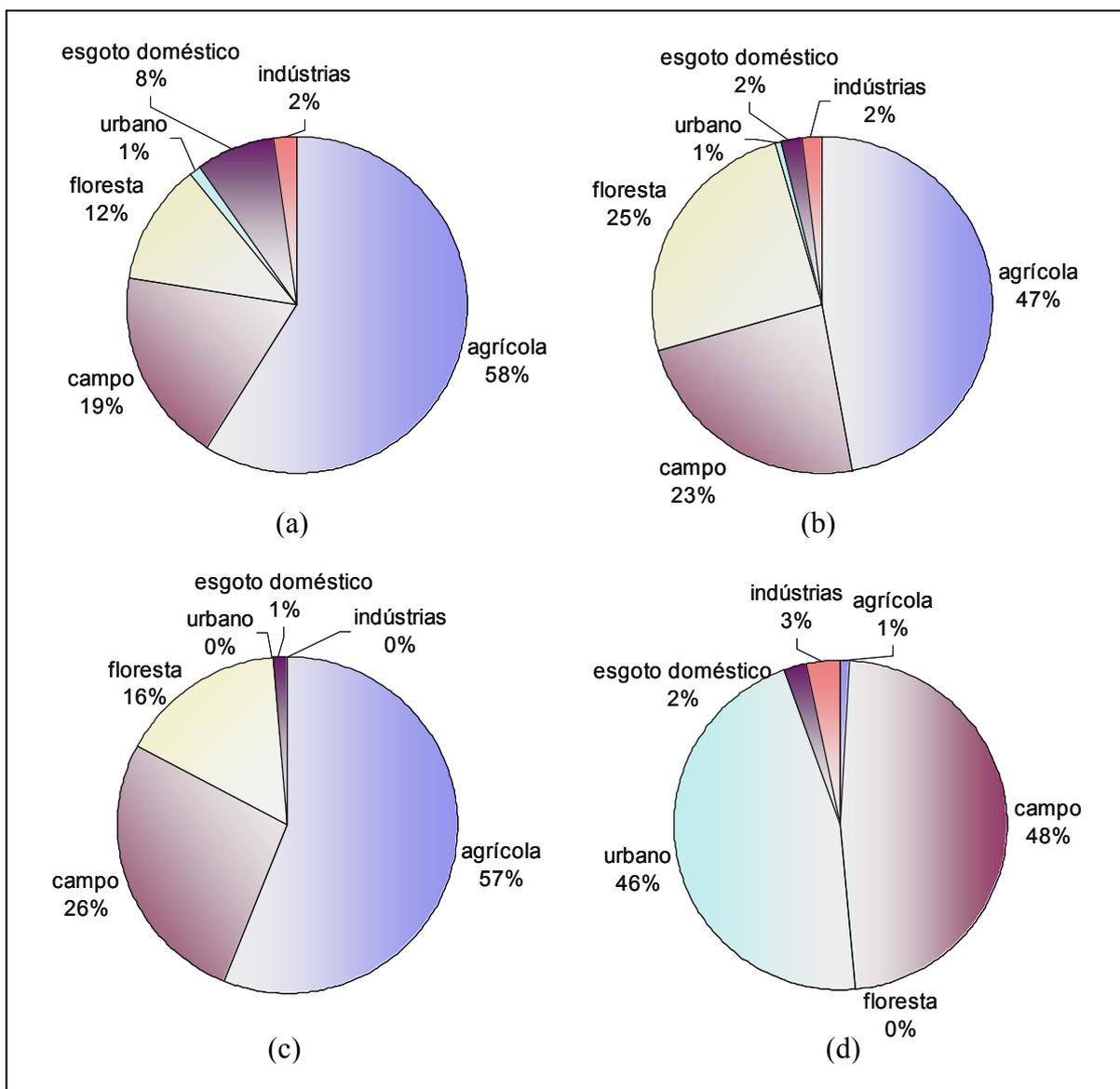


Figura 5.34 Contribuição parcial das diferentes fontes de poluição em termos de cargas totais de todo o período (1993 a 2002) de (a) DBO, (b) nitrogênio total, (c) fósforo total e (d) coliformes fecais, na seção do TA 004.

A Figura 5.35 apresenta as relações entre contribuições pontuais e difusas para um período de dois meses em que a vazão média é de $160 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$, em torno de quatro vezes inferior a média de longo período da bacia do Taquari-Antas, na seção da foz.

Devido à importância das cargas de poluição de origem difusa e pontuais, provenientes de esgotos domésticos, e das incertezas sobre seus respectivos valores de concentração, utilizados para entrada no modelo, estas variáveis foram consideradas na análise de incertezas.

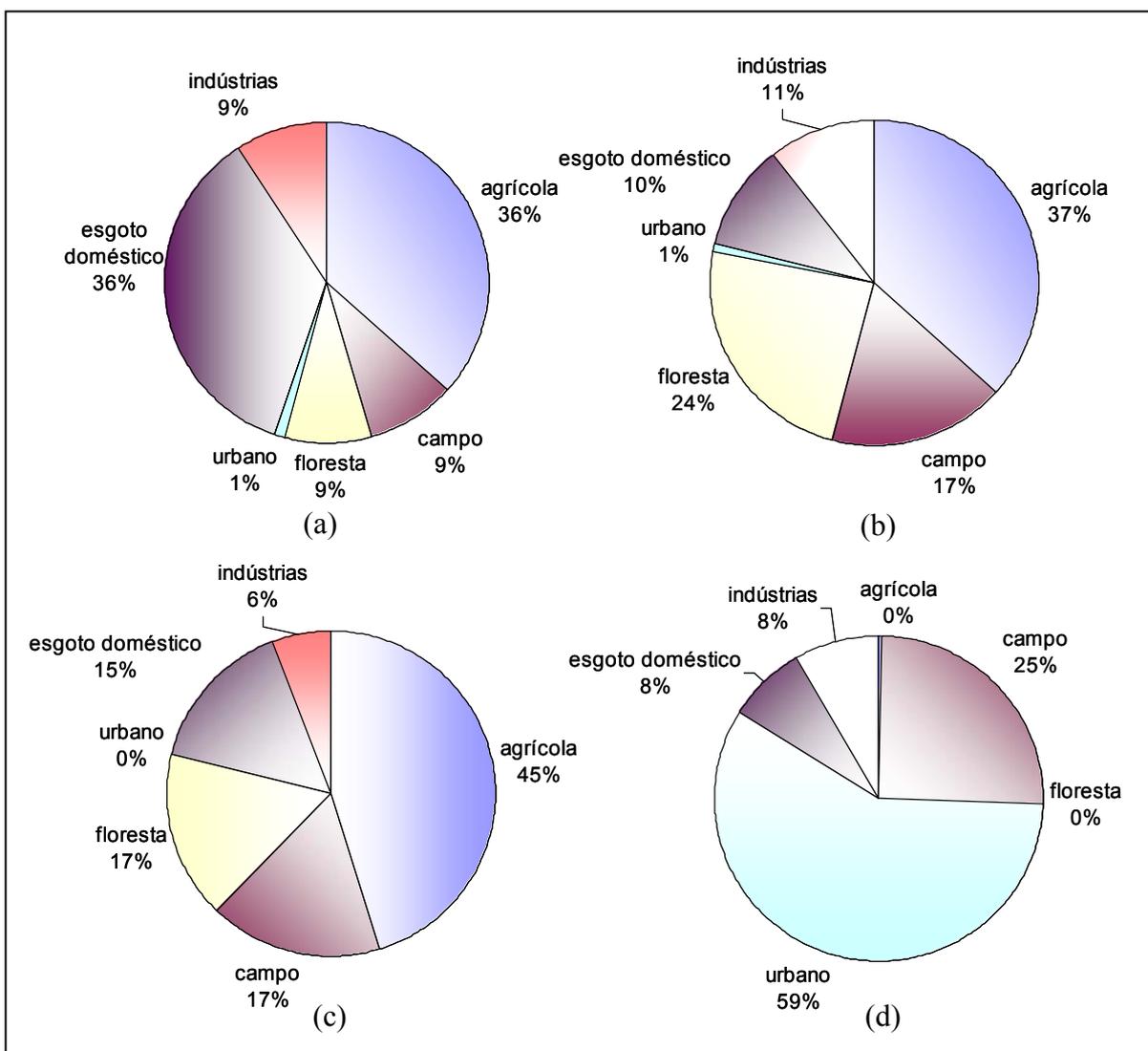


Figura 5.35 Contribuição parcial das diferentes fontes de poluição em termos de cargas totais de período de estiagem (abril e maio de 1997) de (a) DBO, (b) nitrogênio total, (c) fósforo total e (d) coliformes fecais, na seção do TA 004.

Os intervalos de variação de cada uma das variáveis citadas acima, para a análise de incertezas, foram definidos baseado em dados de literatura (tabelas 3.2 e 3.3) e estão apresentados nas tabelas 5.16 e 5.17.

Tabela 5.16 Intervalos de variação de concentrações de poluentes (mg.L^{-1}) no esgoto doméstico para análise de incertezas e valores obtidos no ajuste (entre parêntesis).

DBO	OD ⁺	PT	NT	Coliformes F.*
60 – 200 (150)	0 – 50 (10)	1 – 11 (1,5)	3 – 24 (5)	10^5 – 10^7 ($5 \cdot 10^6$)

⁺ valor em % da concentração de saturação;

* concentração em nmp.L^{-1} .

Tabela 5.17 Intervalos de variação de concentrações de poluentes difusos (mg.L^{-1}) para análise de incertezas e valores obtidos no ajuste (entre parêntesis).

USO DO SOLO	DBO	OD ⁺	NT	PT	Coliformes*
Urbano	8 – 16 (20)	30 – 80 (30)	0,5 – 3 (2,5)	0,05 – 1,6 (1,0)	$10^4 – 10^8$ (10^8)
Agrícola	0,6 – 5 (10)	40 – 100 (60)	0,08 – 8 (1,5)	0,02 – 0,8 (0,35)	$10^3 – 10^7$ (10^4)
Pastagem	1 – 2,7 (4,5)	50 – 100 (70)	0,3 – 2 (0,8)	0,15 – 0,3 (0,20)	$10^3 – 10^7$ (10^6)
Floresta	0,3 – 1,1 (2)	60 – 100 (80)	0,3 – 1,6 (0,5)	0,01 – 0,15 (0,10)	$0 – 1,5 \cdot 10^1$ (10^1)

⁺ valor em % da concentração de saturação;

* concentração em mp.L^{-1} .

Quanto aos parâmetros do modelo, os valores dos intervalos de variação para a análise de incertezas foram definidos na etapa de análise de sensibilidades (Tabela 5.15), como os mesmos utilizados na referida etapa.

5.3.2 Geração de n números aleatórios para cada variável

A distribuição de probabilidades adotada para a geração de números aleatórios foi a Uniforme (Figura 4.9 *b*), ou seja, a probabilidade de ocorrência é a mesma para qualquer valor de uma determinada variável dentro de seu intervalo de variação. Não foram encontradas evidências de que os valores das variáveis e parâmetros analisados se distribuíssem conforme uma Normal ou qualquer outra distribuição teórica.

Foram gerados inicialmente 50 valores aleatórios para cada uma das variáveis e parâmetros selecionados. Admitiu-se para tal que os valores são gerados aleatoriamente entre 0 e 1 (Press *et al*, 1995). O processo de geração de valores aleatórios foi considerado independente para cada variável e parâmetro, isto é, em cada simulação i é gerado um valor aleatório x para cada variável e parâmetro k . Os valores k são obtidos através da interpolação do número aleatório x nos intervalos das tabelas 5.15 a 5.17. Como consequência desta consideração, podem ser criadas situações, com determinada combinação de valores de variáveis aleatórias, em que não sejam guardadas relações físicas com o sistema real. Este fato foi comentado no item 4.4 da metodologia, citando o exemplo da provável dependência entre as concentrações de OD e DBO em efluentes de esgoto doméstico.

No caso das variáveis de concentração de poluentes difusos, para cada substância (OD, DBO, nitrogênio, fósforo e coliformes) foi gerado um único número aleatório x a cada simulação i , dependente do uso do solo (Figura 5.36).

	DBO	FT ...
Floresta	-----	-----
Campo	-----	-----
Agricultura	-----	-----
Urbano	-----	-----
Simulação 1	X^1_{DBO}	X^1_{FT} ...
Simulação 2	X^2_{DBO}	X^2_{FT}
⋮	⋮	⋮
Simulação n	X^n_{DBO}	X^n_{FT}

Figura 5.36 Esquema de geração de valores de concentração de poluentes difusos a partir de números aleatórios x a cada simulação.

Por exemplo, para a DBO, há quatro intervalos de variação de concentração relativos ao uso do solo (desconsiderando a água) do qual são obtidos quatro valores de concentração através da interpolação realizada utilizando um único número aleatório x , gerado a cada simulação.

As séries de 50 valores gerados de cada variável considerada foram testadas para avaliar sua aleatoriedade, entre as sucessivas gerações. Para tal foi utilizado um teste de aleatoriedade baseado na seqüência de valores que ocorrem acima ou abaixo da mediana da série (*run test*) para 95% de confiança (Silveira, 2000). Este teste confirmou o caráter aleatório das séries geradas.

Também verificou-se a correlação entre as séries geradas de diferentes variáveis, por exemplo, entre a série de 50 valores de concentração de OD e concentração de DBO no escoamento superficial. Foram observados valores baixos de correlação, em média de 0,07.

5.3.3 Simulações e análise dos valores esperados e intervalos de confiança

Foram então realizadas 50 simulações do período de 1993 a 2002 e obtidos os resultados em termos de:

- valores médios, máximos e mínimos de concentração dos parâmetros de qualidade de água ao longo do rio Taquari-Antas;

- concentração de cada parâmetro de qualidade em cada instante de tempo na foz do Taquari, na seção do TA 004.

A seguir foram realizadas outras 100 simulações do mesmo período. As médias de todos os valores de concentração obtidos em cada instante de tempo no TA 004 foram comparadas, nos casos de 50 e 100 simulações. Através de um teste de igualdade de médias para 95% de confiança, verificou-se que os resultados permaneceram praticamente inalterados para todos os parâmetros de qualidade de água.

A análise de incertezas foi realizada em duas dimensões diferentes: ao longo do perfil longitudinal do Taquari-Antas e ao longo do tempo, na seção do TA 004 (foz), através da obtenção dos valores esperados e dos intervalos de 95% de confiança. Os intervalos de confiança foram calculados como $\pm 1,96\sigma$ em torno da média. Desta forma, admitiu-se que os valores de concentração assumissem uma distribuição probabilística Normal, mesmo que seu comportamento na natureza seja assimétrico.

Análise de incertezas ao longo do tempo (período de 1993 a 2002) na foz

Nesta análise calculou-se o desvio padrão σ e o valor esperado da matriz coluna n (simulações), de dimensão 100, a cada intervalo de tempo t .

As respostas do modelo obtidas a partir do ajuste a dados observados e utilizando o conceito de incertezas foram bastante distintas para a DBO, nitrogênio e coliformes. Para o OD e o fósforo total (Figura 5.37) o comportamento das concentrações ao longo do tempo foi semelhante para as duas metodologias, seja pela análise visual ou pela comparação de suas estatísticas.

Observou-se que a determinação do intervalo em que são gerados os valores aleatórios para cada variável é fundamental na definição da banda de confiança e dos valores esperados resultantes das simulações. Também, se o resultado do ajuste determinístico do modelo ou os valores observados caem dentro desta banda. No caso do fósforo, os valores de concentrações no escoamento superficial (Tabela 5.17) e do coeficiente de decaimento K_{phos} (Tabela 5.15) obtidos no ajuste foram próximos aos valores médios dos intervalos de variação adotados na análise de incertezas. Este fato pode explicar a boa aproximação entre as séries do ajuste e geradas aleatoriamente para este parâmetro, observada na Figura 5.37.

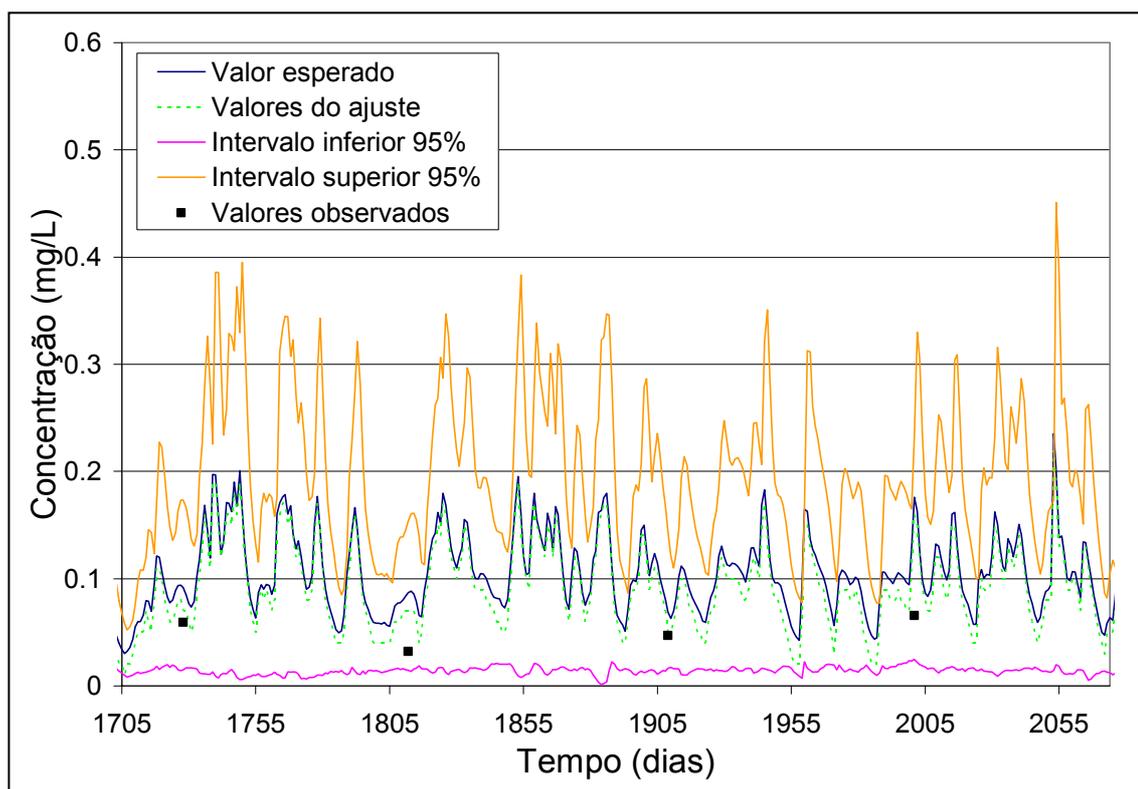


Figura 5.37 Banda de 95% de confiança, valor esperado, dados observados e série do ajuste das concentrações de fósforo total no TA 004 o período de setembro de 1997 a agosto de 1998.

Quando os intervalos foram definidos com amplitude pequena, a banda de confiança também resultou estreita, como no caso do oxigênio dissolvido (Figura 5.38).

No caso da DBO, apesar da banda de confiança não ser estreita como a do OD, os valores calculados a partir do ajuste excederam em 43% do tempo do período simulado o intervalo de confiança superior. Isto ocorreu principalmente em períodos de cheia. Este fato pode ser explicado em função de que os valores de concentração de DBO no escoamento superficial obtidos com o ajuste para todos os usos do solo, exceto a classe água, superaram os respectivos limites superiores dos intervalos de variação desta variável (tabela 6.22).

A importância dos coeficientes de decaimento nestas análises é bastante visível no caso dos coliformes fecais. O ajuste forneceu o valor do coeficiente K_{col} de $5,5 \text{ (dia}^{-1}\text{)}$. Este valor corresponde ao extremo superior do intervalo utilizado para as gerações aleatórias (Tabela 5.15). Desta forma, a média da série de valores esperados de concentrações dos coliformes foi 20 vezes superior a da média da série obtida com o ajuste, no período de 1993 a 2002.

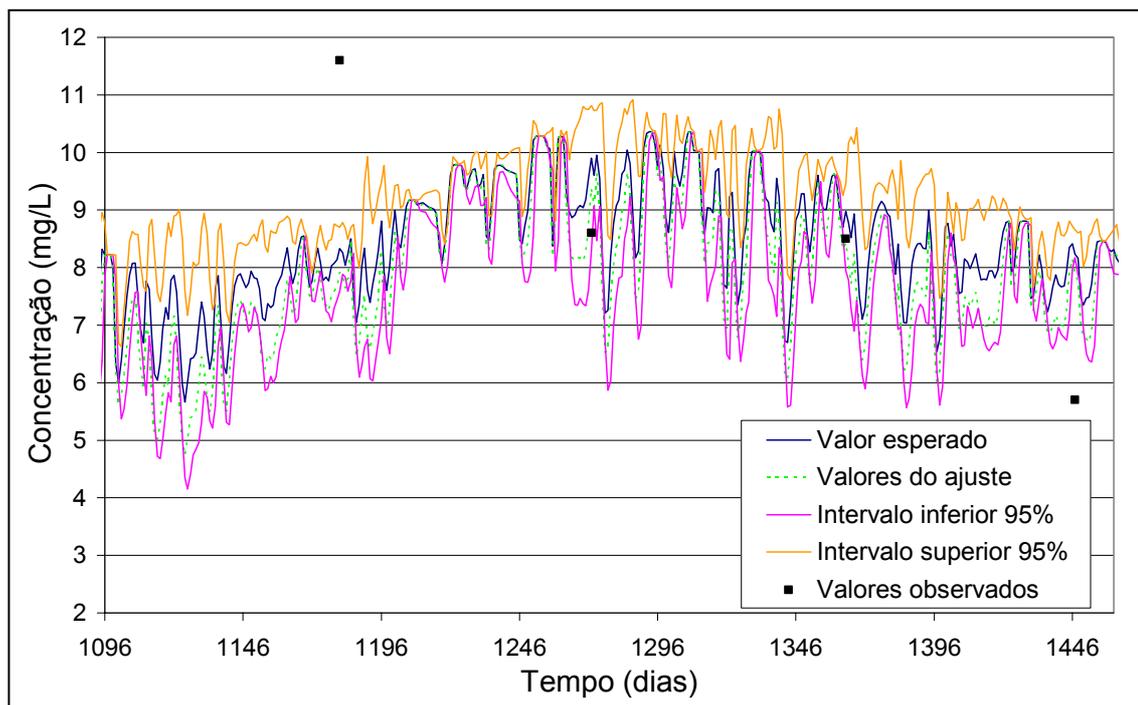


Figura 5.38 Banda de 95% de confiança, valor esperado, dados observados e série do ajuste das concentrações de oxigênio dissolvido no TA 004 do período de janeiro de 1995 a dezembro de 1996.

Como tentativa de fornecer uma resposta a pergunta – quanto estamos errando ao utilizar o modelo de qualidade para prever concentrações diárias de poluentes em bacias sem dados observados? – foram calculadas as porcentagens de valores observados dentro da banda de confiança de 95% para cada parâmetro de qualidade modelado no TA 004 (Tabela 5.18).

Tabela 5.18 Porcentagem de valores observados de concentração de poluentes dentro da banda de confiança de 95% na foz do Taquari-Antas no período de 1993 a 2002.

	OD	DBO	NT	PT	Coliformes
Número de observações	33	32	31	31	32
Porcentagem dentro da banda	52	84	94	100	63

Os resultados da tabela acima devem ser avaliados com cuidado, uma vez que também refletem as condições de contorno da metodologia, ou seja, os intervalos de variação das variáveis consideradas. Uma banda de confiança de grande amplitude oferece resultados com maior confiança, porém reflete maiores incertezas na estimativa do intervalo de variação.

Análise de incertezas ao longo do curso do Taquari-Antas

Nesta análise inicialmente foram calculadas, a cada simulação i , as médias de concentração de cada parâmetro de qualidade no tempo t (do período de 1993 a 2002) em cada célula. Esta operação condensou a informação no tempo, resultando em uma matriz n (simulações) \times células. Foram então obtidos o valor esperado e desvio padrão de concentração média (das 100 simulações) em cada célula da bacia contendo um trecho do Taquari-Antas. Estes valores foram traçados juntamente com as médias, máximos e mínimos (no tempo) observados e calculados a partir do ajuste para todos os parâmetros de qualidade, ao longo do Taquari-Antas. Este procedimento permitiu verificar que os resultados das simulações, utilizando faixas de valores de variáveis de entrada ao invés de valores singulares, estão na dependência direta da amplitude e magnitude destas faixas.

Na análise anterior, realizada apenas na seção do TA 004, os valores mínimos, médios e máximos de concentração de DBO obtidos com o ajuste superaram bastante os valores obtidos através da metodologia de geração aleatória. O contrário ocorreu com os coliformes, como já foi discutido. Estas tendências também foram observadas, em termos de valores médios, para todo o perfil longitudinal do Taquari-Antas, conforme apresenta a Figura 5.39.

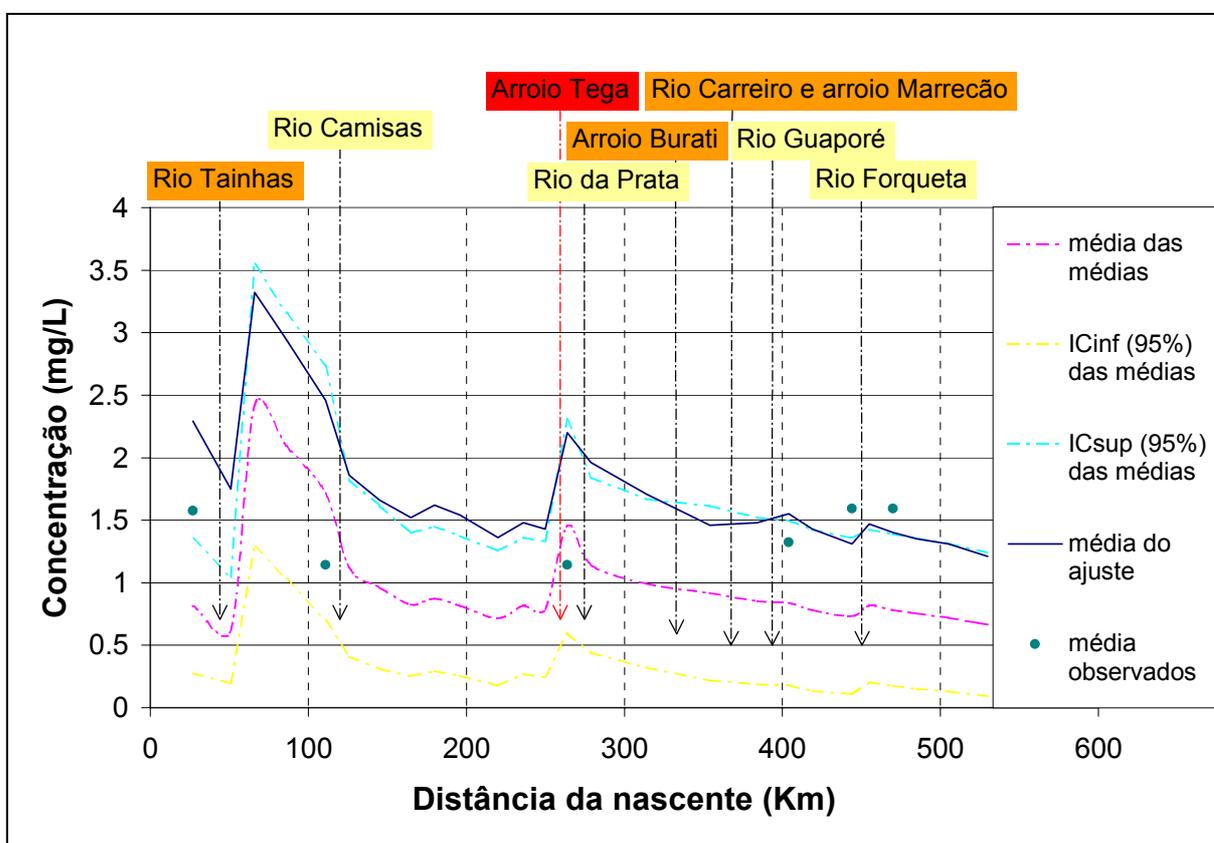


Figura 5.39 Perfil longitudinal de concentrações de DBO observadas, calculadas a partir do ajuste e obtidas através das 100 gerações aleatórias para o período de 1993 a 2002.

O fósforo total e o OD também confirmaram o comportamento da análise de incertezas no TA 004. Estes parâmetros apresentaram uma grande proximidade entre as médias (de 1993 a 2002) das concentrações obtidas com o ajuste e os valores esperados de 100 gerações aleatórias, principalmente até a entrada do rio Tega no Antas (Figura 5.40). Após este ponto o perfil de concentrações de fósforo, obtidas com o ajuste, está abaixo do obtido através da análise de incertezas. Este fato pode ser explicado pelos valores de entrada no modelo nas duas metodologias. Pode-se observar que o valor de concentração de fósforo no esgoto cloacal obtido no ajuste é bastante inferior ao valor médio do intervalo utilizado para as gerações aleatórias (Tabela 5.16). A partir da seção do Tega o Taquari-Antas recebe uma carga maior de poluentes de origem pontual do que no trecho anterior.

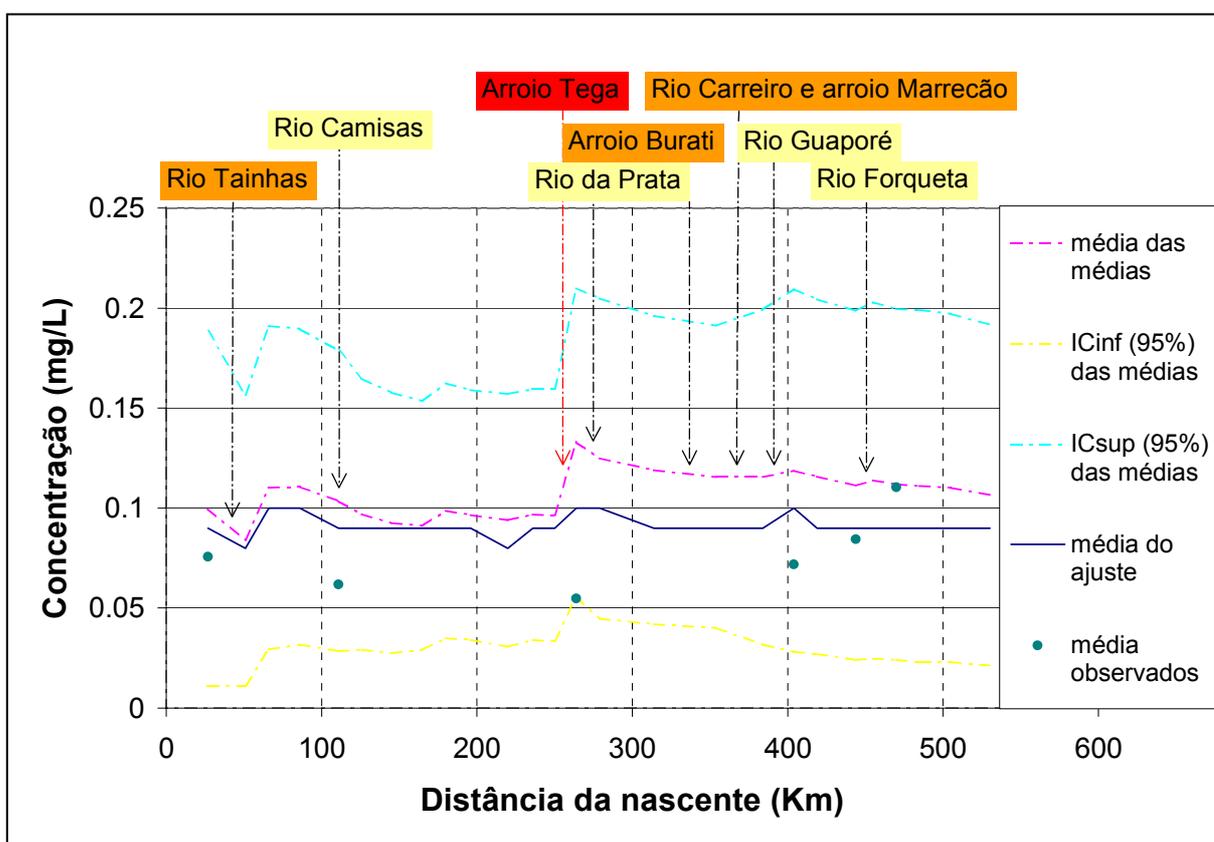


Figura 5.40 Perfil longitudinal de concentrações de fósforo total observadas, calculadas a partir do ajuste e obtidas através das 100 gerações aleatórias para o período de 1993 a 2002.

5.4 Cenários de desenvolvimento

Como aplicação do IPH-MGBq, foram propostos e simulados cenários de desenvolvimento da bacia do Taquari-Antas, baseando-se em projeções de crescimento da população, do setor industrial e na implementação de usinas hidrelétricas na bacia.

5.4.1 Definição dos cenários

Para a simulação das condições de qualidade de água futuras na bacia, é necessário definir os cenários que se deseja analisar, baseando-se em projeções do desenvolvimento da população e atividades econômicas potencialmente poluidoras, dentro de um horizonte de estudo.

Assim, estimou-se o crescimento da população e do setor industrial para os mesmos horizontes em que foram definidos os cenários de exploração do potencial hidrelétrico na bacia.

Foram definidos, para a bacia do Taquari-Antas, os seguintes cenários:

Cenário 1: ajuste do modelo (1993-2002), sem usinas hidrelétricas.

Correspondente aos anos subsequentes ao inventário da CEEE e ao início do monitoramento dos parâmetros de qualidade da água da bacia por parte da Fepam, compreendendo o período de 1993 a 2002. Este cenário, utilizado para o ajuste do modelo, considera a bacia sem qualquer usina instalada ou em operação. A população de cada município foi obtida a partir de dados censitários (IBGE, 2004) e a situação das principais indústrias foi dada pelo cadastro criado no estudo quali-quantitativo na bacia (DRH/Magna, 1997).

Foi considerado o valor de 245 L.cap⁻¹.dia⁻¹ para o consumo de água tratada para abastecimento da população e um coeficiente de retorno de 0,80.

As entradas de cargas pontuais, para o trecho de maior potencial poluidor da bacia, entre Caxias do Sul e a foz, estão resumidas na Tabela 5.19 e representadas, para todo o Taquari-Antas, na Figura 5.41.

Tabela 5.19 Principais fontes de poluição pontual no Taquari-Antas no cenário 1.

Células e Sub-bacias	Indústrias	Pop. Urb. (hab)
169	1	1205
Arroio Tega	70	210000
170	0	534
Rio da Prata	0	18406
171	0	0
192	0	0
Arroio Burati	35	85114
193	0	0

Continua na página seguinte.

Células e Sub-bacias	Indústrias	Pop. Urb. (hab)
Rio Carreiro	17	22330
Arroio Marrecão	10	22336
194	0	530
Rio Guaporé	13	50891
262	3	22603
263	0	4580
264	12	14102
Rio Forqueta	10	19145
265	40	87700
266	3	8543
267	1	0
268	4	21420
269	0	5152

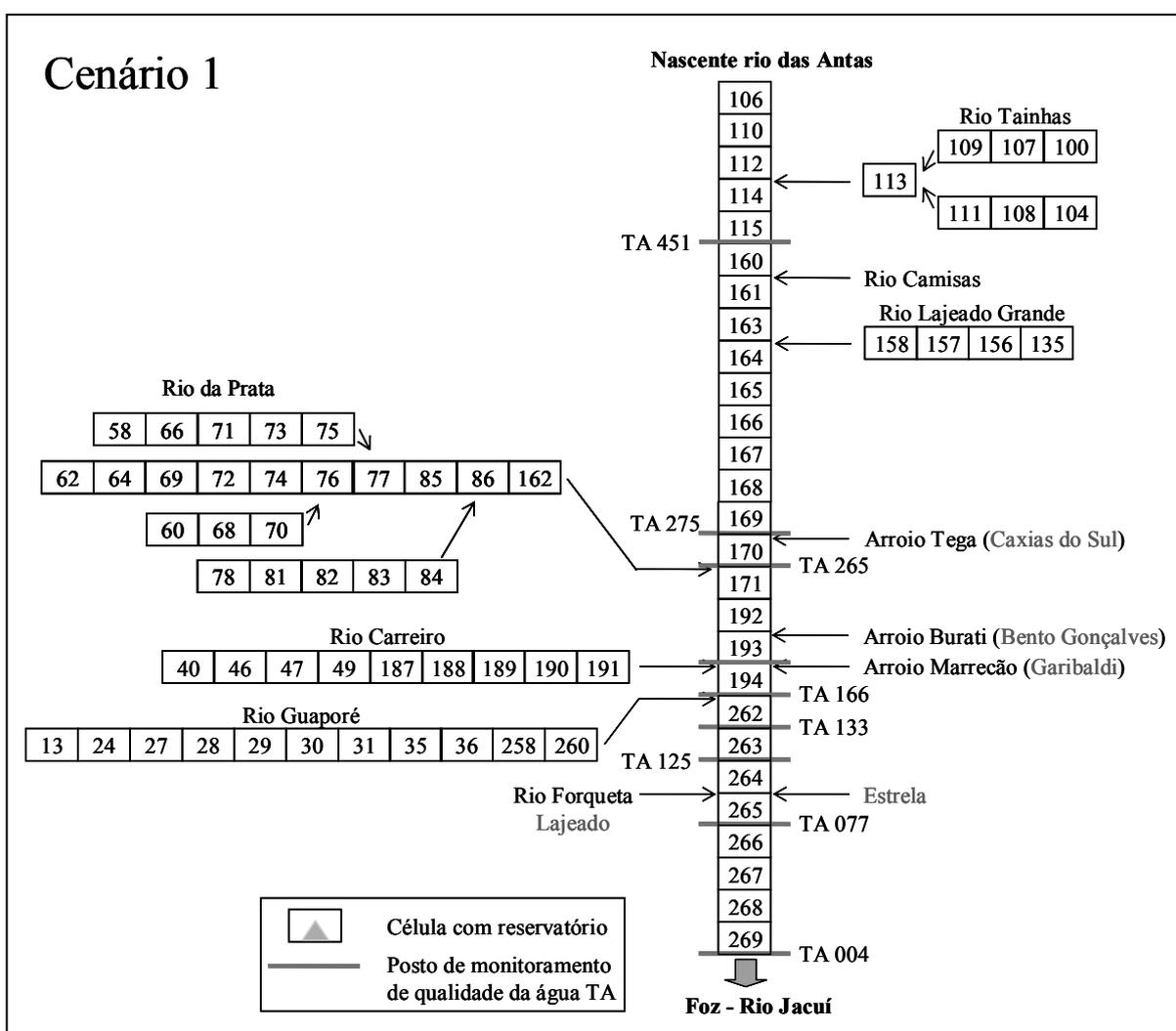


Figura 5.41 Entrada de cargas pontuais no Taquari-Antas no cenário 1.

Cenário 2: projeção de curto prazo, com 4 hidrelétricas.

Considera a usina existente (Passo do Meio) e os três empreendimentos, hoje em fase de implantação (14 de Julho, Monte Claro e Castro Alves), operando, para um horizonte de dez anos (até o ano de 2013).

Quanto a vazão demandada pela população e coeficiente de retorno, os mesmos valores do cenário anterior foram adotados.

A população dos municípios da bacia, considerando um crescimento proporcional das áreas urbanas e rurais, pode ser estimada através dos dados do IBGE, dos censos de 1950 a 2000. Para este período observa-se uma tendência decrescente na taxa média geométrica de crescimento anual da população residente no Estado do Rio Grande do Sul (IBGE, 2004).

Há grandes dificuldades em se estimar uma taxa de crescimento populacional futura, devendo-se levar em conta uma série de condicionantes econômicas, políticas e culturais e características topológicas da bacia. Assim, foi considerada, na definição da população do horizonte de 10 anos, a mesma taxa ocorrida na última década, de 1,23% ao ano (IBGE, 2004), ou 13% em todo o período. As projeções realizadas com esta taxa, visto sua tendência decrescente das últimas décadas, provavelmente superestimam as populações futuras para alguns municípios da bacia.

DRH/Magna (1997) estimou com base em dados de PIB e consumo d'água industrial e do Índice de Desempenho Industrial, uma taxa anual de crescimento do consumo de água para abastecimento industrial na bacia de 6,23%. Por forma de representação simplificada, o número de indústrias não se altera de um cenário para outro, apenas o consumo de água é que configura o desenvolvimento industrial. As fontes de poluição pontual deste cenário são apresentadas na Tabela 5.20 e na Figura 5.42.

Tabela 5.20 Principais fontes de poluição pontual no Taquari-Antas no cenário 2.

Células e Sub-bacias	Indústrias	Pop. Urb. (hab)	Reservatórios
169	1	1362	ANT-IV
Arroio Tega	70	237300	-
170	0	603	-
Rio da Prata	0	20799	-
171	0	0	ANT-III
192	0	0	-
Arroio Burati	35	96179	-
193	0	0	ANT-II A
Rio Carreiro	17	25233	-
Arroio Marrecão	10	25240	-
194	0	599	ANT-I B
Rio Guaporé	13	57507	-

Continua na página seguinte.

Células e Sub-bacias	Indústrias	Pop. Urb. (hab)	Reservatórios
262	3	25541	-
263	0	5175	-
264	12	15935	-
Rio Forqueta	10	21634	-
265	40	99101	-
266	3	9654	-
267	1	0	-
268	4	24205	-
269	0	5822	-

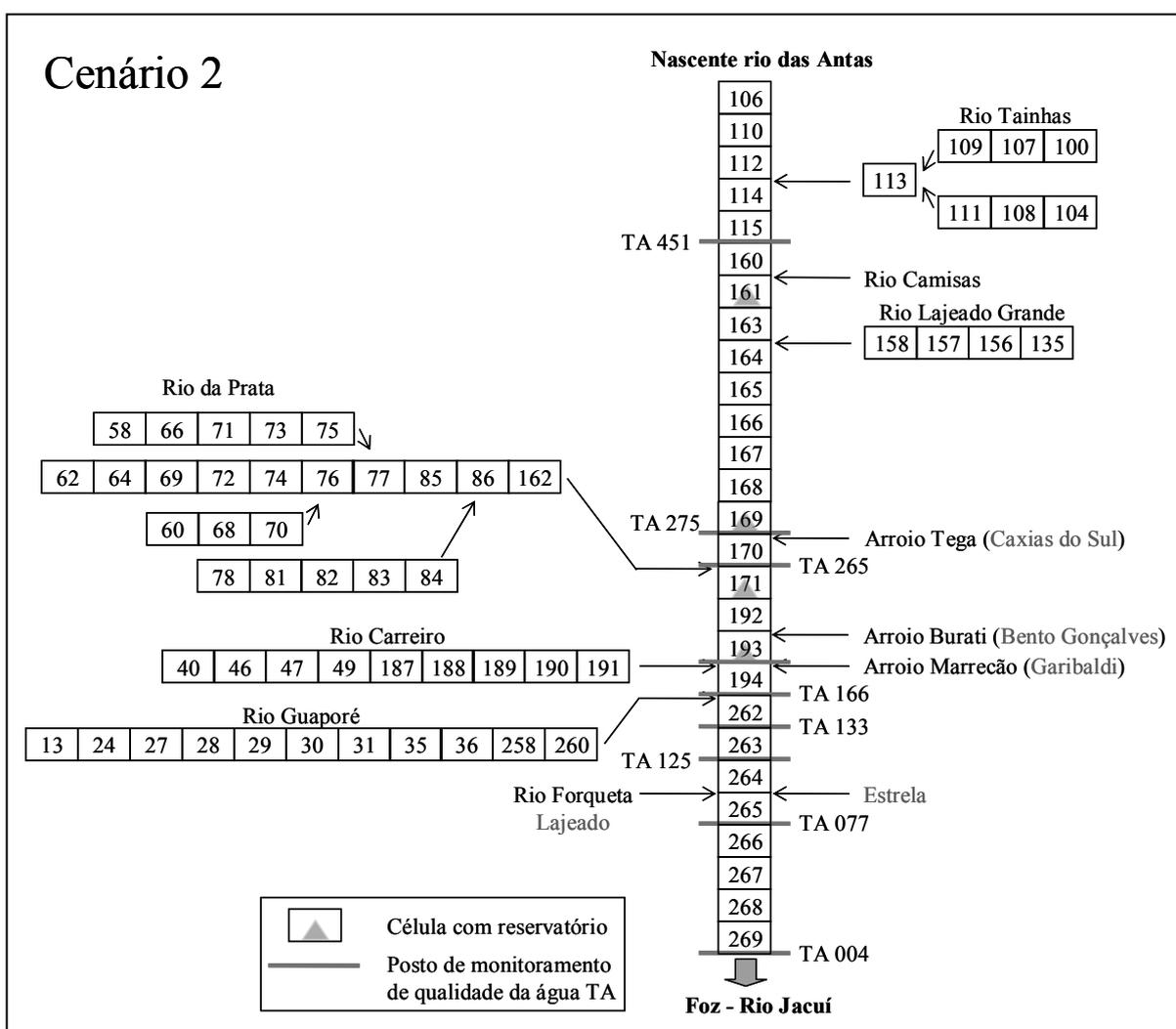


Figura 5.42 Entrada de cargas pontuais e reservatórios no Taquari-Antas no cenário 2.

Cenário 3: projeção de longo prazo, com 38 hidrelétricas.

Situação que considera todas as 38 usinas do inventário da CEEE viáveis implantadas e operando, com um horizonte estimado de 30 anos.

A mesma taxa anual de crescimento populacional de 1,23% do cenário anterior foi adotada, resultando em uma taxa de 44,30% para o período de 30 anos. Para este horizonte, a

superestimativa da população deve ser ainda mais acentuada em relação ao cenário anterior, principalmente para os maiores centros urbanos como Caxias do Sul, Bento Gonçalves, Lajeado e Estrela.

Aqui também foi considerado o valor de 245 L.cap⁻¹.dia⁻¹ para o consumo de água tratada para abastecimento da população, coeficiente de retorno de 0,80 e a taxa de crescimento do consumo de água para abastecimento industrial de 6,23% ao ano, com a mesma ressalva do caso anterior.

A Tabela 5.21 e a Figura 5.43 indicam as principais fontes de poluição pontual no Taquari-Anta no cenário 3.

Tabela 5.21 Principais fontes de poluição pontual no Taquari-Antas no cenário 3.

Células e Sub-bacias	Indústrias	Pop. Urb. (hab)	Reservatórios
169	1	1739	ANT-IV
Arroio Tega	70	303030	-
170	0	771	-
Rio da Prata	0	26560	15
171	0	0	ANT-III
192	0	0	-
Arroio Burati	35	122820	-
193	0	0	ANT-II A
Rio Carreiro	17	32222	6
Arroio Marrecão	10	32231	-
194	0	765	ANT-I B
Rio Guaporé	13	73436	-
262	3	32616	-
263	0	6609	-
264	12	20349	-
Rio Forqueta	10	27626	-
265	40	126551	-
266	3	12328	-
267	1	0	-
268	4	30909	-
269	0	7437	-

Cenário 4: projeção de longo prazo, com 55 hidrelétricas.

Cenário com o mesmo horizonte e considerações do anterior, supondo que os 55 aproveitamentos do inventário da CEEE fossem considerados viáveis e então implantados.

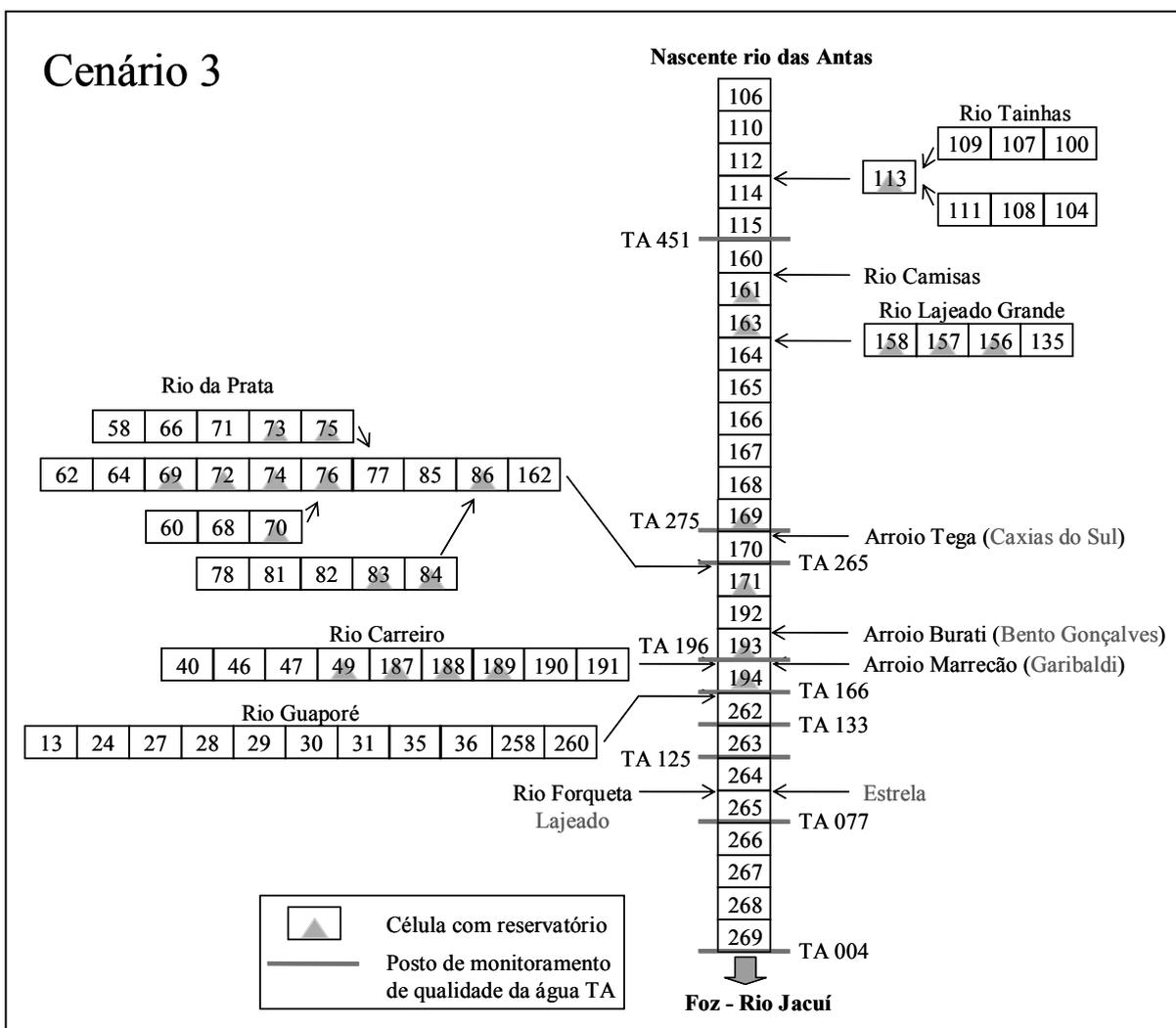


Figura 5.43 Entrada de cargas pontuais e reservatórios no Taquari-Antas no cenário 3.

Na Figura 5.44 estão apresentadas fontes de poluição do Taquari-Antas consideradas no cenário 4, resumidas na Tabela 5.22.

Tabela 5.22 Principais fontes de poluição pontual no Taquari-Antas no cenário 4.

Células e Sub-bacias	Indústrias	Pop. Urb. (hab)	Reservatórios
169	1	1739	ANT-IV
Arroio Tega	70	303030	-
170	0	771	-
Rio da Prata	0	26560	17
171	0	0	ANT-III
192	0	0	-
Arroio Burati	35	122820	-
193	0	0	ANT-II A
Rio Carreiro	17	32222	6
Arroio Marrecão	10	32231	-
194	0	765	ANT-I B
Rio Guaporé	13	73436	5

Continua na próxima página.

Células e Sub-bacias	Indústrias	Pop. Urb. (hab)	Reservatórios
262	3	32616	-
263	0	6609	-
264	12	20349	-
Rio Forqueta	10	27626	-
265	40	126551	-
266	3	12328	-
267	1	0	-
268	4	30909	-
269	0	7437	-

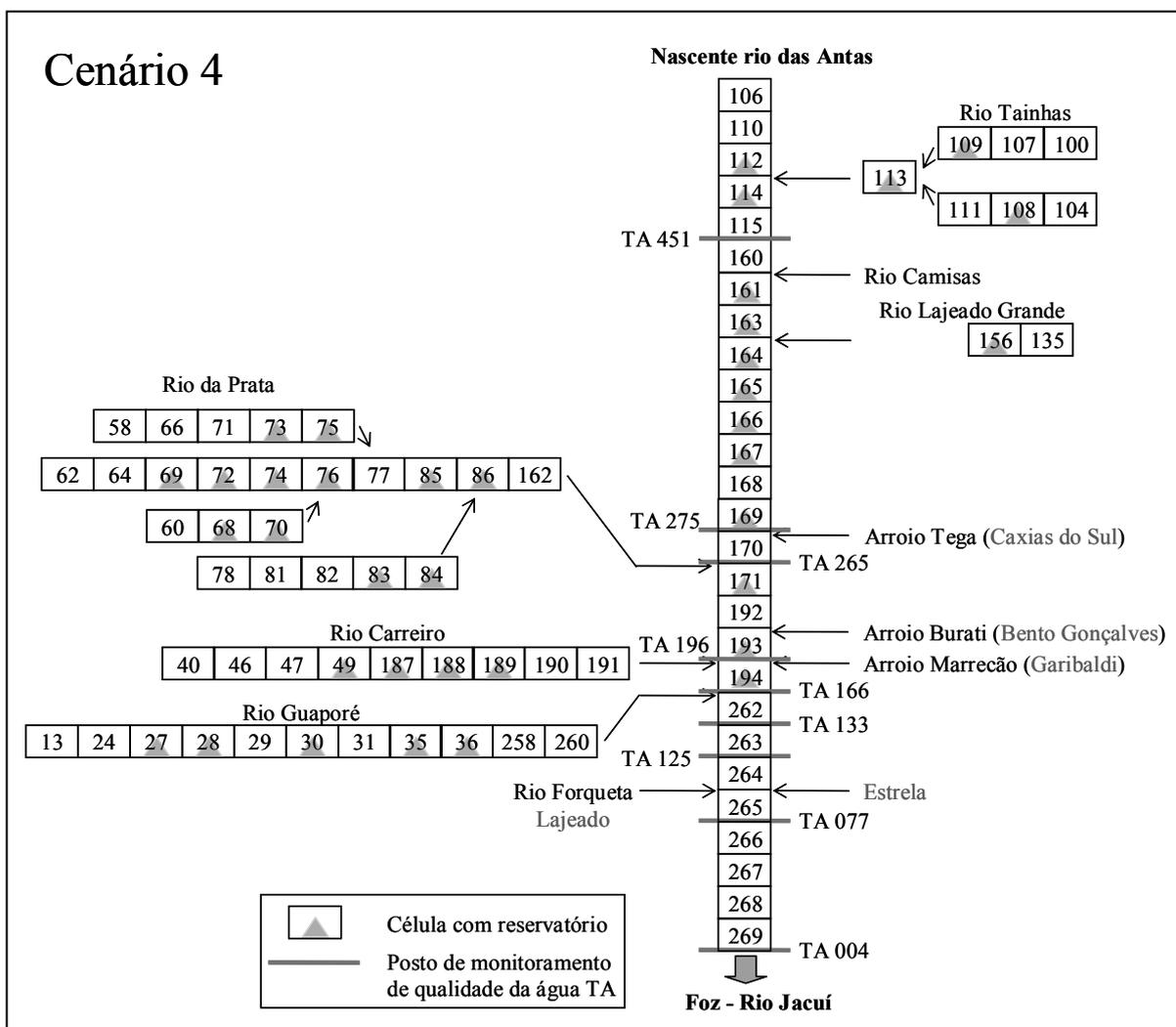


Figura 5.44 Entrada de cargas pontuais e reservatórios no Taquari-Antas no cenário 4.

A alteração das cargas pontuais de poluição foi considerada através da correção da demanda industrial e para abastecimento urbano na bacia. Estes cenários podem ser considerados pessimistas pelo fato de não levar em conta um abatimento nas cargas pontuais

que possivelmente pudesse ocorrer no futuro e ao considerar as taxas de crescimento da população e demanda industrial constantes.

As cargas difusas permanecem as mesmas em todos os cenários, em função de não ter se alterado a configuração do uso do solo na bacia. A única fonte de poluição em função de alterações na bacia considerada pelo modelo foi a questão da distribuição dos reservatórios das usinas hidrelétricas, diferente para cada cenário.

5.4.2 Simulação dos cenários

Adotando os valores das tabelas 5.14 a 5.16, obtidos com a calibração do modelo (cenário 1), foram simulados os cenários 2 (C2), 3 (C3) e 4 (C4). Todos os cenários, resumidos na Tabela 5.23, foram simulados com a mesma série de precipitações utilizada no ajuste (cenário 1), compreendendo um período de 10 anos (1993 a 2002).

Tabela 5.23 Cenários de desenvolvimento e respectivos horizontes, taxa de crescimento da população urbana no período e majoração da vazão demandada Q_{dem} pela atividade industrial.

Cenário	Horizonte	Nº de barramentos operando	Taxa de crescimento da população no período (%)	Coefficiente de majoração da Q_{dem} industrial
1	últimos 10 anos	0	-	1
2	2013	4	13,00	1,83
3	2033	38	44,30	5,13
4	2033	55	44,30	5,13

Análise do regime de vazões

A inclusão de reservatórios no sistema (cenários 2, 3 e 4) faz com que ocorra uma regularização de vazões de pequena magnitude no rio Taquari-Antas, o que pode ser observado em todos os pontos de controle da bacia, como a jusante do reservatório da usina 14 de Julho (Figura 5.45).

Ao longo de toda a extensão do rio Taquari-Antas este efeito é mais pronunciado para vazões menores que a Q_{50} , como apresentado na Figura 5.46 para a foz. Ou seja, apenas para vazões inferiores à Q_{50} , aproximadamente, há um aumento na disponibilidade hídrica da bacia nos cenários 2, 3 e 4 em relação ao cenário 1.

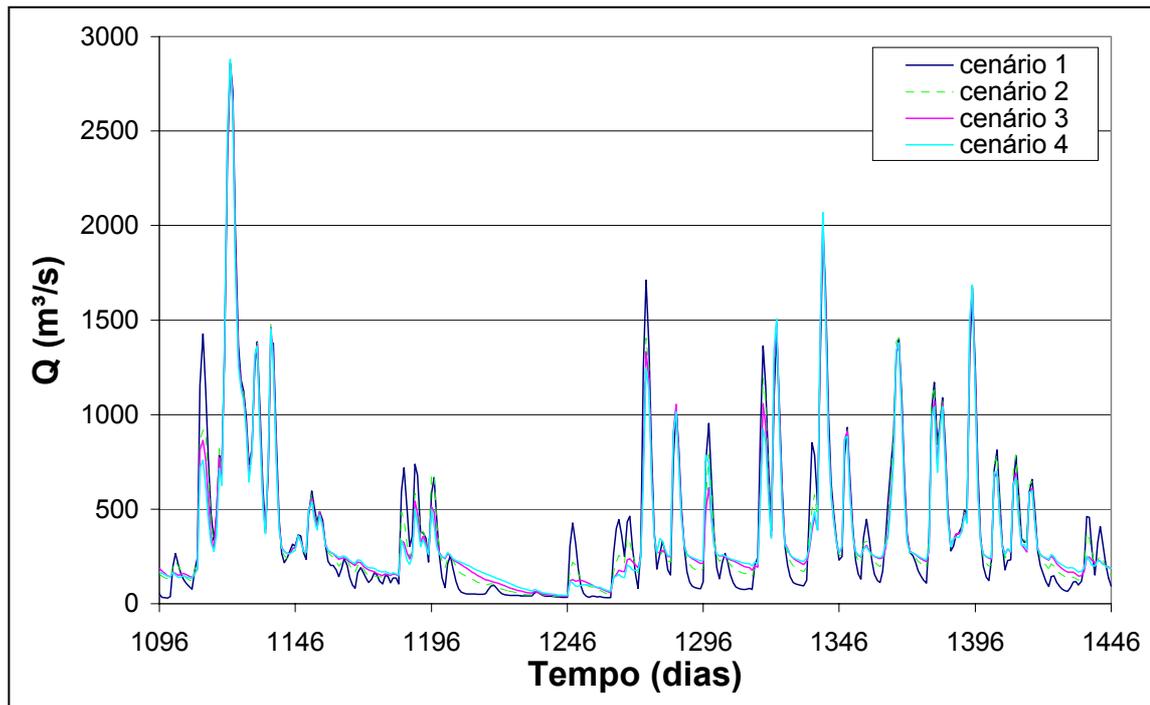


Figura 5.45 Hidrogramas dos cenários 1, 2, 3 e 4 no ano de 1995 no postos TA 196.

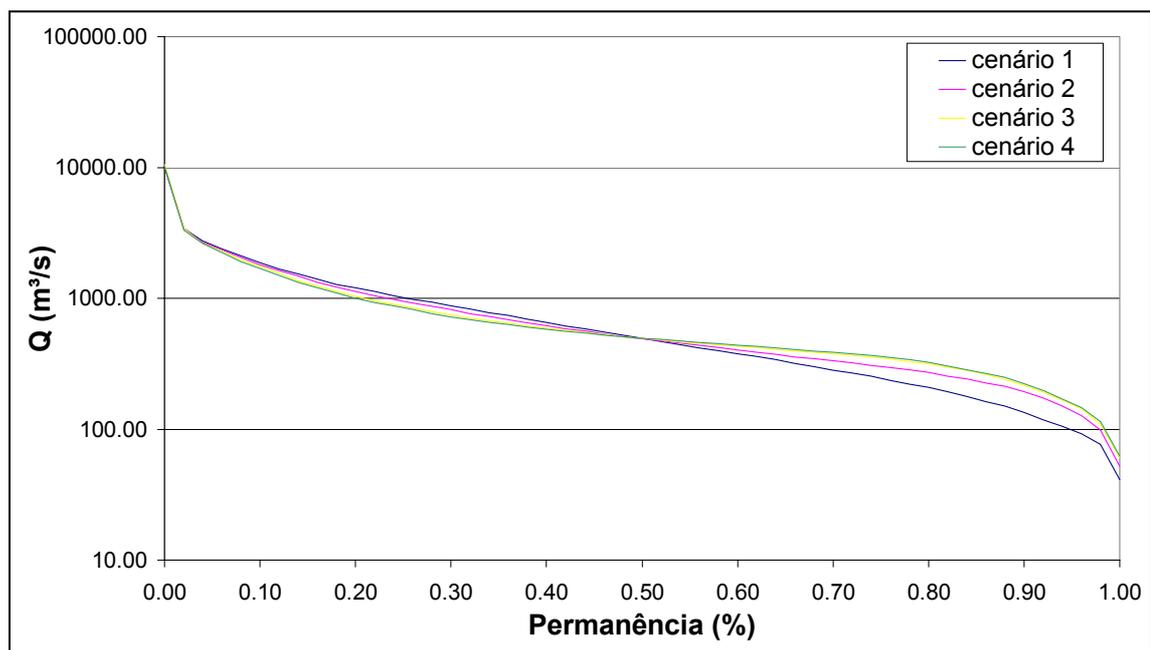


Figura 5.46 Curvas de permanência das vazões dos cenários 1, 2, 3 e 4 no TA 004.

A Tabela 5.24 apresenta os valores da Q_{90} para ambos os cenários na seção correspondente ao TA 004 (foz).

Tabela 5.24 Valores de Q_{90} ($m^3 \cdot s^{-1}$) para todos os cenários na seção do TA 004.

C1	C2	C3	C4
133.75	195.36	216.30	221.47

Na seção da foz a vazão de 50% de permanência no tempo está em torno de $490 m^3 \cdot s^{-1}$, o que equivale a aproximadamente 77% da vazão média do período simulado para todos os cenários.

Análise da qualidade da água no período de 1993 a 2002

Entre os parâmetros de qualidade de água, o nitrogênio total é o que apresentou maior alteração de sua série de concentrações em função do desenvolvimento da bacia. Pode-se observar, através da Figura 5.47, a alteração sobre a variância e a média das concentrações de nitrogênio que ocorre nos demais cenários, principalmente nos C3 e C4, em relação ao C1.

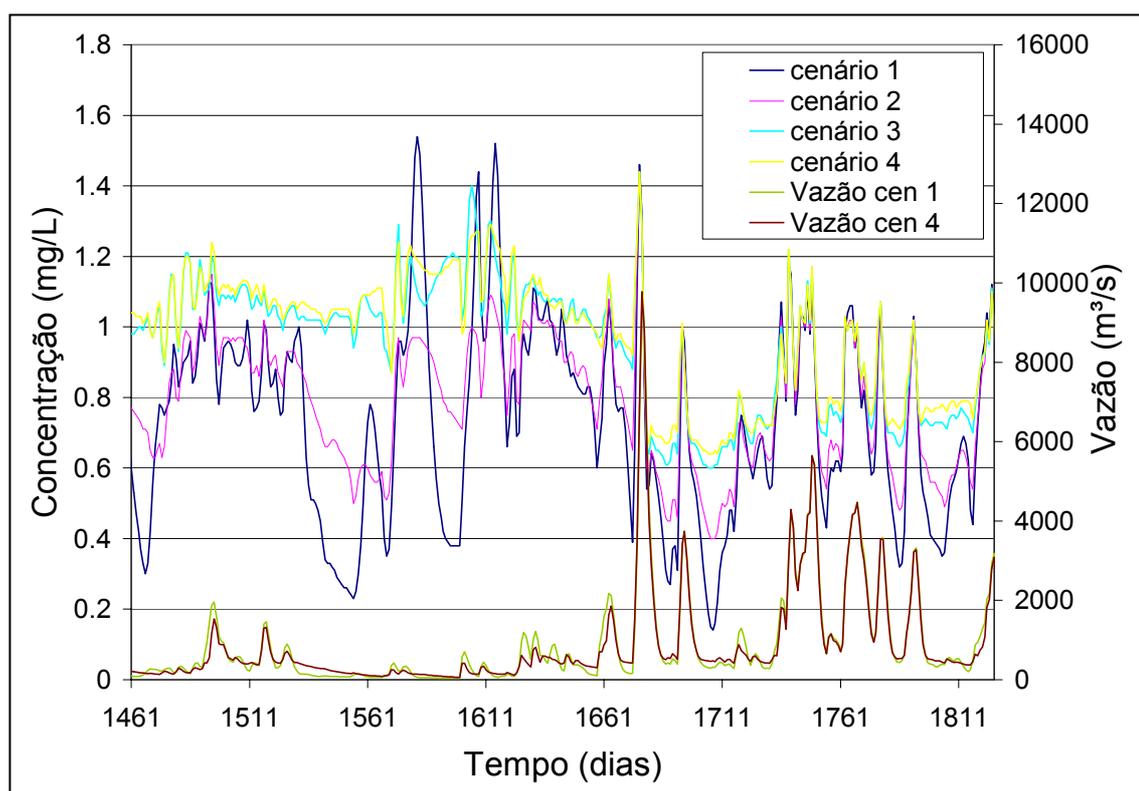


Figura 5.47 Hidrogramas dos C1 e C4 e concentração de nitrogênio total no TA 004 para todos os cenários no período de janeiro a dezembro de 1997.

O que acontece é que, com a implantação dos reservatórios há um aumento na capacidade de armazenamento da bacia. Devido a hipótese de mistura completa, assumida para os reservatórios, há proporcionalmente um maior efeito de diluição da concentração de nitrogênio nos volumes armazenados. Observa-se que a primeira metade do período

observado na Figura 5.47 é caracterizada pela estiagem e que pequenas elevações na vazão do rio ocasionam picos de nitrogênio no cenário 1, com a bacia sem reservatórios. Na comparação com o cenário 4, com todas as hidrelétricas, os efeitos de armazenamento, diluição e regularização da concentração nitrogênio são facilmente verificados, para esta situação de estiagem. Já em períodos chuvosos há uma grande produção de nitrogênio na bacia, somando-se às cargas constantes do esgoto doméstico as cargas devidas ao escoamento superficial. Neste caso, quando os reservatórios estão com sua capacidade de armazenamento esgotada, são liberadas altas cargas de nitrogênio a jusante das barragens. Desta forma há uma maior proximidade entre o perfil de concentração de nitrogênio no tempo entre todos os cenário, como se verifica na segunda metade do período apresentado Figura 5.47.

As curvas de permanência das concentrações de nitrogênio total no tempo (Figura 5.48) dos cenários 3 e 4 (na figura, sobrepostas) estão acima das curvas dos cenário 1 e 2 praticamente para todos os valores de concentração. Analisando esta informação juntamente com a Figura 5.46 ou a Tabela 5.24, conclui-se que há um aumento da disponibilização de nitrogênio na foz do Taquari a medida em que são implantadas usinas e majoradas as cargas de nitrogênio produzidas na bacia, principalmente para vazões baixas ($< Q_{50}$).

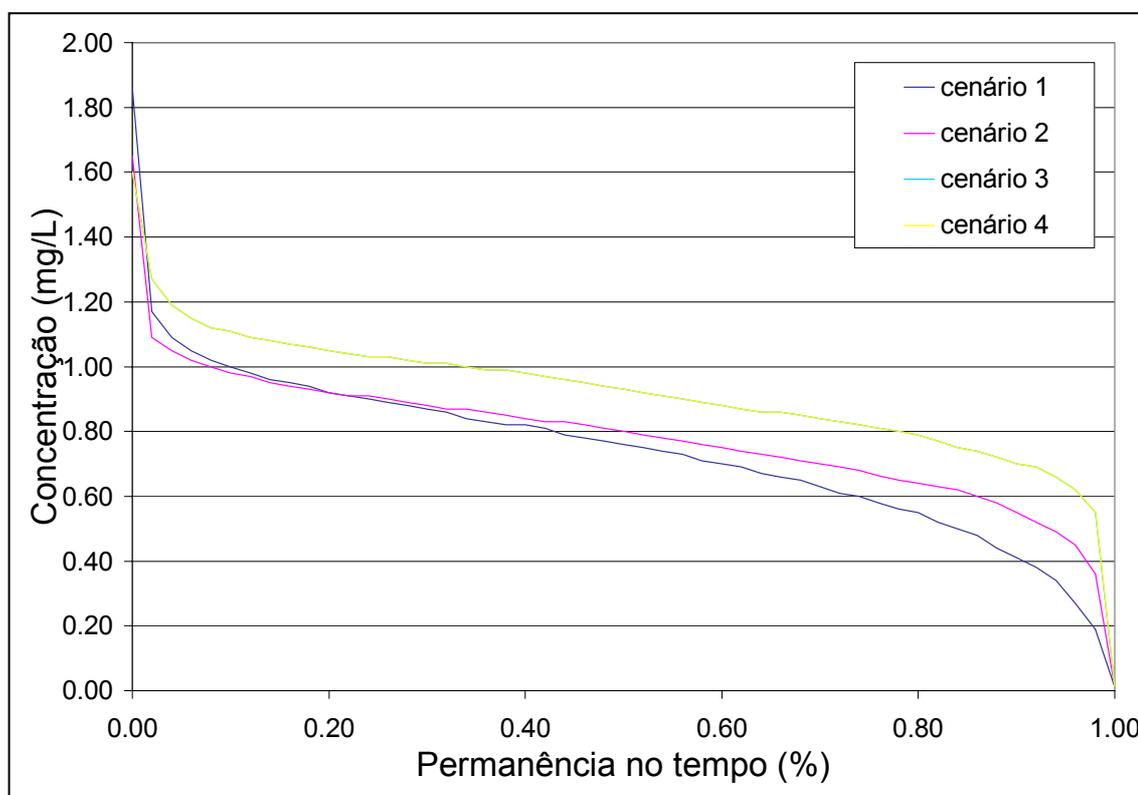


Figura 5.48 Curvas de permanência de concentração de nitrogênio total para todos os cenários no TA 004.

O efeito de aumento de disponibilização em função da implantação das hidrelétricas não foi verificado para os outros poluentes modelados. Isto provavelmente se deve ao fato do decaimento do nitrogênio ter sido considerado nulo pelo modelo. Os fosfatos, por exemplo, sedimentam no reservatório, o que conseqüentemente abate sua concentração no efluente da usina. A DBO, além da sedimentação sofre ainda degradação por bactérias. Em função da hipótese de mistura completa este abatimento acontece em qualquer parcela do volume extravasado da usina, seja pelo descarregador de fundo, seja pelo vertedor principal.

O comportamento do parâmetro oxigênio dissolvido é praticamente o mesmo em todos os pontos de controle da bacia, inclusive nos locais sob maior influência dos reservatórios. As concentrações de OD sofrem uma pequena diminuição na variância com o acréscimo do número de reservatórios, mas a média é pouco alterada para ambos os cenários. Este fato pode ser observado na Figura 5.49 na seção do TA 125 e se verifica para os demais pontos de controle no Taquari-Antas.

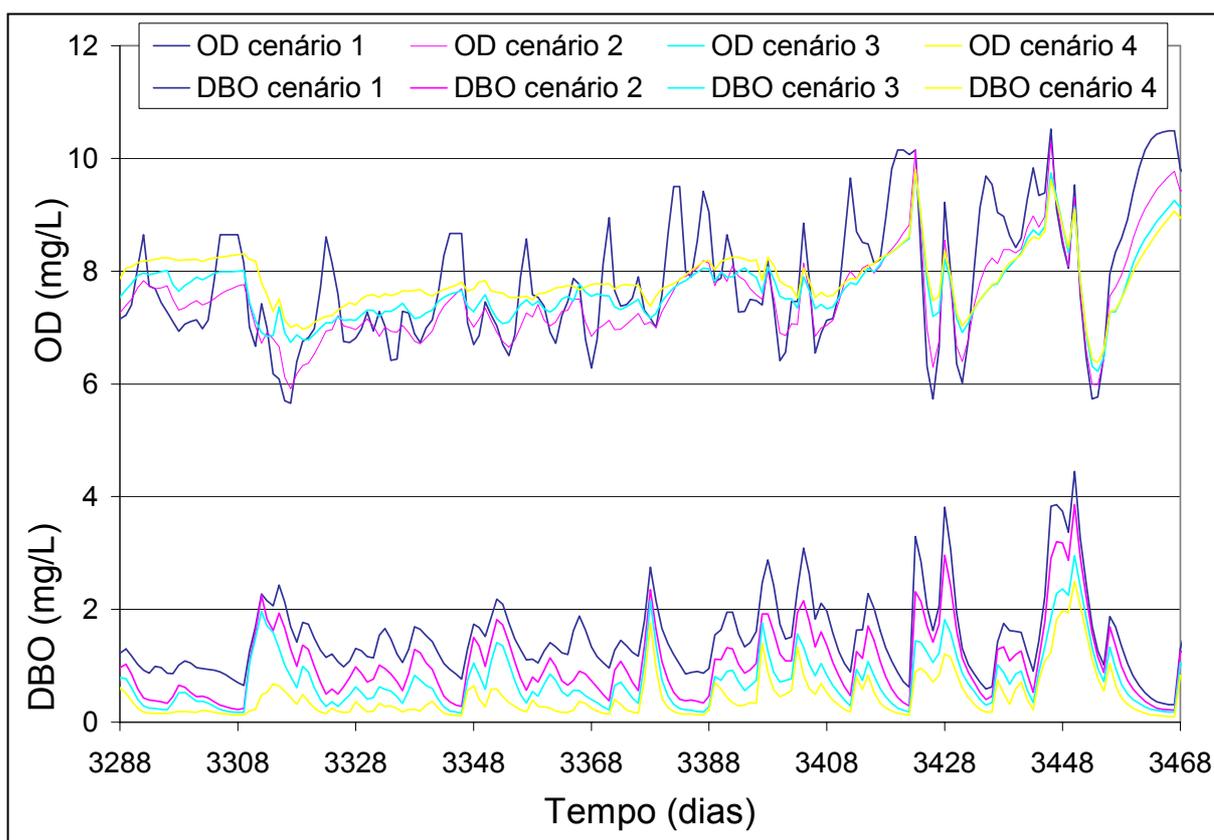


Figura 5.49 Comportamento das séries de concentração de OD e DBO com a alteração dos cenários de desenvolvimento na seção do TA 125, no período de janeiro a junho de 2002.

A análise da curva de permanência aponta uma maior regularização das concentrações de OD nos cenários 2, 3 e 4 em relação ao cenário 1. Isto é, os valores de concentração de OD

acima da C_{50} (em 50% do tempo ocorrem valores de concentração iguais ou maiores que este) são maiores no cenário 1 e abaixo da C_{50} são maiores nos outros cenários (Figura 5.50).

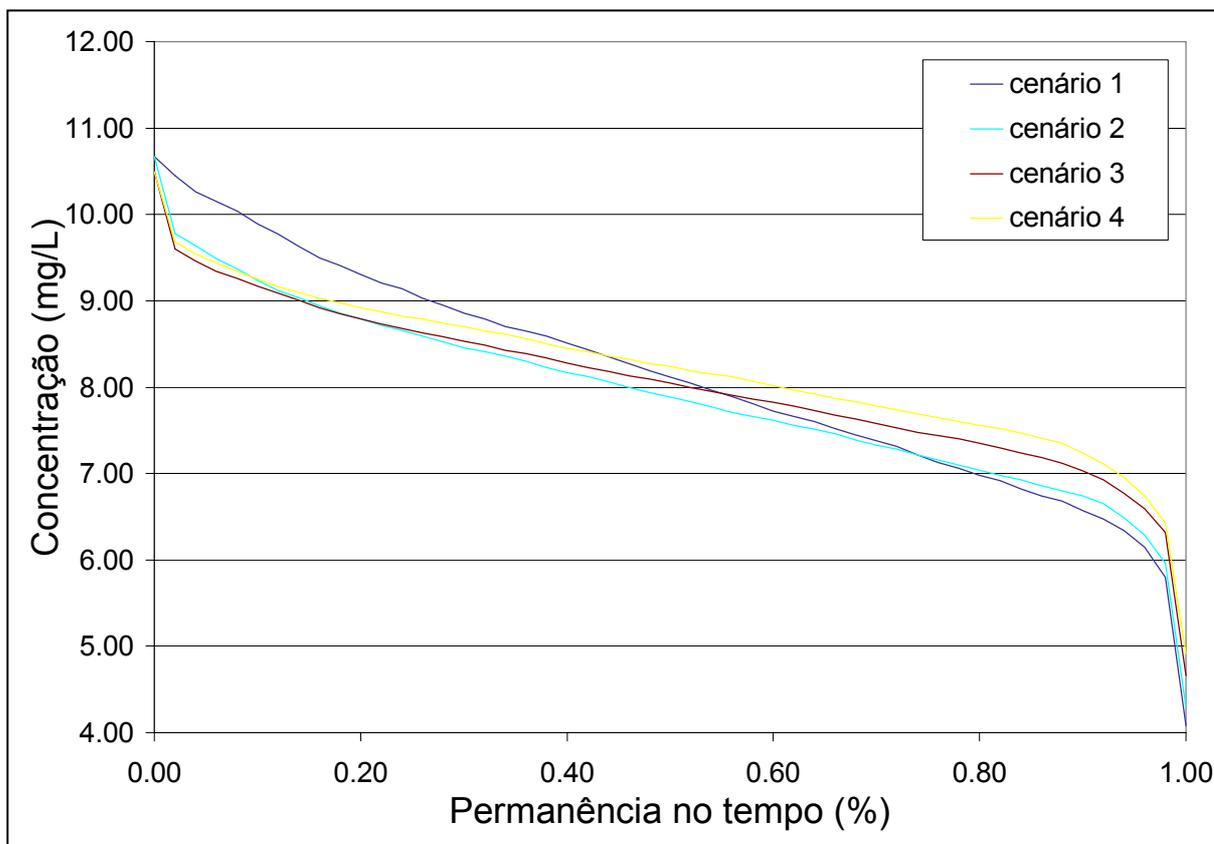


Figura 5.50 Curvas de permanência de concentrações de OD para ambos os cenários no TA 125.

A Figura 5.49 permite observar também o que ocorre em cada cenário na relação entre o consumo de matéria orgânica e a concentração de oxigênio dissolvido na água em um ponto da bacia. Há uma relação de proporcionalidade inversa entre as médias das séries de concentração de DBO e o número de hidrelétricas em operação na bacia. Os picos de DBO são maiores no C1 do que nos demais cenários, mesmo estes tendo considerado um aumento nas cargas poluidoras em relação ao primeiro. Assim, os valores mínimos de OD no C1 são os mais críticos. Entretanto, durante o processo de consumo da matéria orgânica, os cenários 3 e 4 são os que apresentam a menor capacidade de recuperação dos níveis de OD anteriores, só atingindo a concentração do C1 quando a DBO chega a valores bastante baixos. Este fato pode estar associado a maior inércia do sistema quando sua capacidade de armazenamento é aumentada com a construção de reservatórios. O cenário 1 tem uma capacidade de renovação dos volumes armazenados superior aos demais cenários, ou seja, um tempo de detenção hidráulica menor.

Da mesma forma que a DBO, os fosfatos tem suas concentrações bastante abatidas com a implantação dos reservatórios na bacia do Taquari-Antas (Figura 5.51). Entretanto, em termos de classificação segundo a resolução 20 do CONAMA (Brasil, 1986) a qualidade da água é pouco afetada pelo desenvolvimento da bacia, da forma como foi simulado. Apenas em alguns curtos períodos de tempo as concentrações de fósforo no cenário 4 levam as águas do Taquari da classe 4 a classe 1, sem que o mesmo ocorra nos demais cenários.

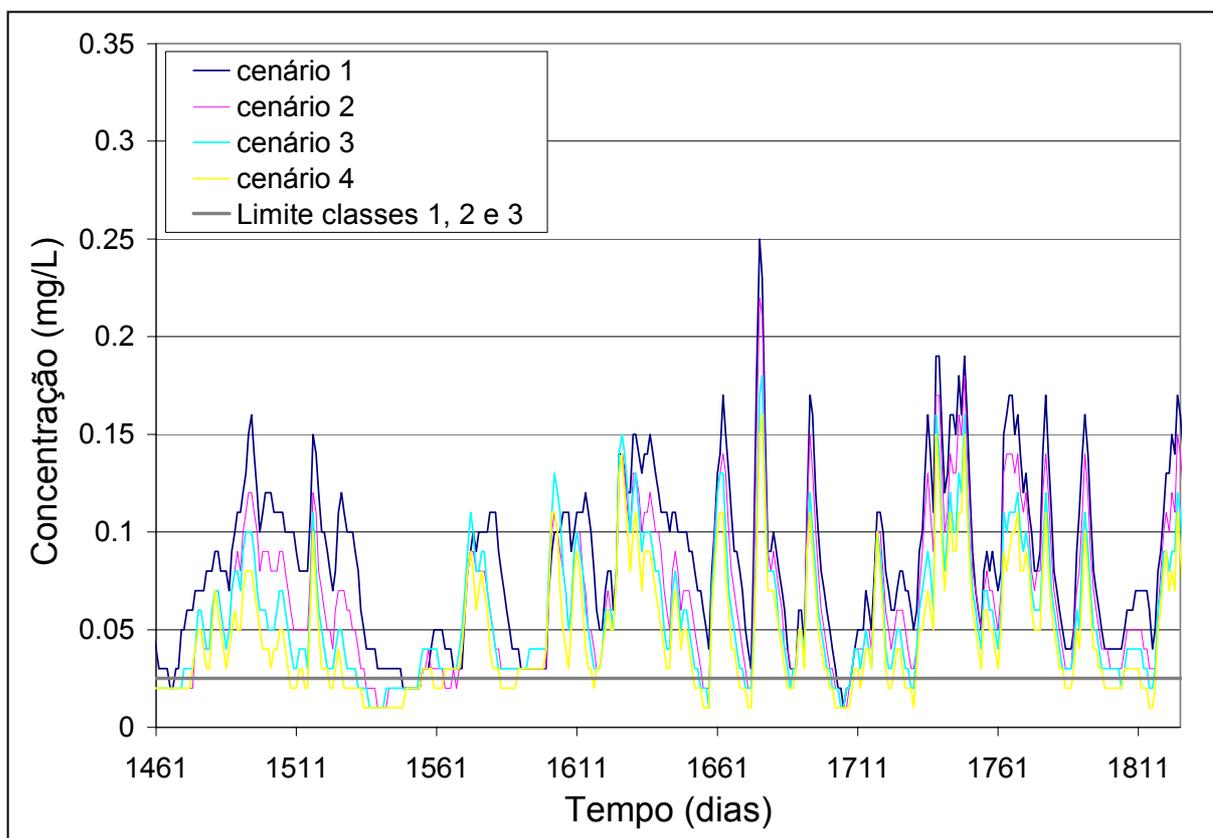


Figura 5.51 Concentrações de fósforo total de todos os cenários na seção do TA 004 no período de janeiro a dezembro de 1997.

A análise das séries calculadas de concentração dos coliformes fecais apontou comportamentos bastante distintos entre os cenários em determinados pontos da bacia. Nos TA's 125, 133 houve uma redução no valor da média das concentrações ao longo dos 10 anos simulados dos cenários 3 e 4 em relação ao C2 e deste em relação ao C1. Esta análise leva a conclusão de que os valores de concentração nos TA's 125 e 133 são bastante suscetíveis à configuração do cenário de exploração hidrelétrica. Nestes locais, sob maior influência das barragens, há breves períodos em que as águas do Taquari enquadram-se como classe 2, nos cenários 3 e 4, e como classe 3, nos cenários 1 e 2.

No TA 166 houve uma queda nos valores de concentração de coliformes do C1 para o C2 e uma elevação do C2 para o C3 e C4. Pode-se interpretar que houve uma redução do

valor das concentrações de coliformes em função da instalação do complexo Ceran (cenário 2). Nos cenários seguintes (C3 e C4), mesmo com a implantação da usina Muçum, logo a montante do TA 166, as concentrações aumentaram, indicando a importância do aumento das cargas pontuais previsto nestes cenários.

Nos demais pontos de controle, tanto a montante quanto a jusante destes, o resultado foi um aumento das médias de concentração de coliformes acompanhando o aumento do número de reservatórios implantados e das cargas pontuais de poluição. Nestes locais presupõe-se que o efeito preponderante do desenvolvimento da bacia é o do aumento de cargas industriais e domésticas de coliformes.

Análise da qualidade da água ao longo do perfil longitudinal do rio

Os perfis longitudinais de concentrações médias (de 1993 a 2002) dos parâmetros de qualidade da água ao longo do rio Taquari-Antas, nos cenários 2, 3 e 4 em relação ao C1 (ajuste), figuras 5.52 a 5.56, facilitam a visualização do que foi discutido neste item.

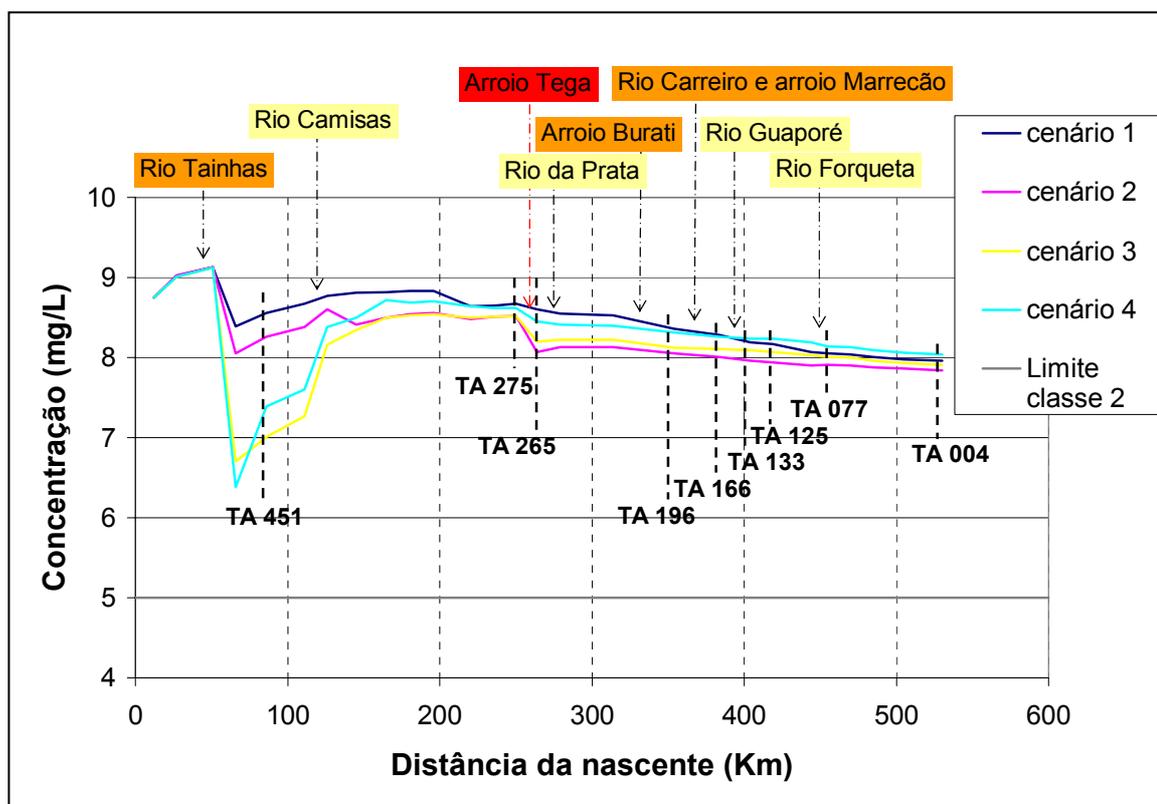


Figura 5.52 Perfil longitudinal de concentrações médias de OD do período de 1993 a 2002 para os cenários 1, 2, 3 e 4 no Taquari-Antas.

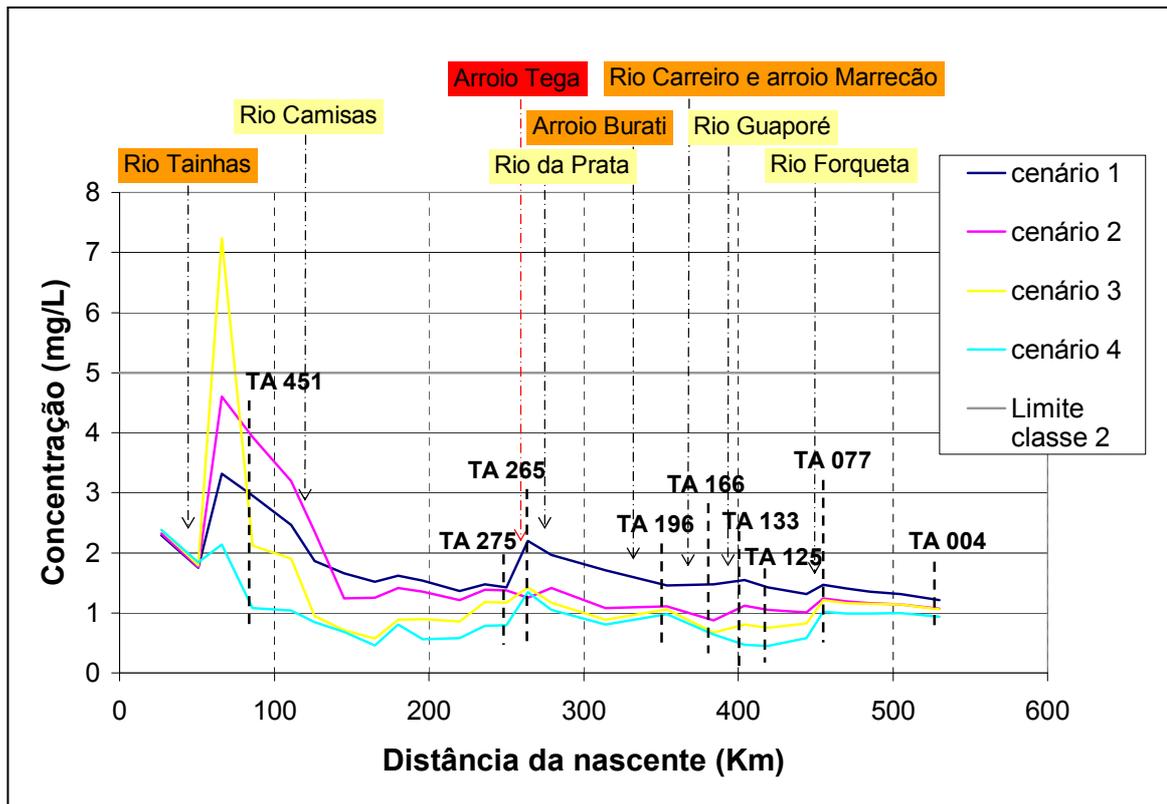


Figura 5.53 Perfil longitudinal de concentrações médias de DBO do período de 1993 a 2002 para os cenários 1, 2, 3 e 4 no Taquari-Antas.

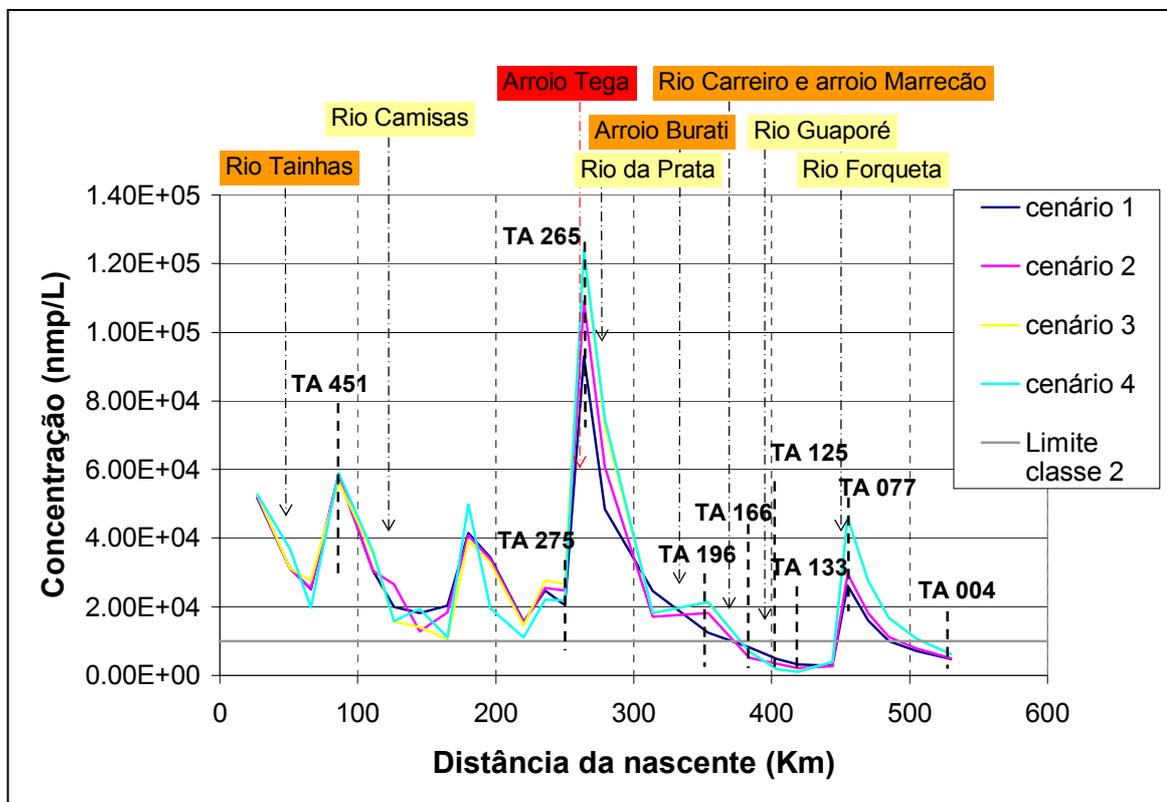


Figura 5.54 Perfil longitudinal de concentrações médias de coliformes fecais do período de 1993 a 2002 para os cenários 1, 2, 3 e 4 no Taquari-Antas.

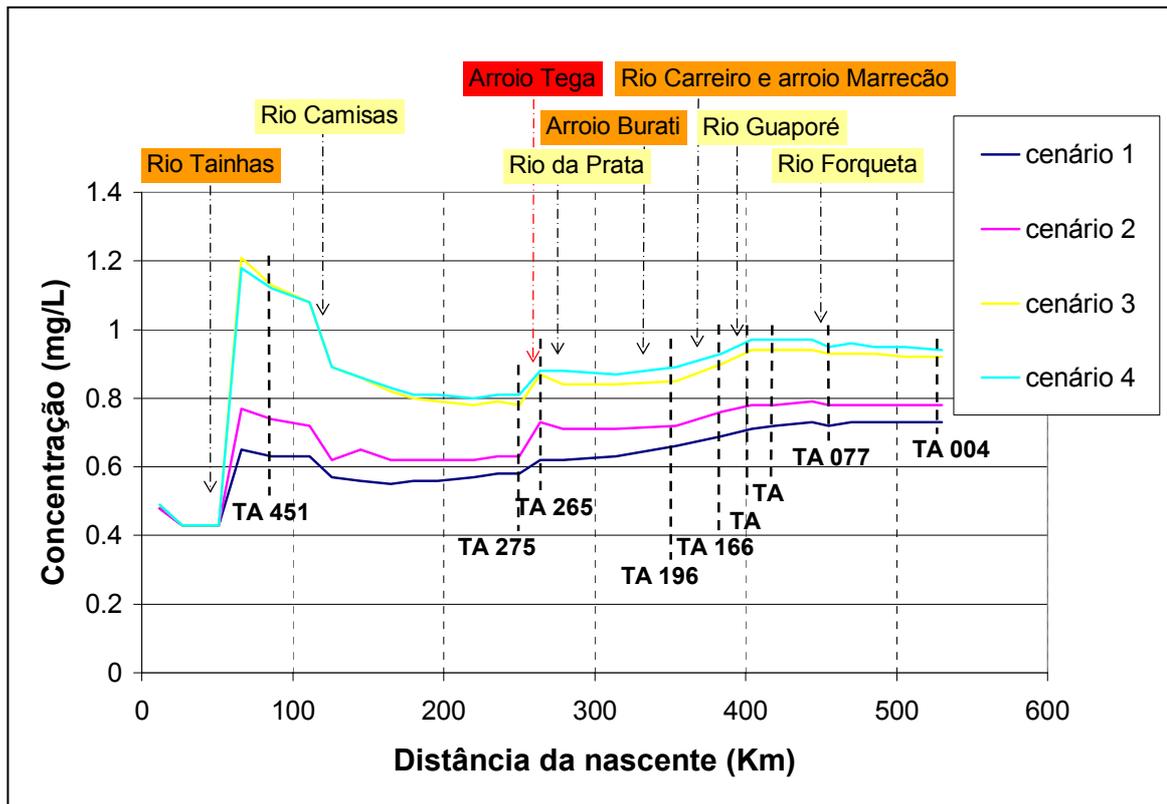


Figura 5.55 Perfil longitudinal de concentrações médias de nitrogênio total do período de 1993 a 2002 para os cenários 1, 2, 3 e 4 no Taquari-Antas.

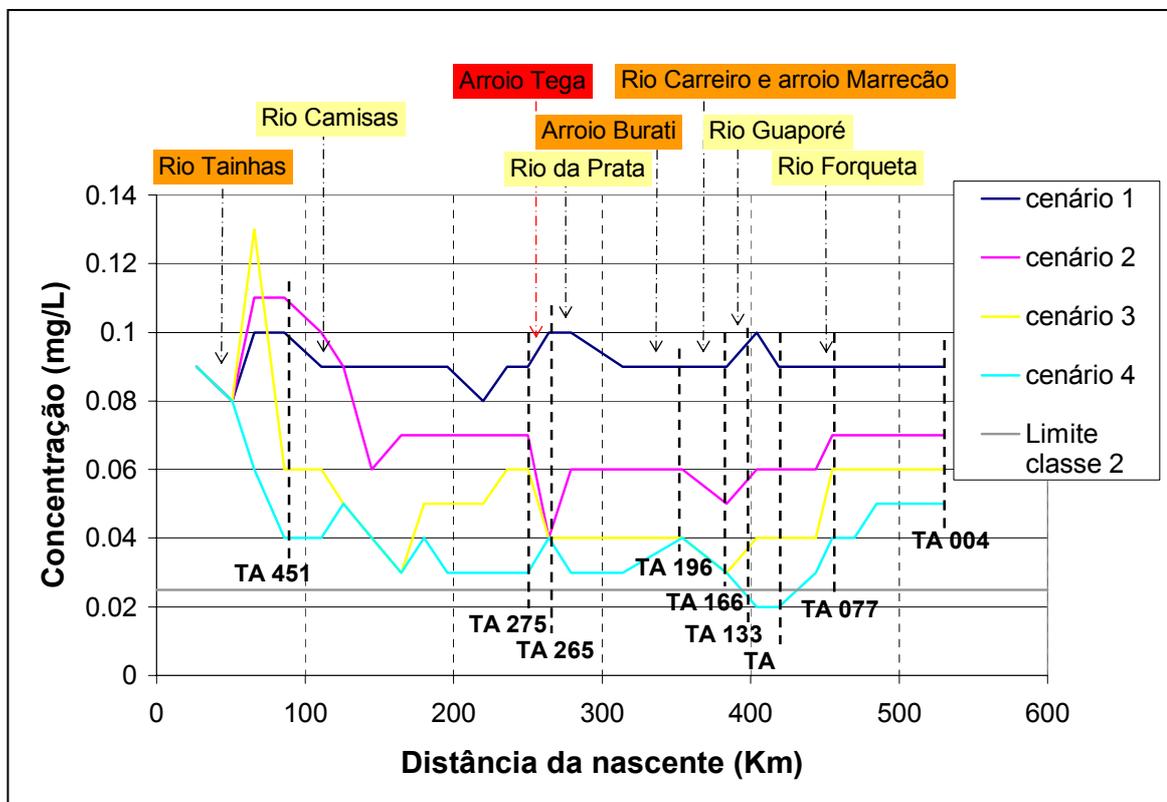


Figura 5.56 Perfil longitudinal de concentrações médias de fósforo total do período de 1993 a 2002 para os cenários 1, 2, 3 e 4 no Taquari-Antas.

Os gráficos acima sintetizam bem o comportamento do Taquari-Antas frente ao desenvolvimento da bacia em termos de valores médios, conforme os cenários estipulados, suas simplificações e as limitações do modelo. Através do perfil longitudinal de concentrações pode-se observar com mais facilidade a importância das fontes pontuais de poluição na bacia. Os casos mais evidentes são o da afluência do Tega (entre os TAs 275 e 265) e do Tainhas (montante do TA 451) e as contribuições pontuais das cidades de Lajeado e Estrela (entre os TAs 125 e 077), situadas as margens do Taquari.

A figura 5.52 possibilita a verificação do efeito dos reservatórios sobre a concentração média de OD no rio. A concentração nos cenários 3 e 4 atinge valores críticos logo após a entrada do rio Tainhas. No trecho a jusante há uma forte recuperação da concentração de OD destes cenários, superando o perfil do cenário 2. Já na seção do TA 125 o cenário 4 apresenta concentrações de OD superiores, inclusive as do cenário 1. Ocorre que com o aumento dos volumes armazenados no alto Antas e em seus afluentes há um maior consumo de matéria orgânica neste locais, possibilitando a recuperação dos níveis de OD mais próximos da saturação ao longo do rio.

Entretanto, analisando estes gráficos, sob o ponto de vista da classificação do Taquari-Antas segundo a resolução 20 do CONAMA (Brasil, 1986), houve pouca alteração ao se comparar os cenários. A mudança de comportamento mais significativa ocorreu com a entrada do rio Tainhas no Antas. Neste local, o cenário 3 colocaria o Antas na classe 3, enquanto que no cenários 1 e 2 como classe 2 e no cenário 4 como classe 1, no que diz respeito ao parâmetro DBO. A concentração mais baixa de DBO no C4 se deve a implantação, prevista neste cenário, de usinas no rio Tainhas e no próprio Antas, a montante da confluência com o Tainhas.

6 CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

6.1 Conclusões

Este estudo teve como objetivos específicos: o ajuste de um modelo de qualidade de água de base física, o IPH-MGBq, com base em dados observados em uma grande bacia; a análise de incertezas na modelagem como uma metodologia alternativa; e a simulação de alguns cenários de desenvolvimento na bacia do rio Taquari-Antas.

Ajuste com base em dados observados

O ajuste do modelo com base nos dados observados de concentração de poluentes disponíveis na bacia do Taquari-Antas não foi conclusivo. Este ajuste baseado em séries de valores diários de concentração, mas de periodicidade trimestral, torna difícil a determinação da capacidade do modelo em representar o que ocorre no rio diariamente. Ou seja, a informação disponível sobre a qualidade da água da bacia permite no máximo uma análise sazonal do sistema. Um valor de concentração de alguma substância, coletada em um instante qualquer em um ponto qualquer da seção de um rio pode parecer insuficiente para traduzir a qualidade da água do sistema.

No entanto, o ajuste do modelo foi considerado satisfatório ao se analisar o perfil de concentrações de poluentes ao longo do Taquari-Antas, em termos de valores médios do período simulado (1993 a 2002). De maneira geral, os valores médios de concentração observados ao longo do rio foram bem representados pelo IPH-MGBq. Os valores máximos e mínimos observados, por serem valores singulares, obtidos em um determinado instante, em geral, não foram alcançados pelo modelo. Entretanto, para todas estas estatísticas os resultados do modelo apresentaram coerência com os perfis observados, do ponto de vista da resposta do sistema às cargas pontuais de poluição. A elevação da concentração de poluentes observada no Taquari-Antas na confluência do arroio Tega, que drena parte da cidade de Caxias do Sul, e no trecho em que estão localizadas as cidades de Lajeado e Estrela foi bem representada pelo modelo. Da mesma forma, o perfil de concentrações de oxigênio dissolvido ao longo do Taquari-Antas calculado pelo modelo acompanhou o comportamento observado, apresentando uma tendência de decréscimo nos valores de concentração da nascente até a foz.

Análise de incertezas

A análise da importância relativa entre cargas de origens difusa e pontual demonstrou que ambas as fontes de poluição devem ser levadas em consideração pelo modelo. A importância das cargas pontuais cresce em períodos de estiagem enquanto que a poluição de origem difusa responde pela maior parte das cargas que chegam aos corpos d'água, principalmente devido ao escoamento superficial de áreas agrícolas. No entanto, não foram utilizados dados de valores típicos de concentração de poluentes em efluentes de esgotos domésticos e no escoamento superficial, observados diretamente no sistema simulado, ou, ao menos, em uma região com características físicas e sócio-econômicas semelhantes. A falta de valores regionais destas variáveis de entrada no modelo de qualidade representa uma grande fonte de incertezas. Da mesma forma, a ampla faixa de valores típicos dos coeficientes de decaimento dos poluentes simulados encontrada na literatura traduz-se em incertezas no processo de modelagem da qualidade da água.

A análise de incertezas realizada através da metodologia proposta demonstrou ser uma alternativa adequada à aplicação de modelos distribuídos de qualidade de água em bacias sem dados. Os erros cometidos pelo modelo para uma confiança de 95%, em relação aos valores de concentração observados, foram bastante razoáveis. Os piores resultados foram obtidos para o OD e para os coliformes fecais, apresentando respectivamente, 53 e 66% valores observados caindo dentro da banda de confiança. Para tal deve ser realizada uma escolha criteriosa dos intervalos de variação de cada parâmetro e variável de entrada no modelo.

Entretanto, há restrições quanto ao emprego desta metodologia para avaliar a qualidade do ajuste do modelo com base em dados observados. A banda de confiança obtida das simulações se mostrou bastante dependente dos diferentes intervalos utilizados para a geração de valores aleatórios das variáveis e parâmetros. Observou-se que os resultados do modelo utilizando o conceito de incertezas aproximam-se dos resultados do modelo calibrado a partir de dados observados somente quando o conjunto de variáveis e parâmetro obtidos no ajuste cai dentro do intervalo utilizado para as gerações aleatórias.

Cenário de desenvolvimento

Os cenários de desenvolvimento foram definidos levando em consideração a geração de energia hidrelétrica, o crescimento da população e da produção industrial em diferentes horizontes de tempo.

Sob o ponto de vista da classificação das águas conforme a resolução 20 do CONAMA (Brasil, 1986) houve pouca alteração da qualidade dos recursos hídricos na bacia do Taquari-Antas frente aos cenários definidos. Entretanto, notou-se, para todos os parâmetros de qualidade de água, grandes alterações sobre as concentrações em determinados trechos da bacia.

O comportamento de cada parâmetro em relação ao desenvolvimento previsto para a bacia foi bastante distinto. O nitrogênio total foi o parâmetro mais afetado pelos barramentos, apresentando uma elevação nas médias de concentração em função da implantação das usinas. Observou-se neste estudo, que a construção de reservatórios na bacia do Taquari-Antas aumentaria a disponibilidade de nitrogênio na bacia. Como o decaimento desta substância foi considerado nulo pelo modelo, as cargas de nitrogênio que chegariam ao Jacuí também seriam maiores do que no cenário sem os reservatórios. A implementação de um modelo de eutrofização no IPH-MGBq, com a representação dos reservatórios no perfil vertical poderia alterar estes resultados. O consumo do nitrato pelo fitoplâncton pode ser importante em reservatórios com tempo de detenção elevados. Alguns reservatórios incluídos nas simulações realizadas neste estudo apresentam potencial de eutrofização e tempo de detenção considerado elevado (DRH/Magna, 1997).

Para o fósforo total e a DBO, em que houve a hipótese de decaimento durante o transporte, houve decréscimo nas concentrações médias na bacia nos cenários com hidrelétricas, em função do aumento do tempo disponível para o consumo e sedimentação nos reservatórios. O mesmo ocorreu com os coliformes fecais nos locais sob maior influência do conjunto de barragens, entre Encantado e Muçum.

O efeito do aumento das cargas pontuais devido ao crescimento da população e do setor industrial foi menos importante que o da implantação de reservatórios na bacia, sendo notado apenas em alguns pontos do Taquari-Antas, como a jusante do rio Tainhas e das cidades de Estrela e Lajeado. Nestes locais as concentrações médias de poluentes sofreram grandes elevações para praticamente todos os cenários. Da mesma forma as concentrações de OD no Taquari-Antas foram bastante alteradas, atingindo valores críticos a jusante da confluência com o Tainhas nos cenários 3 e 4.

Em resumo, os termos melhor, pior, bom ou ruim não se aplicam a análise de cenário de desenvolvimento. O que ocorre em sistemas hídricos é conseqüências advindas das ações e alterações empreendidas pelo homem, as quais se refletem de formas distintas em cada período de tempo e em cada local da bacia.

A representação dos processos que ocorrem no interior ou a montante de um trecho de rio represado pela implantação de uma hidrelétrica não é possível no IPH-MGBq, em função

da representação do reservatório completamente misturado. Entretanto, o modelo permite a simulação e análise do impacto sobre a qualidade da água da bacia decorrente da implantação de um conjunto de reservatórios juntamente com outras fontes de poluição pontuais e não pontuais.

Desta forma, o IPH-MGBq demonstrou ser uma ferramenta útil para a simulação de cenários de desenvolvimento, fornecendo resultados coerentes com a realidade da bacia, principalmente em termos de valores médios de concentração no período dos parâmetros analisados.

6.2 Recomendações

Como recomendações para próximos estudos estão:

- a verificação do ajuste do modelo em uma bacia com dados, preferencialmente com características físicas e sócio-econômicas semelhantes a bacia do Taquari-Antas;
- a modelagem unidimensional dos reservatórios, visando uma melhor representação da qualidade da água no trecho do rio em questão e logo a jusante do barramento, principalmente para o oxigênio dissolvido;
- a representação da alça de vazão reduzida gerada por cada reservatório de usina hidrelétrica;
- a modelagem de outros parâmetros de qualidade de água, como sedimentos, temperatura (em reservatórios representados no perfil vertical) e demanda química de oxigênio;
- a consideração do efeito de acumulação de poluentes na superfície da bacia em períodos sem chuva com uma conseqüente lavagem e carreamento deste poluentes no primeiro evento de escoamento superficial;
- o uso de técnicas de geoprocessamento para estimar diferentes cenários de uso do solo, influenciando na geração de cargas difusas;
- a integração do IPH-MGBq a um sistema suporte a decisão no gerenciamento dos recursos hídricos que considere as disponibilidades e demandas quantitativas e qualitativas de água. Este sistema poderia fornecer respostas em termos de possíveis conflitos no uso da água em uma bacia, que serviriam como subsídios à tomada de decisões nos processos de outorga e cobrança;

- a consideração de outras fontes de incerteza, como as séries de variáveis climáticas e a espacialização destes dados e de características físicas da bacia;
- e a elaboração e implementação de um projeto de monitoramento que produzisse séries de concentração de alguns parâmetros de qualidade de água com periodicidade diária. Estas séries, mesmo curtas (como 1 ou 2 meses), facilitariam bastante o entendimento dos sistemas hídricos e permitiriam que se adquirisse uma maior confiança no processo de modelagem matemática da qualidade da água.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ABDULLA, F. A.; LETTENMAIER, D. P., 1997. *Application of regional parameter estimation schemes to simulate the water balance of a large continental river*. *Journal of Hydrology*, vol. 197, n.1-4, pg. 258-285.
- ASCE, 1992. *Design and Construction of Urban Stormwater Management Systems*. American Society of Civil Engineers, EUA.
- BLYTH, E. M., 1997. *Representing heterogeneity at the Southern Super Site with average surface parameters*. *Journal of Hydrology*, vols. 188-189, pg. 869-877.
- BRANCO, S. M., 1991. **A água e o Homem**. In: PORTO, R. L. (org.), Coleção ABRH de Recursos Hídricos. Editora do Estado de São Paulo, v. 3, Parte I, c. 2., São Paulo, SP.
- BRASIL, 1997. **Lei Federal nº 9433 de 08 de Janeiro de 1997**. Regulamenta o inciso XIX do art. 21 da Constituição Federal e altera o art. 1º da Lei nº 8001, de 13 de Março de 1990, que modificou a Lei nº 7990, de 28 de Dezembro de 1989.
- BRASIL, 1986. **Resolução CONAMA nº 20 de 18 de junho de 1986**. Regulamenta a Resolução CONAMA nº 003 de 05 de junho de 1984.
- BREMICKER, M., 1998. *Aufbau eines Wasserhaushaltsmodells für das Weser und das Ostsee Einzugsgebiet als Baustein eines Atmosphären-Hydrologie-Modells*. *Dissertation zur erlangung des Doktorgrades der Geowissenschaftlicher Fakultät del Albert-Ludwigs-Universität*. Freiburg. Juli.
- BRICKNELL, B. R.; IMHOFF, J. C.; KITTLE JR, J. L.; DONIGIAN JR, A. S.; JOHASON, R. C., 1997. **Hydrological Simulation Program – Fortran User’s Manual for Version 11**. Environmental Protection Agency, EUA. Disponível online: www.epa.gov
- BROWN, L. C.; BARNWELL JR, T. O., 1987. **The Enhanced Stream Water Quality Models QUAL2E and QUAL2E-UNCAS: Documentation and User Manual**. Environmental Protection Agency, EUA. Disponível online: www.epa.gov
- CBB, 2004. **Cadastro de Barragens**. Comitê Brasileiro de Barragens. Disponível online: www.cbdb.org.br
- CEEE, 1993. **Inventário Hidrelétrico da Bacia do Rio Taquari-Antas – Relatório Final**. Companhia Estadual de Energia Elétrica, RS.
- CEPIS, 1990. **Metodologias Simplificadas Para la Evaluacion de Eutrofication em Lagos Calidos Tropicales**. Centro Panamericano de Ingenieria Sanitaria y Ciencias del Ambiente.

- CERAN, 2003. **Relatório dos Estudos de Qualidade das Águas da Área de Influência Direta das Barragens Castro Alves, Monte Claro e 14 de Julho**. Companhia Energética Rio das Antas, RS.
- CHAPRA, S. C., 1997. *Surface Water-Quality Models*. Editora McGraw-Hill, Inc., EUA.
- CHELLA, M. R; OTTA, J. J; POUH, P. H. **Simulação Física do Transporte de Sedimentos e Assoreamento em Reservatórios**. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, 15, 2003, Curitiba, Associação Brasileira de Recursos Hídricos.
- CLAPHAN, W. B. *et al.*, 1999. *Human Activities in the drainage basin as sources of nonpoint pollutants*. In: THORNTON, J. A., RAST, W., HOLLAND, M. M., JOLAKAI, G., RYDING, S.-O. (Eds.), *Assessment and Control of Nonpoint Source Pollution of Aquatic Ecosystems*, Ed. UNESCO e Parthenon Publishing, Paris, França.
- CLEMENT, A.; SOMLYÓDY, L. e KONCSOS, L., 1998. *Modeling the Phosphorus Retention of the Kis-Blaton Upper Reservoir*, *Water Science and Technology*, vol. 37, n. 3, pg 113-120.
- COLLISCHONN, W. **Simulação Hidrológica de Grandes Bacias**. Porto Alegre: 2001. Tese (Doutorado em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental), Instituto de Pesquisas Hidráulicas, Universidade Federal do Rio Grande do Sul.
- CONDE, R. C. C. **Fluxos de vapor d'água em um cerrado *sencu stricto* do Distrito Federal**. Brasília: 1995. Tese de Mestrado. Instituto de Ciências Biológicas. Universidade de Brasília. 37p.
- COTTER, A. S.; CHAUBEY, I.; COSTELLO, T. A.; SOERENS, T. S. e NELSON, M. A., 2003. *Water Quality Model Output Uncertainty as Affected by Spatial Resolution of Input Data*. *Journal of the American Water Resources Association*, n. 3001, pg. 977-986. Disponível online: www.sciencedirect.com
- COX, B. A., 2003. *A Review of Currently Available In-Stream Water Quality Models and Their Applicability for Simulating Dissolved Oxygen In Lowland Rivers*. No prelo. *The Science of the Total Environment*. Disponível online: www.sciencedirect.com
- CUNGE J. A.; HOLLY, F. M. e VERVEY, A., 1980. *Practical Aspects of Computational River Hydraulics*. Editora Pitman Publishing Limited, Massachusetts, EUA.
- DETR, 2001. *Sedimentation in Storage Reservoirs – Final Report*. Department of the Environment Transport and the Region, Inglaterra.
- DRH/MAGNA, 1997. **Avaliação Quali-Quantitativa das Disponibilidades e Demandas de Água na Bacia Hidrográfica do Sistema Taquari-Antas, RS**. V.1, Memorial Descritivo, tomos I e II.

- DRH/SEMA, 2002. **Relatório Anual Sobre a Situação dos Recursos Hídricos no Estado do Rio Grande do Sul**. Secretaria Estadual do Meio Ambiente, RS. Disponível *online*: www.sema.rs.gov.br
- DUDA, A. M., 1993. **Addressing Nonpoint Sources of Water Pollution Must Become an International Priority**, *Water Science and Technology*, vol. 28, n. 3-5, pg. 1-11.
- ELETROBRÁS, 1986. **Manual de Estudos de Efeitos Ambientais dos Sistemas Elétricos**, Eletrobrás.
- ELLIS, K. V., 1989. **Surface Water Pollution and Its Control**. Ed. Macmillan Press Ltd, Inglaterra.
- EPA, 2001. **Stream Corridor Restoration**, *The Federal Interagency of Stream Restoration Working Groups*, Environmental Protection Agency, EUA.
- EPA, 2001a. **PLOAD version 3.0 User's Manual**. Environmental Protection Agency, EUA. Disponível *online*: www.epa.gov
- EPA, 2002. **Nacional Management Measures for the Control of Nonpoint Pollution from Agriculture**. Environmental Protection Agency, EUA.
- EPA, 2002a. **Nacional Management Measures for the Control of Nonpoint Pollution from Urban Areas (Draft)**. Environmental Protection Agency, EUA.
- EPA, 2004. **Introduction to TMDL's**. Environment Protection Agency, USA. Disponível *online*: www.epa.gov
- EPA, 2004a. **BASINS (Better Assessment Science Integrating Point and Nonpoint Sources) User's Manual**. Environment Protection Agency, USA. Disponível *online*: www.epa.gov
- ESTEVES, F., 1988. **Fundamentos de Limnologia**. Editora Interciência/FINEP, Rio de Janeiro, RJ.
- FEPAM e GTZ, 1997. **Efluentes Líquidos Industriais: Cargas Poluidoras Lançadas nos Corpos Hídricos no Estado do Rio Grande do Sul**. Fundação Estadual de Proteção Ambiental, RS.
- FEPAM, 1999. **Qualidade das Águas da Bacia Hidrográfica do Rio das Antas e Rio Taquari**. Fundação Estadual de Proteção Ambiental, RS.
- FRANZEN, M. **Análise da Contaminação por Nutrientes, Elementos Maiores e Elementos-traço nas Água e Sedimentos do Arroio Sapucaia – RS**. Porto Alegre: 2001. Dissertação de mestrado. Instituto de Geociências, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 93 pg.
- FONTANA, D. C.; BERLATO, M. A.; BERGAMASCHI, H., 1992. **Alterações micrometeorológicas na cultura da soja submetida a diferentes regimes hídricos**. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, vol 27, n. 5, pg. 661-669.

- GARRISON, P. J. e ASPLUND, T. R., 1993. *Long-term (15 years) Results of NPS Control in an Agricultural Watershed upon a Receiving Lake's Water Quality*. *Water Science and Technology*, vol. 28, n. 3-5, pg. 441-449.
- HONZÁK, M.; LUCAS, R. M.; AMARAL, I.; CURRAN, P. J.; FOODY, G. M.; AMARAL, S., 1996. *Estimation of the leaf area index and total biomass of tropical regenerating forests: comparison of methodologies*. In: Gash, J. H. C.; Nobre, C. A.; Roberts, J. M.; Victoria, R. L. (eds.). *Amazonian deforestation and climate*. Ed. Wiley.
- HUBER, W. C., 1993. *Contaminant Transport in Surface Water*. In: MAIDMENT, D. R. (Ed.). *Handbook of Hydrology*. Editora McGraw-Hill, Inc., c. 14, EUA.
- IBGE, 2004. **Tendências Demográficas** (Tabela 1. Taxa média geométrica de crescimento anual da população residente, segundo as Grandes Regiões e Unidades da Federação). Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Disponível *online*: www.ibge.gov.br
- JOLÁNKAI, G., PANUSKA, J. e RAST, W., 1999. *Modelling of Nonpoint Source Pollutant Loads*. In: THORNTON, J. A., RAST, W., HOLLAND, M. M., JOLAKAI, G., RYDING, S.-O. (Eds.). *Assessment and Control of Nonpoint Source Pollution of Aquatic Ecosystems*. Ed. UNESCO e Parthenon Publishing, Paris, França.
- KABAT, P., DOLMAN, A. J., ELBERS, J. A., 1997. *Evaporation, sensible heat and canopy conductance of fallow savannah and patterned woodland in the Sahel*. *Journal of Hydrology*, vols. 188-189, pg. 494-515.
- KELMAN, J., 2000. *Evolution of Brazil's Water Resources Management System*. In: CANALI, G., CORREIA, F. N., LOBATO, F., MACHADO, E. S. (Eds.). *Water Resources Management*. ABRH e IWRA, Brasil.
- LETCHER, R. A., JAKEMAN, A. J., CALFAS, M., LINFORTH, S., BAGINSKA, B., LAWRENCE, I., 2002. *A Comparison of Catchment Water Quality Models and Direct Estimation Techniques*. *Environmental Modelling & Software*, n. 17, pg 77-85.
- LIANG, X.; LETTENMAIER, D. P.; WOOD, E. F.; BURGESS, S. J., 1994. *A simple hydrologically based model of land surface water and energy fluxes for general circulation models*. *Journal of Geophysical Research*, vol. 99, n. D7, pg. 14415-14428.
- LIMA, L. C. T. M. **Simulação da Qualidade da Água em uma Bacia Hidrográfica: Aplicação a Bacia do Rio Curu (CE)**. Porto Alegre: 1998. Dissertação de Mestrado. Instituto de Pesquisas Hidráulicas, Universidade Federal do Rio Grande do Sul.
- LIU, D. H. F. e LIPTÁK, B. G. (Eds.), 1996. *Environmental Engineer's Handbook*. Ed. Lewis Publishers, NY, EUA.

- LOHMANN, D.; RASCHKE, E.; NIJSSEN, B.; LETTENMAIER, D. P., 1998. **Regional scale hydrology: I. Formulation of the VIC-2L model coupled to a routing model.** *Hydrological Sciences Journal*, vol. 43, n. 1; pg. 131-141.
- MIRANDA, A. C. *et al.*, 1996. **Carbon dioxide fluxes over a cerrado sensu stricto in central Brazil.** In: GASH, J. H. C.; NOBRE, C. A.; ROBERTS, J. M.; VICTORIA, R. L. *Amazonian deforestation and climate.* Ed. Wiley, Chichester, 611p
- MORETTI, L. **Análise da Autodepuração em Cursos D'água:** Aplicação ao Rio dos Sinos. Porto Alegre: 1998. Dissertação de Mestrado. Instituto de Pesquisas Hidráulicas, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 131 pg.
- MULLER, A. C., 1996. **Hidroelétricas, Meio Ambiente e Desenvolvimento.** Ed. McGraw-Hill Ltda., São Paulo, SP.
- NEITSCH, S. L., ARNOLD, J. G., KINIRY, J. R., WILLIAMS, J. R., 2001. **Soil and Water Assessment Tool User's Manual (Draft).** *Agricultural Research Service, EUA.* Disponível online: www.brc.tamus.edu/swat
- NOGUEIRA, V. P. Q., 1991. **Qualidade da Água em Lagos e Reservatórios.** In: PORTO, R. L. (org.), Coleção ABRH de Recursos Hídricos. Editora do Estado de São Paulo, v. 3, Parte I, c. 2., São Paulo, SP.
- NOVOTNY, V. (Ed.); IMHOFF, K. F.; OLTHOF, M.; KRENKEL, P. A.; 1989. **Handbook of Urban Drainage and Wastewater Disposal.** Ed. John Wiley & Sons, EUA;
- NOVOTNY, V., 2003. **Water Quality: Diffuse Pollution and Watershed Management.** Ed. John Wiley & Sons, Inc., NY, EUA.
- OWENS, P. N. e WALLING, D. E., 2001. **The phosphorus content of fluvial sediment in rural and industrialized river basins.** *Water Research*, n. 36, pg. 685-701.
- PETS, G. E., 1984. **Impounded Rivers, Perspectives for Ecological Management.** Editora John Wiley & Sons Ltd., Inglaterra.
- PORTO, M. F. A.; BRANCO, S. M.; LUCA, S. J., 1991. **Caracterização da Qualidade da Água.** In: PORTO, R. L. (org.), Coleção ABRH de Recursos Hídricos. Editora do Estado de São Paulo, v. 3, Parte I, c. 2., São Paulo, SP.
- PORTO, M. F. A., 1995. **Aspectos Qualitativos do Escoamento Superficial em Áreas Urbanas.** In: TUCCI, C. E. M.; PORTO, R. L.; BARROS, M. T. (orgs.). *Drenagem Urbana.* Editora da Universidade, c. 9, Porto Alegre, RS.
- PORTO, M. F. A. e SILVA, A. L. **A Utilização do Modelo WinHSPF no Estudo das Cargas Difusas de Poluição da Bacia do Ribeirão da Estiva, SP.** In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, 15, 2003, Curitiba, Associação Brasileira de Recursos Hídricos.

- PRESS, W. H.; Teukolsky, S. A.; Vetterling, W. T.; Flannery, B. P., 1995. *Numerical Recipes in FORTRAN*. Cambridge University, Inglaterra.
- RAST, 1999. **Introduction**. In: THORNTON, J. A., RAST, W., HOLLAND, M. M., JOLAKAI, G., RYDING, S.-O. (Eds.). *Assessment and Control of Nonpoint Source Pollution of Aquatic Ecosystems*. Ed. UNESCO e Parthenon Publishing, Paris, França.
- RAWLS, W. J.; AHUJA, L. R.; BRAKENSIEK, D. L.; SHIRMOHAMMADI, A., 1993. **Infiltration and soil water movement**. In: MAIDMENT, D. R. (Ed.). *Handbook of Hydrology*. Editora McGraw-Hill, Inc., c. 5, EUA.
- REN, W., ZHONG, Y., MELIGRANA, J., ANDERSON, B., WATT, E., CHEN J., LEUNG, H., 2003. **Urbanization, Land Use and Water Quality in Shanghai**. *Environment International*, n. 29, pg. 649-659. Disponível online: www.sciencedirect.com
- ROBERTS, J. M.; CABRAL, O. M. R.; COSTA, J. P.; MCWILLIAM, A.-L. C.; SÁ, T. D. A., 1996. **An overview of the leaf area index and physiological measurements during ABRACOS**. In: GASH, J. H. C.; NOBRE, C. A.; ROBERTS, J. M.; VICTORIA, R. L. *Amazonian deforestation and climate*. Ed. Wiley, Chichester.
- RYDING, S.-O. e THORNTON, J. A., 1999. **Types of Aquatic Pollutants Impacts on Water Quality and Determination of Critical Levels**. In: THORNTON, J. A., RAST, W., HOLLAND, M. M., JOLAKAI, G., RYDING, S.-O. (Eds.). *Assessment and Control of Nonpoint Source Pollution of Aquatic Ecosystems*. Ed. UNESCO e Parthenon Publishing, Paris, França.
- SEMA/FEPAM, s/d. **Diagnóstico Ambiental da Bacia do Taquari-Antas**. Secretaria Estadual do Meio Ambiente e Fundação de Proteção ao Meio Ambiente, RS.
- SHUTTLEWORTH, W. J., 1993. **Evaporation**. In: MAIDMENT, D. R. (Ed.). *Handbook of Hydrology*. Editora McGraw-Hill, Inc., c. 4, EUA.
- SILVEIRA, A. L. L. da, 2000. **Simulação Hidrológica Estocástica**. Instituto de Pesquisas Hidráulicas. Universidade Federal do Rio Grande do Sul.
- SINCOCK, A. M., WHEATHER, H. S. e WHITEHEAD, 2003. **Calibration and Sensitivity Analysis of a River Water Quality Model Under Unsteady Flow Conditions**. *Journal of Hydrology*, n. 277, pg. 214-229.
- SOLER-LÓPEZ, L. R. **Sedimentation Survey Results of the Principal Water Supply Reservoirs of Puerto Rico**. In: *CARIBBEAN ISLANDS WATER RESERVOIR CONGRESS*, 6, 2001, Porto Rico.
- SUDERHSA, 1997. **Modelo de Qualidade de Água do Alto Iguaçu**. Superintendência de Desenvolvimento de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental, Curitiba, PR.

- THOMANN, R. V. e MUELLER, J. A., 1987. *Principles of Surface Water Quality Modeling and Control*, Harper & Row Publishers, Inc., NY.
- TODINI, E., 1996. *The ARNO rainfall – runoff model*. *Journal of Hydrology*, vol. 175 pg. 293-338.
- TODOROVIC, M., 1999. *Single-layer evapotranspiration model with variable canopy resistance*. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering*, vol. 125, n. 5, pg. 235-245.
- TONDESKY, A., 1996. *Landuse-based Nonpoint Source Pollution. A Threat to Water Resources in Developing Countries*. *Water Science and Technology*, vol. 33, n. 4-5, pg. 53-61.
- TONG, S. T. Y., CHEN, W., 2002. *Modeling the Relationship Between Land Use and Surface Water Quality*. *Journal of Environmental Management*, n. 66, pg 377-393.
Disponível online: www.sciencedirect.com
- TUCCI, C. E. M., 1998. **Modelos Hidrológicos**. Editora da Universidade, Porto Alegre, RS.
- TUCCI, C. E. M. e BENETTI, A., 2001. **Identificação Preliminar de Áreas Críticas de Qualidade da Água Decorrentes da Implantação de Hidrelétricas na Bacia dos Rios Taquari-Antas – Relatório Final**. Fundação Estadual de Proteção ao Meio-Ambiente, Fepam, RS.
- TUCCI, C. E. M., COLLISCHONN, W. e LARENTIS, D. G., 2003. **Desenvolvimento e Aplicação de Modelo Matemático com Base para Gerenciamento dos Recursos Hídricos na Bacia Hidrográfica do Rio Taquari-Antas**. IPH-UFRGS, rp. 2., Porto Alegre, RS.
- VON SPERLING, M., 1995. **Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias**. Ed. SEGRAC, v. 1, Belo Horizonte, MG.
- WALLING, D. E., 1997. *The response of sediment yields to environmental change*. In: WALLING, D. E e PROBST, J. –L. (Eds.). *Human Impact on Erosion and Sedimentation*. *International Association of Hydrological Sciences*, n. 245, pg. 77-89.
- WIGMOSTA, M. S.; VAIL, L. W.; LETTENMAIER, D. P., 1994. *A distributed hydrology-vegetation model for complex terrain*. *Water Resources Research*, vol. 30, n. 6, pg. 1665-1679.
- WOOD, E. F.; LETTENMAIER, D. P.; ZARTARIAN, V. G., 1992. *A land surface hydrology parameterization with subgrid variability for general circulation models*. *Journal of Geophysical Research*, vol. 97, n. D3, pg. 2717-2728.
- WURBS, R. A. e JAMES, W. P., 2002. *Water Resources Engineering*. Ed. Prentice Hall, 2002.

ANEXO A
MUNICÍPIOS DA BACIA DO TAQUARI-ANTAS

Tabela A.1 Municípios com suas respectivas populações e percentagem da população urbana na bacia do Taquari-Antas. (Fonte: DRH/SEMA, 2002)

Município	População na bacia (hab)	% população urbana
Água Santa	3.790	28
André da Rocha	1.113	34
Anta Gorda	6.327	29
Antônio Prado	12.918	65
Arroio do Meio	16.951	75
Arvorezinha	10.262	52
Barão	5.397	42
Barros Cassal	11.347	29
Bento Gonçalves	88.911	89
Boa Vista do Sul	2.840	11
Bom Jesus	12.014	70
Bom Retiro do Sul	10.788	77
Boqueirão do Leão	7.825	19
Brochier	4.372	28
Camargo	2.498	35
Cambará do Sul	6.840	45
Campestre da Serra	3.170	33
Canudos do Vale	1.975	0
Capão Bonito do Sul	1.909	0
Capitão	2.565	33
Carlos Barbosa	20.519	74
Casca	8.440	49
Caseiros	2.861	35
Caxias do Sul	360.419	93
Ciríaco	5.252	39
Colinas	2.462	42
Coqueiro Baixo	1.601	0
Coronel Pilar	1.883	0
Cotiporã	4.093	46
Cruzeiro do Sul	11.664	53
David Canabarro	4.740	30
Dois Lajeados	3.224	38
Doutor Ricardo	2.128	21
Encantado	18.528	87
Esmeralda	3.120	44
Estrela	27.401	83
Fagundes Varela	2.471	44
Farroupilha	55.308	77
Fazenda Vilanova	2.833	43
Flores da Cunha	23.678	60
Fontoura Xavier	11.473	29
Forquetinha	2.618	0
Garibaldi	26.460	82
General Câmara	8.737	59
Gentil	1.771	27
Guabiju	1.749	36

Continua na página seguinte.

Município	População na bacia (hab)	% população urbana
Guaporé	20.064	88
Ibiraiaras	7.163	44
Ibirapuitã	4.221	37
Ilópolis	4.255	41
Imigrante	2.991	32
Ipê	5.456	43
Itapuca	2.691	17
Jaquirana	4.814	59
Lagoa Vermelha	27.924	79
Lajeado	59.807	94
Maratá	2.513	26
Marau	28.361	81
Marques de Souza	4.241	35
Mato Castelhano	2.454	16
Mato Leitão	3.210	40
Montauri	1.684	29
Monte Alegre dos Campos	3.040	4
Monte Belo do Sul	2.880	22
Montenegro	54.247	89
Muçum	4.728	78
Muitos Capões	2.867	30
Muliterno	1.768	23
Nova Alvorada	2.757	29
Nova Araça	3.236	62
Nova Bassano	7.836	51
Nova Bréscia	3.100	33
Nova Pádua	2.396	22
Nova Prata	18.344	79
Nova Roma do Sul	3.032	40
Paráí	6.020	47
Passo do Sobrado	5.566	17
Passo Fundo	168.458	97
Paverama	7.744	47
Pinto Bandeira*	2.575	64
Poço das Antas	1.946	38
Pouso Novo	2.195	29
Progresso	6.497	24
Protásio Alves	2.112	17
Putinga	4.629	29
Relvado	2.157	28
Roca Sales	9.278	49
Salvador do Sul	5.714	46
Santa Clara do Sul	4.806	36
Santa Cruz do Sul	107.632	87
Santa Tereza	1.768	31
Santo Antônio do Palma	2.207	22
São Domingos do Sul	2.831	52
São Francisco de Paula	19.725	62
São Jorge	2.875	41
São José do Herval	2.530	29
São José dos Ausentes	3.104	49
São Marcos	18.958	83

Continua na página seguinte.

Município	População na bacia (hab)	% população urbana
São Pedro da Serra	2.843	42
São Valentim	2.140	38
Serafina Corrêa	10.894	77
Sério	2.706	21
Sinimbu	10.210	12
Soledade	29.727	79
Tabaí	3.563	29
Taquari	25.887	80
Teutônia	21.144	76
Travesseiro	2.349	0
Triunfo	22.166	58
União da Serra	1.908	15
Vacaria	57.341	91
Vale Verde	3.057	22
Vanini	1.887	45
Venâncio Aires	61.234	59
Veranópolis	19.466	82
Vespasiano Correa	2.209	15
Vila Flores	3.086	34
Vila Maria	4.173	39
Vista Alegre do Prata	1.618	22
Westfália	2.606	0

* Reintegrado a Bento Gonçalves em agosto de 2003 por decisão judicial.

ANEXO B
DADOS OBSERVADOS DE QUALIDADE DE ÁGUA NA BACIA DO TAQUARI-ANTAS

Tabela B.1. Diagrama de falhas das séries de concentração observadas dos parâmetros de qualidade de água na bacia do rio Taquari-Antas, no período de 1993 a 2002. (dados: Fepam)

	1993		1994				1995				1996				1997				1998				1999				2000				2001				2002		
	09	12	03	06	09	12	03	06	09	12	03	06	09	12	03	06	09	12	03	06	09	12	03	06	09	12	03	06	09	12	03	06	09				
TA 004																																					
TA 077																																					
TA 133																																					
TA 125																																					
TA 166																																					
TA 196																																					
TA 265																																					
TA 275																																					
TA 451																																					
TA 491																																					

Tabela B.2. Dados observados de concentração de DBO (mg.L^{-1}) na bacia do Taquari-Antas do período de 1993 a 2002. (dados: Fepam)

	1993		1994				1995				1996				1997				1998				1999				2000				2001				2002								
	09	12	03	06	09	12	03	06	09	12	03	06	09	12	03	06	09	12	03	06	09	12	03	06	09	12	03	06	09	12	03	06	09										
TA 004	2,0	2,0	13,0		1,0	3,0	1,0	1,0	2,0		1,0	2,0	2,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0										
TA 077	4,0	2,0	6,0		1,0	1,0	1,0	1,0	4,0		2,0	3,0	2,0	2,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	2,0		1,0	1,0	2,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0									
TA 133																																											
TA 125	5,0	2,0	2,0		1,0	5,0	1,0	1,0	5,0		1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	2,0	2,0		1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0									
TA 166	2,0	1,0	1,0	1,0	1,0	2,0	1,0	1,0	2,0		2,0	2,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0		1,0	1,0	4,0	1,0	1,0	2,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0									
TA 196																																				1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	
TA 265																																					4,0	2,0	3,0	1,0	1,0	1,0	1,0
TA 275	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	3,0		1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0		1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	2,0	2,0	1,0	1,0	2,0	2,0	1,0	1,0	2,0	1,0	1,0	1,0	1,0			
TA 451	1,0	1,0	1,0	1,0	2,0	1,0	2,0	6,0	3,0		1,0	2,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	3,0		1,0	1,0	5,0	2,0	1,0	2,0	1,0	2,0	1,0	1,0	2,0	2,0	1,0	2,0	2,0	2,0	2,0	2,0	2,0			
TA 491	1,0	3,0	1,0	2,0	1,0	2,0	1,0	1,0	2,0		1,0	2,0	2,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0		1,0	1,0	2,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	2,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0			

Tabela B.3. Dados observados de concentração de OD (mg.L^{-1}) na bacia do Taquari-Antas do período de 1993 a 2002. (dados: Fepam)

	1993		1994				1995				1996				1997				1998				1999				2000				2001				2002				
	09	12	03	06	09	12	03	06	09	12	03	06	09	12	03	06	09	12	03	06	09	12	03	06	09	12	03	06	09	12	03	06	09						
TA 004	8,1	8,7	7,5	11,4	7,0	8,4	7,8	10,6	7,1		11,6	8,6	8,5	5,7	6,5	8,6	7,9	7,6	8,0	10,1		6,2		10,0	7,9	7,2	6,4	8,6	7,3	8,0	7,0	5,4	4,9	4,2	2,3	6,9			
TA 077	9,7	9,4	7,3	10,2	9,3	6,9	6,8	9,8	6,4		8,6	8,2	8,2	6,5	7,0	8,4	9,2	7,3	7,3	9,9		5,4		9,4	7,3	6,8	6,4	8,9	7,6	7,2	7,0		5,1	4,5	2,0	6,8			
TA 133																																							
TA 125	9,9	9,4	8,0	10,6	9,4	6,7	8,7	6,4	6,9		9,3	7,0	7,8	6,2	6,2	8,3	9,1	5,8	7,6	6,8		4,6	6,5	8,7	7,6	8,0	6,8	8,9	8,6	7,8									
TA 166	10,5	8,5	9,7	9,2	9,8	8,0	9,4	6,3	7,3		9,6	8,0	8,2	6,8	6,4	8,5	9,4	6,2	7,8	7,1		4,6	7,2	8,7	7,7	8,3	7,9	6,5	16,3	7,2									
TA 196																																							
TA 265																																							
TA 275	10,5	9,3	9,3	9,0	10,2	7,5	9,6	6,8	6,8		10,6	7,7	8,7	7,6	7,9	9,3	9,0	6,3	8,0	7,6		4,8	7,4	9,2	9,2	7,9	8,0	6,8	12,5	7,0	8,0	8,1	9,0	7,2	6,7	9,7	8,1		
TA 451	9,6	9,1	8,3	12,2	9,8	8,8	9,0	11,0	7,9		10,1	8,1		6,8		6,8	9,5	8,4	7,0	13,2		6,6		9,0	7,1	8,7	8,2	6,9	15,5	8,0	8,7	9,1	8,3	7,9		9,8	6,5		
TA 491	9,9	10,4	8,4	12,0	9,4	10,5	10,6	10,8	7,2		10,6	8,9		7,2		8,3	8,5	10,5	5,7	12,8		6,6		9,5	9,6	10,0	9,7	5,6	14,3	7,0	9,2	10,3	11,8	5,9	9,2	11,0	5,6		

Tabela B.4. Dados observados de concentração de nitrogênio total (mg.L^{-1}) na bacia do Taquari-Antas do período de 1993 a 2002. (dados: Fepam)

	1993		1994				1995				1996				1997				1998				1999				2000				2001				2002					
	09	12	03	06	09	12	03	06	09	12	03	06	09	12	03	06	09	12	03	06	09	12	03	06	09	12	03	06	09	12	03	06	09	12	03	06	09			
TA 004	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,75	0,71	0,71	0,94		0,54	0,54	0,5	0,5	0,5	0,56	0,61	0,5	0,4			0,63	0,514	0,5	0,5	0,75	0,5	0,5	0,71	0,5	0,66	0,18	0,75	0,77	0,77	0,65				
TA 077	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,75	0,75	1,29	1,12		0,5	0,6	0,52	0,78	0,78	0,5	0,5	0,5	0,28	1,27		0,58	0,519	0,5	0,5	0,61	0,5	0,75	0,87	0,5	0,67	0,0	0,71	0,75	0,73	0,64				
TA 133																																								
TA 125	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	0,84	0,5	1,15	1,0		<0,5	0,63	<0,5	<0,5	<0,5	0,63	0,63	0,6	0,56	0,87		0,38	<0,5	<0,5	<0,5	0,59	<0,5	0,73	0,95	<0,5										
TA 166	<0,5	<0,5	0,21	0,73	0,51	0,57	0,54	1,34	0,79		<0,5	0,71	<0,5	<0,5	<0,5	0,6	0,66	<0,5	0,16	<0,5			<0,5	2,35	<0,5	0,56	<0,5	<0,5	0,86	0,66										
TA 196																																								
TA 265																																								
TA 275	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,69	0,77		0,5	0,52	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,22	0,5			0,5	0,5	0,5	0,5	0,53	0,5	0,61	0,5	0,62	0,13	0,52	0,61	0,63	0,59	0,62		
TA 451	0,5	0,5	0,5	0,5	0,68	0,64	0,5	0,9	0,92		0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,2	0,93		0,42	0,5	0,5	0,5		0,5	0,5	0,52	0,5	1,3	0,12	0,52	0,59		0,61	0,82			
TA 491	1,25	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5		0,5	0,63	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,03	0,5		0,21	0,5	0,5	0,5		0,5	0,5	0,5	0,5	0,72	0,17	0,56	0,57	0,64	0,56	0,59		

Tabela B.5. Dados observados de concentração de fósforo total (mg.L^{-1}) na bacia do Taquari-Antas do período de 1993 a 2002. (dados: Fepam)

	1993		1994				1995				1996				1997				1998				1999				2000				2001				2002						
	09	12	03	06	09	12	03	06	09	12	03	06	09	12	03	06	09	12	03	06	09	12	03	06	09	12	03	06	09	12	03	06	09	12	03	06	09				
TA 004	0,14	0,08	0,06	0,05	0,07	0,12		0,13			0,06	0,09	0,05	0,01	0,04	0,13	0,06	0,03	0,05	0,07		0,01	0,04	0,06	0,05		0,07	0,10	0,13	0,09	0,09	0,11	0,12	0,09	0,06	0,08					
TA 077	0,18	0,05	0,04	0,02	0,05	0,49		0,20	0,20		0,05	0,10	0,06	0,12	0,13	0,14	0,05	0,04	0,03	0,27		0,06	0,06	0,05	0,06		0,08	0,19	0,10	0,16	0,15		0,10	0,05	0,11	0,04					
TA 133																																									
TA 125	0,18	0,05	0,06	0,03	0,04	0,20		0,17	0,19		0,04	0,10	0,03	0,05	0,05	0,12	0,03	0,03	0,05	0,16		0,05	0,07	0,06	0,05		0,05	0,17	0,09	0,08											
TA 166	0,06	0,04	0,02	0,03	0,07	0,10		0,27	0,17		0,03	0,10	0,02	0,08	0,02	0,04	0,04	0,02	0,03	0,03		0,04	0,02	0,28	0,05		0,05	0,06	0,15	0,05											
TA 196																																									
TA 265																																									
TA 275	0,05	0,04	0,04		0,04	0,06		0,11	0,08		0,04	0,05	0,01	0,04	0,04	0,07	0,03	0,02	0,03	0,01		0,02	0,01	0,03	0,01		0,17	0,03	0,09	0,04	0,19	0,16	0,05	0,05	0,04	0,05					
TA 451		0,02	0,05	<0,01	0,05	0,03	0,01	0,05	0,05		0,03	0,02	0,01	0,02	0,01	0,03	0,02	0,01	0,01	0,10		0,01	0,03	0,01	0,01		0,01	0,02	0,23	0,24	0,25	0,23	0,18	0,03		0,08					
TA 491	0,01	0,01	0,07	0,01	0,08	0,04	0,01	0,01	0,02		0,01	0,01	0,01	0,02	0,02	0,02	0,03	0,01	0,01	0,03		0,02	0,02	0,01	0,01		0,08	0,03	0,02	0,05	0,05	0,05	0,29	0,04	0,02	0,02					

Tabela B.6. Dados observados de concentração de coliformes fecais ($10^3 \text{org.}100\text{mL}^{-1}$) na bacia do Taquari-Antas do período de 1993 a 2002. (dados: Fepam)

	1993		1994				1995				1996				1997				1998				1999				2000				2001			2002				
	09	12	03	06	09	12	03	06	09	12	03	06	09	12	03	06	09	12	03	06	09	12	03	06	09	12	03	06	09	12	03	06	09					
TA 004	5,00		0,13	0,7	0,03	0,03	3,00	0,8	1,3		0,01	0,5	0,13	0,02	1,6	0,3	0,11	0,03	0,17	1,6		0,30	0,01	0,08	0,02	0,09	0,02	0,30	9,00	0,06	0,61	1,20	1,30		0,07	0,5		
TA 077	50,0		0,5	9,00	3,00	16,0	3,00	16,0	5,00		0,7	1,3	8,00	1,6	1,6	1,6	9,00	1,6	0,9	1,6		0,55	0,32	0,77	0,44	0,46	0,49	1,60	9,00	0,35	3,80		1,40		1046	2,1		
TA 133																																						
TA 125	13,0		0,05	0,8	0,13	9,00	16,0	16,0			0,8	0,5	0,5	0,9	1,6	1,6	2,2	0,5	0,5	1,6		1,60	1,90	0,35	0,77	0,46	1,50	1,60	9,00	0,05								
TA 166	7,00	0,17	0,13	3,00	0,03	0,3	0,05	16,0	1,7		0,05	0,5	0,01	0,08	0,03	0,5	0,8	0,24	0,22	0,04		0,05	0,02	1,20	0,04	0,01	0,39	0,50	16,0	0,13								
TA 196																																						
TA 265																																						
TA 275	2,7	2,2	0,80	8,00	0,03	5,00	0,05	9,00			5,00	0,04	0,03	0,08	0,05	0,30	0,22	0,22	1,60	1,60		0,03	0,20	0,13	0,01	0,01	2,40	0,50	2,8	0,19	7,2	2,9	1,00		0,20	0,70	0,16	
TA 451		0,3	0,00	0,05	0,00	0,30	0,00	1,10	2,40		0,02	0,17	0,00	0,02	0,00	0,05	0,02	0,05	0,11	1,60		0,01	1,50		0,08	0,00	0,08	0,00	1,7	0,14	2,4	2,4	0,1				0,16	0,03
TA 491	0,11	0,3	0,05	0,06	0,00	0,30	0,11	0,50	0,50		0,24	0,00	1,60	0,11	0,08	0,08	0,02	0,08	0,30	0,90		0,07	0,15		0,11	0,03	0,58	0,03	0,5	0,11	9,2	0,73	0,1		0,69	0,04	0,02	

ANEXO C
USINAS HIDRELÉTRICAS INVENTARIADAS E CONSIDERADAS PELO MODELO

Tabela C.1. Relação e algumas características das 55 inventariadas na bacia do Taquari-Antas e consideradas pelo modelo. (Fonte: CEEE, 1993)

Código	Nome	Potência (MW)	Coord. Barramento (utm)		Volume útil (Hm³)	Tempo de Detenção (dia)	Área de Drenagem (Km²)	Área máxima do reservatório (Km²)	Viabilidade
			X	Y					
ANT - 1B	Muçum	112,0	432500	6781000	86,90	3	15923	12,8	Viável
ANT - II A	14 de Julho	100,0	448100	6789600	29,70	1	12775	5,7	Construção
ANT - III '	Monte Claro	130,0	455000	6790100	6,60	0	12132	1,11	Construção
ANT - IV'	Castro Alves	130,0	463600	6790600	116,00	10	7776	4,5	Construção
ANT - V	São Marcos	57,0	493300	6807300	13,00	1	6902	2,3	Não viável
ANT - VI	São Bernaro	16,0	496500	6810500	3,00	0	6433	0,6	Não viável
ANT - VII	São Manoel	51,0	511200	6812300	18,70	2	6379	2,6	Não viável
ANT - VIII	São José	17,5	517200	6811700	2,00	0	5247	0,4	Não viável
ANT - IX	Espigão Preto	34,0	524900	6815800	10,80	2	4255	2,1	Não viável
ANT - X	Serra dos Cavalinhos	45,0	533500	6814300	15,80	3	3874	1,7	Viável
ANT - XI	Passo do Meio	30,0	543300	6815600	10,50	2	3529	1,77	Operando
ANT - XII	A. Pezzi	15,6	549500	6813300	17,60	5	1952	3,1	Viável
ANT - XIV	Quebrada Funda	12,0	562700	6811400	9,50	3	1526	1,54	Viável
ANT - XVI	Matemático	3,0	573600	6811400	1,80	2	491	0,18	Não viável
ANT - XVII'	Piraquete	1,9	578300	6810500	1,40	2	401		Não viável
GUA - II	Monte Cucco	0,0	407900	6800600	7,40	2	2058	1	Não viável
GUA - III	Monte Bérico	30,0	404600	6801300	5,80	1	1975	1,03	Não viável
GUA - IV	Pulador	6,3	395200	6817300	2,30	1	1601	0,48	Não viável
GUA - VI	Arranca Toco	1,6	377450	6844600	1,70	1	565	0,6	Não viável
GUA - VII	Nova Esperança	1,9	375400	6848000			261		Não viável
CAR - I	Cotiporã	13,0	422900	6798300	2,40	55	2293	0,46	Viável
CAR - II	Linha Emília	13,0	420360	6802500	7,10	163	2286	1,2	Viável
CAR - III	Autódromo	12,0	415800	6813060	2,60	77	1781	4,3	Viável
CAR - IV	São Paulo	8,4	418350	6818655	1,60	50	1697	0,33	Viável
CAR - V	Boa Fé	9,3	416980	6823700	3,30	113	1616	0,58	Viável
CAR - VI	Caçador	15,0	415920	6827570	18,40	598	1529	5,96	Viável

Continua na página seguinte.

Código	Nome	Potência (MW)	Coord. Barramento (utm)		Volume útil (Hm³)	Tempo de Detenção (dia)	Área de Drenagem (Km²)	Área máxima do reservatório (Km²)	Viabilidade
			X	Y					
PRA - I	Jararaca	41,0	454460	6803360	4,70	69	3652	0,72	Viável
PRA - II	Ilha	36,0	456100	6806200	9,60	143	3617	1,76	Viável
PRA - IV	Serrinha	2,3	449250	6815900	0,01	1	493	0,02	Viável
PRA - V	Pratinha	5,0	448750	6817670	0,37	37	474	0,08	Viável
PRA - VII	Rio Branco	1,9	445300	6825500	0,80	99	383	0,3	Viável
TUR - I'	Primavera	36,0	458000	6817000	13,80	264	2923	1,7	Não viável
TUR - IV	Santa Carolina	7,8	460890	6836250	0,70	32	1122	0,14	Viável
TUR - V	Chimarrão	8,2	460890	6838000	1,15	53	1114	0,3	Viável
TUR - VII	Jardim	5,0	460800	6842100	1,00	49	1045	0,4	Viável
TUR - VIII	Volta Longa	2,2	459550	6847600	2,60	269	453	1	Viável
TUR - IX	Passo da Pedra	1,5	454750	6856100	8,00	1129	333	3,3	Não viável
ITM - I	Saltinho	19,5	466700	6835700	1,96	84	1197	0,38	Viável
ITM - III	Morro Grande	7,4	469700	6840650	0,36	25	673	0,47	Viável
ITM - IV	Cinco Cachoeiras	1,2	469500	6844250	0,10	7	636	0,08	Viável
SRI - I	São Pedro	2,3	463450	6844500	0,90	76	555	0,4	Viável
SRI - II	Entre Rios	1,8	464160	6846000	0,25	22	527	0,11	Viável
SRI - III	Lajeado Bonito	1,2	465200	6852710	1,50	140	505	0,71	Viável
SRI - IV	Boqueirão	2,7	467000	6863300	16,00	1699	441	3,5	Viável
SRI - V	Vacaria	1,4	471750	6868380			319		Viável
LGR - II	Palanquinho	6,0	518850	6802400	0,68	44	787	0,09	Viável
LGR - III	Criúva (Faz. Velha)	2,9	519070	6797150			738		Viável
LGR - V	Cazuza Ferreira	9,1	530700	6789000	7,62	919	429	2,65	Viável
LGR - VI	Matreiro	2,0	534750	6786700	1,00	139	368	1,64	Viável
LGR - VII	Bururi	1,7	537650	6781850	0,34	57	309	0,192	Viável
STO - I	Pião	3,0	524600	6812500			277		Viável
CAM - I	Chapéu	1,9	570720	6800200	0,90	62	745	0,09	Viável
CAM - II	Grotão	5,2	575350	6787700	3,00	694	252	0,8	Não viável
SAN - I'	Boa Vista	1,4	580000	6798650	0,50	68	379	0,15	Não viável
SAN - II	(Potreiro)	1,4	585250	6798400	0,90	153	301	0,3	Não viável

ANEXO D

CLASSIFICAÇÃO DAS INDÚSTRIAS CONSIDERADAS NO MODELO DE CARGAS

As 322 indústrias consideradas no modelo de cargas pontuais estão na tabela D.1. À cada tipologia industrial está associada uma concentração de poluentes, conforme a tabela 3.1. A carga de poluentes é obtida, para cada indústria, a partir de suas respectivas vazões de efluentes e destas concentrações, através da equação 3.1.

Tabela D.1 Classificação das indústrias cadastradas na bacia do Taquari-Antas (DRH/Magna, 1997) consideradas com potencial poluidor e respectivas vazões de efluentes.

Indústria	Tipologia industrial	Vazão (m ³ /s)
Águas Minerais Fontes De Miranda	Bebidas	3,81E-05
Abastecedora Teutônia Ltda	utilidade pública	2,05E-04
Adega Reunidas Cavaleri	Bebidas	5,00E-04
Antoni S/A Maq, E Imp, Agrícolas	Metal	1,61E-04
Aristocrata Industria De Móveis Ltda	Metal	5,00E-04
Artecil S/A	utilidade pública	1,76E-05
Artecil S/A	utilidade pública	1,76E-05
Artefatos De Metais Sebem	Metal	3,40E-04
Artefatos De Metal Condor Ltda	Metal	4,76E-05
Associação Atlética Certel	Metal	3,10E-04
Auto Posto Comboio Ltda	utilidade pública	1,06E-04
Avipal S,A,	Alimentos	2,59E-03
Avipal S,A,	Alimentos	2,59E-03
Avipal S,A,	Alimentos	2,59E-03
Avipal S,A,	Alimentos	2,12E-03
Avipal S,A,	Alimentos	2,12E-03
Avipal S,A,	Alimentos	1,02E-03
Azaléia Ind, E Com, Ltda	Couros	6,43E-05
Bebidas Feuki Ltda	Bebidas	7,86E-04
Bebidas Feuki Ltda	Bebidas	7,86E-04
Bebidas Verasul Ltda	Bebidas	4,76E-04
Bertolini Giongo E Cia Ltda	Alimentos	5,00E-05
Bertolini, Giongo E Cia Ltda	Química	7,86E-05
Bochi Comércio E Transporte De Cereais Ltda	Alimentos	0,00E+00
Bochi Comércio E Transporte De Cereais Ltda	Alimentos	0,00E+00
Bones Do Brasil Ind, Com, Brinquedos S/A	Têxtil	6,43E-06
Braspomi - Fruticultura E Frigorificação Ltda,	Alimentos	1,86E-04
Britagem Taquari Ltda (Concesul)	Metal	1,79E-04
Calçados Reifer Ltda	Couros	1,31E-03
Calçados Reifer Ltda	Couros	1,25E-03
Cantina Veneza	Bebidas	3,27E-04
Cantina Veneza	Bebidas	3,27E-04

Casa Valduga (Cantina)	Bebidas	1,19E-04
Celulose Cambara	Papel	2,00E-01
Cemar Comp, Elétricos Ltda	Metal	1,20E-03
Cemar Comp, Elétricos Ltda	Metal	1,20E-03
Cerâmica Palavro Ltda	utilidade pública	1,05E-04
Cerâmica Palavro Ltda	utilidade pública	1,05E-04
Cerealista Dal Pool Ltda	Alimentos	0,00E+00
Cerealista Dal Pool Ltda	Alimentos	0,00E+00
Comercial De Carnes Blau Ltda	Alimentos	0,00E+00
Companhia Minuano Alimentos	Alimentos	1,37E-03
Companhia Minuano De Alimentos	Alimentos	1,37E-03
Companhia Minuano De Alimentos	Alimentos	1,37E-03
Companhia Minuano De Alimentos	Alimentos	1,37E-03
Companhia Minuano De Alimentos	Alimentos	1,37E-03
Companhia Minuano De Alimentos	Alimentos	1,21E-03
Companhia Minuano De Alimentos	Alimentos	9,11E-04
Companhia Minuano De Alimentos	Alimentos	6,58E-04
Companhia Minuano De Alimentos	Alimentos	1,05E-03
Concrebras S/A	utilidade pública	2,79E-05
Concrebras S/A	utilidade pública	7,43E-05
Coop Vinícola São Pedro Ltda	Bebidas	7,44E-05
Coop Vinícola São Pedro Ltda	Bebidas	7,44E-05
Coop, Agrop, Westfaliana Ltda	Alimentos	1,19E-04
Coop, Agrop, Westfaliana Ltda	Alimentos	1,19E-04
Coop, Pompéia	Bebidas	1,90E-04
Coop, São João Ltda	Bebidas	2,14E-04
Coop, Vinicola Aurora Ltda	Bebidas	1,00E-04
Cooperativa Agricola Alfredo Chavense Ltda	Bebidas	3,10E-04
Cooperativa De Consumo E Distribuição Do Sul Ltda	Alimentos	4,52E-04
Cooperativa De Consumo E Distribuição Do Sul Ltda	Alimentos	4,52E-04
Cooperativa Dos Suinocultores De Encantado Ltda	Alimentos	6,50E-04
Cooperativa Dos Suinocultores De Encantado Ltda	Alimentos	6,50E-04
Cooperativa Dos Suinocultores De Encantado Ltda	Alimentos	2,50E-04
Cooperativa Regional Agrop, Languiru Ltda	Alimentos	3,00E-04
Cooperativa Regional Agropecuária Languirú Ltda	Alimentos	1,47E-03
Cooproleite- Cooperativa Dos Produtores De Leite	Alimentos	2,50E-04
Cooproleite- Cooperativa Dos Produtores De Leite	Alimentos	2,50E-04
Cortume Vari Costa Ltda	Couros	4,52E-05
Cortume Vari Costa Ltda	Couros	4,52E-05
Cosuel	Alimentos	9,00E-05
Cosuel	Alimentos	9,00E-05
Couros Bom Retiro Ltda	Couros	3,14E-04
Couros Bom Retiro Ltda	Couros	3,14E-04
Couros Bom Retiro Ltda	Couros	2,36E-04
Couros Bom Retiro Ltda	Couros	1,31E-04
Couros Bom Retiro Ltda	Couros	3,00E-04
Couros Bom Retiro Ltda	Couros	3,00E-04
Cromofix Cromo Duro Ltda	Química	1,19E-04
Curtume Aimoré S,A,	Couros	1,74E-04
Curtume Aimoré S,A,	Couros	1,74E-04
Curtume Aimoré S,A,	Couros	9,76E-05
Curtume Aimoré S,A,	Couros	4,52E-05
Curtume Aimore S/A	Couros	2,00E-03
Curtume Aimore S/A	Couros	5,83E-04

Curtume Aimore S/A	Couros	2,00E-03
Curtume Bertoldo	Couros	5,36E-03
Curtume Blue E Semi Ltda	Couros	5,24E-04
Curtume Caxiense Ltda	Couros	3,10E-04
Curtume Caxiense Ltda	Couros	3,10E-04
Curtume Caxiense Ltda,	Couros	7,93E-05
Curtume Colinas Ltda	Couros	2,05E-04
Curtume Koefender	Couros	5,09E-04
Curtume Koefender	Couros	5,09E-04
D, Zambon E Cia, Ltda,	utilidade pública	2,10E-04
Defensa S,A,	alimentos	0,00E+00
Distr, De Bebidas F, Antonio Chiamulera Ltda	bebidas	1,67E-04
Distrib,De Deriv, De Petróleo Slomp/Matielo Ltda,	utilidade pública	8,00E-04
Eberle S,A,	Metal	2,07E-04
Eberle S,A,	Metal	2,07E-04
ELOBRAS Indústria DE Plásticos LTDA	Metal	3,33E-05
Embrapa - Centro Nacional De Pesq, Da Uva E Vinho	utilidade pública	2,38E-05
Engemix S/A	utilidade pública	4,29E-05
Enxuta S,A,	Metal	1,57E-04
Enxuta S/A	Metal	6,25E-04
Enxuta S/A	Metal	4,53E-04
Ernesto Zanrosso Industria Do Vinho Ltda	bebidas	1,57E-04
Esquadrias Baiana Ltda	Metal	1,29E-04
Expresso Azul De Transporte S,A,	utilidade pública	9,00E-04
Fábrica DE REFRIGERANTES D'VERÃO LTDA	bebidas	1,13E-03
Faprol Ltda	utilidade pública	1,88E-05
Faros Ind, De Farinha De Ossos Ltda	alimentos	1,17E-04
Faros Ind, De Farinha De Ossos Ltda	alimentos	1,17E-04
Frango Nosso Ind, E Com, De Frangos Ltda	alimentos	3,00E-04
FRANGOSUL Agroavícola IND, S/A	alimentos	4,76E-04
FRANGOSUL Agroavícola IND, S/A	alimentos	1,67E-03
FRANGOSUL Agroavícola IND, S/A	alimentos	1,25E-03
FRANGOSUL Agroavícola IND, S/A	alimentos	1,13E-03
FRANGOSUL Agroavícola IND, S/A	utilidade pública	5,24E-04
FRANGOSUL Agroavícula IND, S/A	alimentos	9,23E-04
Fras-Le S/A	Metal	2,56E-03
Fras-Le S/A	Metal	2,56E-03
Fras-Le S/A	Metal	1,71E-03
Frigorífico Chesini Ltda	alimentos	1,65E-03
Frigorífico Cobtra Ltda	alimentos	3,33E-04
Frigorífico Cobtra Ltda	alimentos	3,33E-04
Frigorífico Glória Ltda	alimentos	3,10E-04
Frigorífico Mariante Ltda	alimentos	2,47E-03
Frigorífico Reiter S,A	alimentos	2,80E-03
Frigorífico São Miguel Ltda	alimentos	1,66E-04
Frigorífico São Miguel Ltda	alimentos	1,66E-04
Frigorífico NICOLINI	alimentos	4,00E-04
Frigorífico NICOLINI	alimentos	1,71E-04
FRINAL Frigorífico E INT, Avícola LTDA	alimentos	7,86E-04
FRINAL Frigorífico E INT, Avícola LTDA	alimentos	7,86E-04
FRINAL Frigorífico E INT, Avícola LTDA	alimentos	7,14E-04

FRINAL Frigorífico E INT, Avícola LTDA	alimentos	7,14E-04
FRINAL Frigorífico E INTEGRAÇÃO Agrícola LTDA	alimentos	7,86E-03
FRINAL Frigorífico INTEGRAÇÃO Avícola	alimentos	7,14E-04
Frinal Incubatório I	alimentos	4,67E-05
FRINOL Frigorífico E INTEGRAÇÃO Avícola LTDA	alimentos	7,14E-05
Frinol Frigorífico E Integração Avícola Ltda	alimentos	7,14E-05
GECELE Metalúrgica LTDA	Metal	2,98E-04
Gethal S/A	alimentos	8,33E-05
Giacomet E Cia Ltda	alimentos	6,67E-04
Giacomet E Cia Ltda	alimentos	6,67E-04
Girelli Jóias Ltda	utilidade pública	4,05E-05
Githaplast Ind, De Plásticos Ltda	Metal	1,90E-05
Glucostark S,A	alimentos	1,79E-03
Glucostark S,A	alimentos	1,79E-03
Goldoni E Chiamulera Ltda	bebidas	3,71E-04
GRANDELAR INDUSTRIA Metalúrgica LTDA	Metal	1,19E-04
GRANDELAR INDUSTRIA Metalúrgica LTDA	Metal	1,19E-04
Gtp Texturização E Polimentos Ltda	Metal	9,82E-05
Haenssgen Cia Ltda	alimentos	3,81E-04
Hidrojet Equipamentos Hidráulicos Ltda	Metal	1,25E-05
Hollmann Laticínios Ind, Com, Ltda	alimentos	6,00E-04
Hollmann Laticínios Ind, Com, Ltda	alimentos	6,00E-04
Incogrel Ind, De Compensados Gregoletto Ltda	química	2,98E-04
Incogrel Ind, De Compensados Gregoletto Ltda	química	2,98E-04
Ind E Com De Couros E Peles Nova Roma Ltda	couros	3,10E-04
Ind E Com De Couros E Peles Nova Roma Ltda	couros	3,10E-04
Ind, Claudio Eberle S/A	Metal	3,43E-04
Ind, De Calçados Cimaza Ltda	couros	8,57E-05
Ind, Mec, Corso Ltda	Metal	3,56E-04
Indústria De Balas Florestal S,A,	alimentos	7,86E-04
Indústria De Balas Florestal S,A,	alimentos	7,86E-04
Indústria Mecânica G, Paniz Ltda	Metal	8,33E-06
Indústria Suíno Bovino Ltda	alimentos	4,52E-05
Indústria Suíno Bovino Ltda	alimentos	4,52E-05
Instaladora São Marcos Ltda	química	4,76E-05
Instaladora São Marcos Ltda	química	4,76E-05
Lacesa S,A, Indústria De Alimentos	alimentos	2,48E-03
Lacesa S,A, Indústria De Alimentos	alimentos	2,48E-03
Laticínio Ccgl S,A,	alimentos	5,50E-03
Laticínios Biehl Ltda	alimentos	1,90E-04
Laticínios Biehl Ltda	alimentos	1,90E-04
Laticínios Ccgl S,A,	alimentos	7,50E-03
Laticínios Ccgl S, ^a	alimentos	3,20E-03
Laticínios Ccgl S,A,	alimentos	2,50E-03
Laticínios Ccgl S,A,	alimentos	1,40E-03
Lumibrás IND, COM, MET, LTDA	química	2,38E-04
M, Chandon Do Brasil Vitivinicultura Ltda	bebidas	4,76E-04
M, Chandon Do Brasil Vitivinicultura Ltda	bebidas	4,76E-04
Manufatura De Peles Florense	couros	6,67E-04
Manufatura De Peles Florense	couros	6,67E-04
Marcopolo S,A,	Metal	2,46E-04
Marcopolo S,A,	Metal	2,46E-04
Maxisin Metalúrgica Ltda	Metal	8,04E-05
Mecânica Silpa Ltda,	Metal	1,67E-04

Metalurgica Remaco Ltda	Metal	5,95E-05
Metalúrgica Simonárgio	Metal	0,00E+00
Metalúrgica Simonárgio	Metal	0,00E+00
Metalúrgica Bertolini Ltda	Metal	5,83E-04
Metalúrgica Geman Ltda	Metal	1,67E-04
Metalúrgica Venâncio Ltda	Metal	0,00E+00
Metalúrgica Venan Ltda	Metal	7,86E-04
Metalúrgica Venan Ltda	Metal	7,86E-04
Michelon Ind, De Pipas E Vinhos Ltda	Metal	3,00E-04
Michelon Ind, De Pipas E Vinhos Ltda	Metal	3,00E-04
Moinho Taquariense Ltda	alimentos	6,00E-04
Moinhos D'agua Alimentos Ltda	alimentos	4,64E-05
Monibel Ind, Com, De Alimentos	alimentos	1,45E-03
Moveis Carrarro S/A Filial	Metal	2,29E-03
Moveis Carrarro S/A Filial	Metal	2,29E-03
Moveis Dalan	Metal	1,62E-05
Moveis Ferrante Ltda	química	3,10E-05
Moveis Reeps Ltda	Metal	4,52E-04
Móveis Vascari Ltda	Metal	3,57E-04
Móveis Vascari Ltda	Metal	3,57E-04
Obispa Artefatos De Metal Ltda	Metal	6,19E-05
OLEOPLAN S/A - Aleos VEGETAIS PLANALTO	alimentos	2,10E-03
OLEOPLAN S/A - Aleos VEGETAIS PLANALTO	alimentos	2,10E-03
Paqueta Calçados	couros	9,05E-05
Parmalat	alimentos	8,57E-06
Parque Samuara S,A,	utilidade pública	3,40E-04
Pastificio Caxiense S,A,	alimentos	6,67E-05
Pedras Brancas Ind, Quimica Ltda	química	8,57E-04
Pedras Brancas Ind, Quimica Ltda	química	8,57E-04
Perdigão Agro Industrial S/A	alimentos	8,30E-03
Perdigão Agro Industrial S/A	alimentos	8,30E-03
Perdigão Agro Industrial S/A	alimentos	8,30E-03
Perdigão Agro Industrial S/A	alimentos	8,30E-03
Perdigão Agro Industrial S/A	alimentos	4,00E-03
Perdigão Agro Industrial S/A	alimentos	4,00E-03
Perdigão Agro Industrial S/A	alimentos	2,00E-03
Perdigão Agro Industrial S/A	alimentos	2,00E-04
Perdigão Agro Industrial S/A (Abatedouro/Aves)	alimentos	4,44E-02
PERDIGÃO AGRO INDUSTRIAL S/A (Incubatório)	alimentos	7,70E-04
PERDIGÃO AGRO INDUSTRIAL S/A (Incubatório)	alimentos	7,70E-04
Perdigão Agroindustrial S/A	alimentos	2,00E-03
Pigozzi S/A	utilidade pública	4,52E-04
Pigozzi S/A	utilidade pública	1,85E-04
Pigozzi S/A	utilidade pública	1,85E-04
Pigozzi S/A	utilidade pública	1,85E-04
Pigozzi S/A	utilidade pública	2,31E-04
Piozzi S/A	alimentos	1,98E-04
Plastimetal Ltda	Metal	0,00E+00
Polipeles Equipamentos Para Pintura Ltda	couros	1,05E-03
Posto De Serviços Lain Ltda,	utilidade pública	9,00E-05
Posto Do Tio Helio	utilidade pública	1,16E-04
Pozza S/A Ind, Moveleira Ltda	química	3,93E-04
Pozza S/A Ind, Moveleira Ltda	química	1,49E-04
Randon S,A,	Metal	1,42E-04

Randon S,A,	Metal	1,35E-04
Remy Lacave	bebidas	5,29E-05
Renato Schomer	alimentos	1,71E-04
Siderúrgica Tomé Ltda	Metal	7,93E-05
Siderúrgica Tomé Ltda	Metal	7,93E-05
Siderúrgica Tomé Ltda	Metal	5,29E-05
Siderúrgica Tomé Ltda	Metal	5,29E-05
Siderúrgica Tomé Ltda	Metal	3,81E-05
Soc De Bebidas Massarotto	bebidas	9,82E-05
Soc De Bebidas Massarotto	bebidas	9,82E-05
Soc, Literaria São Boaventura	utilidade pública	1,57E-04
Sociedade Florense De Bebidas	bebidas	3,27E-04
Sociedade Florense De Bebidas	bebidas	3,27E-04
Soviplast Ind, Com, De Plasticos Ltda	Metal	8,04E-05
Sul Textil S,A - Indústria De Tecidos	Têxtil	3,17E-04
Sul Textil S,A, - Indústria De Tecidos	Têxtil	3,20E-04
Sul Textil S,A, - Indústria De Tecidos	Têxtil	3,17E-04
Sul Textil S,A,- Indústria De Tecidos	Têxtil	2,74E-04
Sulbras Moldes E Plásticos	Metal	4,19E-04
Sulbras Moldes E Plásticos	Metal	4,19E-04
Sulmaq – Microfus�o	Metal	2,23E-04
Sulmaq – Microfus�o	Metal	2,23E-04
Sulmaq – Microfus�o	Metal	9,14E-05
Sz Refei�es Coletivas Ltda	alimentos	8,48E-05
Sz Refei�es Coletivas Ltda	alimentos	8,48E-05
Tabone Ind, Com, Plásticos Ltda	química	1,90E-04
Tecnovin Do Brasil Ind, Com, / Imp, Exp, Ltda	bebidas	4,76E-04
Telasul S/A	química	3,27E-04
Telasul S/A	química	3,27E-04
Telasul S/A	química	3,27E-04
Theodosio Randon & Cia Ltda	Metal	3,17E-04
Theodosio Randon & Cia Ltda	Metal	3,17E-04
Tomasi Equipamentos P/ Alimenta�o	alimentos	3,33E-05
Toss Indústria Mecânico Ltda	Metal	2,00E-05
Tramontina Ind, Metalúrgica Garibaldi	química	5,00E-04
Tramontina Ind, Metalúrgica Garibaldi	Metal	5,00E-04
Tritol Industria De Lubrificantes	química	4,29E-04
Trombini Papel E Embalagens Ltda	Papel	8,57E-05
Trombini Papel E Embalagens Ltda	Papel	8,57E-05
Ttm Ind, Tex, H, Milagre S/A	Têxtil	9,09E-03
União De Vinhos Do Rio Grande Do Sul	bebidas	4,76E-05
Universal Leaf Tabacos	alimentos	2,86E-04
Universal Leaf Tabacos	alimentos	2,86E-04
Vidro Forte - Indústria E Comércio De Vidros Ltda	Metal	1,19E-04
Vinicola Dani Ltda	bebidas	3,75E-04
Vinicola São Luiz	bebidas	1,14E-05
Vinicolastuani	bebidas	4,91E-05
Vinicola Stuani	bebidas	4,91E-05
Vinhos Beltrame	bebidas	9,52E-05
Vinhos Beltran� - Guaran� Bel	bebidas	4,76E-05
Vinhos Beltran� - Guaran� Bel	bebidas	4,76E-05
Vinhos Scopel	bebidas	9,52E-05
Vinhos Scopel	bebidas	9,52E-05
Vinhos Titon Ltda,	bebidas	9,29E-04

Vinicola Gillioli	bebidas	1,61E-04
Vinicola Gillioli	bebidas	1,61E-04
Vinicola Muraro Ltda	bebidas	8,04E-04
Vinicola Muraro Ltda	bebidas	8,04E-04
Vinicola Picolli	bebidas	9,52E-05
Vinicola Picolli	bebidas	9,52E-05
Vinicola Zanrosso Ltda	bebidas	9,43E-05
Vinosul Concent, De Sucos Ltda	bebidas	1,93E-04
Vinosul Concentradora De Sucos Ltda	bebidas	4,57E-04
Vinosul Concentradora De Sucos Ltda	bebidas	4,57E-04
Wallerius Cia Ltda	alimentos	3,10E-04
Wallerius Cia Ltda	alimentos	3,10E-04
Wizard Ind E Com De Bebidas Ltda	bebidas	2,50E-04
Wizard Ind E Com De Bebidas Ltda	bebidas	2,50E-04