

MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO E CULTURA
UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL
INSTITUTO DE PESQUISAS HIDRÁULICAS

**SIMULAÇÃO DA QUALIDADE DA ÁGUA EM REGIME
NÃO-PERMANENTE NO RIO DOS SINOS, RS**

RENATO LETIZIA GARCIA

ORIENTADOR:

PROF. DR. CARLOS EDUARDO MORELLI TUCCI

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

Porto Alegre, 4 de dezembro de 1997.

APRESENTAÇÃO

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

Desejo agradecer ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico, CNPq, pela bolsa de estudos concedida.

Ao Prof. Carlos Eduardo Morelli Tucci pela orientação justa e objetiva.

Aos amigos do IPH pelo companheirismo, contribuições e sugestões prestadas durante a realização deste trabalho, em especial, Adolfo Vilanueva, Jaildo Pereira, André Martinelli, Andréa Germano, Mário Mediondo, Valmir Pedrosa, Walter e Luciana.

Dedico este trabalho à memória do meu tio, Mário Antônio Della Giustina, cujo espírito alegre e expansivo sempre contagiou a todos que estiveram à sua volta.

Finalmente, um agradecimento especial a Patrícia pelo apoio, carinho e dedicação com que me acompanhou durante todo o período deste curso.

RESUMO

A bacia do rio dos Sinos ocupa uma área de 3700 km² e situa-se em uma área de grande concentração urbana e industrial próxima à região metropolitana de Porto Alegre. O rio dos Sinos tem sua foz no delta do Jacuí e se apresenta bastante poluído no seu trecho final.

Este estudo buscou ampliar as características do modelo de qualidade da água em regime não-permanente desenvolvido por Tucci (1978) para simular outros parâmetros de qualidade e utilizá-lo como ferramenta de análise das condições do rio dos Sinos. O modelo em estudo pode ser dividido em dois módulos: hidráulico e de transporte de massa.

O modelo foi aplicado no trecho final do Rio dos Sinos compreendido entre o posto fluviométrico de Campo Bom e a foz do rio. Este trecho foi dividido em 21 seções transversais nas quais foram avaliadas as condições hidráulicas e ambientais. A simulação do trecho em estudo em regime não-permanente reveste-se de importância na medida em que leva em consideração a inversão de fluxo a que o rio está sujeito nos períodos de estiagem.

Os resultados obtidos demonstraram a variação diária das condições hidráulicas e ambientais que se verificam de forma mais intensa nas seções situadas próximas a foz do Rio dos Sinos como consequência da inversão de fluxo. Além disso, buscou-se avaliar as condições ambientais associadas a uma condição de estiagem crítica e o nível de tratamento dos efluentes necessário para manter a qualidade da água dentro dos padrões determinados pela resolução 20/86 do CONAMA.

ABSTRACT

The Sinos River Basin has a surface of 3,700 km² and is located in a very important urban and industrial region next to the Porto Alegre metropolitan area. The Sinos River has its mouth on the Delta of Jacuí and become very polluted as it gets closer to the end.

The purpose of this work is to enlarge the features of the water quality model developed by Tucci (1978) to simulate another water quality parameters and to make use of it as a tool to evaluate Sinos' River conditions. The model studied here can be divided in two modules: a hydraulic and a mass transport one.

The mathematical model was applied in the final course of the Sinos' River which is delimited between Campo Bom fluviometric station and the mouth of the river. This course was divided in 21 transversal sections where we evaluate hydraulic and ambiental conditions. The simulation of this course in non-permanent state becomes very important as we consider the downstream effects that the river undergoes during dry periods.

The results that we obtain make clear that the daily variations of hydraulic and ambiental conditions are more intensive as we get closer to the end of the river. Besides that we also evaluate ambiental conditions associated with a dry period and the wastes reduction that are necessary to bring this conditions in accordance with the local legislation.

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	1
1.1 Justificativa	1
1.2 Objetivo	4
2. MODELOS DE QUALIDADE DA ÁGUA	5
2.1 Características dos modelos	5
2.2 Equação de transporte: formulação básica	7
2.3 Oxigênio Dissolvido (OD) e Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO)	9
2.4 Substâncias tóxicas	10
2.5 Coliformes	12
2.6 Nitrogênio e fósforo	13
2.6.1 Ciclo do Nitrogênio	14
2.6.2 Ciclo do Fósforo	20
2.6.3 Metabolismo do Ecossistema Aquático	25
3. MODELO DE QUALIDADE DE ÁGUA EM REGIME NÃO-PERMANENTE EM RIOS	30
3.1 O módulo hidráulico	31
3.1.1 Condições iniciais e de contorno	34
3.2 O módulo de transporte de massa	35
3.2.1 Condições iniciais e de contorno	37
3.2.2 Parâmetros de qualidade da água	38
3.2.3 Taxas de reação e equações químicas	42
3.3 Principais parâmetros do modelo	46
3.4 “Si” na equação numérica	63
4. RESULTADOS	66
4.1 Bacia do rio dos Sinos	66
4.2 Levantamento de dados	70
4.2.1 Dados hidráulicos e hidrológicos	70
4.2.2 Dados do módulo de qualidade da água	72
4.3 Simulação hidráulica do rio dos Sinos	75
4.4 Simulação do módulo de qualidade da água	82

4.4.1 Análise dos dados.....	82
4.4.2 Simulação.....	87
4.4.3 Ajuste.....	91
4.4.4 Previsão de cenários.....	100
5. CONCLUSÃO.....	107
REFERÊNCIAS.....	110

LISTA DE TABELAS

Tabela 2.1: Metais pesados: fontes e possíveis efeitos à saúde.....	11
Tabela 2.2: Formas de fosfato presentes em águas continentais.....	21
Tabela 2.3: Variação da concentração das espécies iônicas de fosfato em função do pH do meio...21	
Tabela 3.1 Faixas típicas das taxas de reação do modelo QUAL2E.....	62
Tabela 4.1: Municípios Componentes da Bacia Hidrográfica do Rio dos Sinos.....	68
Tabela 4.2: Participação Relativa da População Total, Urbana e Rural na Área de Estudo no Total do Estado - RS 1980 e 1991.....	69
Tabela 4.3: Distância das seções do modelo e postos de medição em relação à Foz.....	74
Tabela 4.4: Cargas poluidoras anuais nos trechos em ton/ano.....	75
Tabela 4.5: Cotas características de Praça da Harmonia para os meses de dezembro a fevereiro para a série de 1941 a 1967.....	78
Tabela 4.6: Vazões mínimas de 7 dias.....	79
Tabela 4.7: Distâncias da foz (km) até onde ocorrem vazões negativas.....	81
Tabela 4.8: Limites das faixas de vazões arbitradas.....	83
Tabela 4.9: Vazões médias (m^3/s) registradas nas seções de amostragem.....	83
Tabela 4.10: Contribuição lateral média (m^3/s) nos trechos definidos pelas seções de amostragem.....	84
Tabela 4.11: Valores médios das concentrações nas faixas de vazões arbitradas (mg/l).....	85
Tabela 4.12: Concentrações registradas na primeira faixa de vazão (mg/l).....	86
Tabela 4.13a : Ajuste da primeira faixa de vazão.....	95
Tabela 4.13b : Ajuste da segunda faixa de vazão.....	95
Tabela 4.13c : Ajuste da terceira faixa de vazão.....	96
Tabela 4.14 : Valores dos coeficientes obtidos no ajuste.....	96
Tabela 4.15a : Concentração média de N total no último ciclo de 24 horas.....	101
Tabela 4.15b : Concentração média de P total no último ciclo de 24 horas.....	101
Tabela 4.15c : Concentração média de OD no último ciclo de 24 horas.....	101
Tabela 4.15d : Concentração média de DBO no último ciclo de 24 horas.....	101

LISTA DE FIGURAS

Figura 2.1: Ciclo bioquímico do nitrogênio no meio aquático.....	16
Figura 2.2: Processo de nitrificação ao longo de um rio em regime estacionário.....	18
Figura 2.3: Principais transformações associadas ao metabolismo do ecossistema aquático	27
Figura 3.1: Fluxograma geral do modelo de qualidade da água	30
Figura 3.2: Interações entre os principais constituintes do modelo QUAL2E	40
Figura 3.3: Taxa de crescimento de algas em função da concentração de substrato	45
Figura 4.1: Localização da bacia do rio dos Sinos.....	66
Figura 4.2: Área de jurisdição municipal na bacia do rio dos Sinos.....	69
Figura 4.3: Área de drenagem dos postos de medição de vazão na bacia hidrográfica	71
Figura 4.4: Localização geográfica das seções do modelo ao longo do Rio dos Sinos	73
Figura 4.5: Condições de jusante utilizadas na simulação do modelo.....	78
Figura 4.6: Hidrograma simulado na seção 8 (44,1 km da foz).....	80
Figura 4.7: Hidrograma simulado na seção 17 (16,4 km da foz).....	80
Figura 4.8: Simulação de uma condição de estiagem com cota elevada a jusante.....	81
Figura 4.9: Concentrações de N total registradas na primeira faixa de vazão.....	86
Figura 4.10: Concentrações de P total registradas na primeira faixa de vazão.....	86
Figura 4.11: Concentrações de OD registradas na primeira faixa de vazão	87
Figura 4.12: Concentrações de DBO registradas na primeira faixa de vazão.....	87
Figura 4.13: Concentrações médias num ciclo de 24 horas.....	89
Figura 4.14: Variação percentual das concentrações de N e P total no último ciclo de 24 horas.....	90
Figura 4.15: Variação percentual das concentrações de OD e DBO no último ciclo de 24 horas.....	90
Figura 4.16: Concentrações de N total para a primeira faixa de vazão.....	97
Figura 4.17: Concentrações de P total para a primeira faixa de vazão	97
Figura 4.18: Concentrações de OD para a primeira faixa de vazão	97
Figura 4.19: Concentrações de DBO para a primeira faixa de vazão	97
Figura 4.20: Concentrações de N total para a segunda faixa de vazão.....	98
Figura 4.21: Concentrações de P total para a segunda faixa de vazão	98
Figura 4.22: Concentrações de OD para a segunda faixa de vazão	98

Figura 4.23: Concentrações de DBO para a segunda faixa de vazão	98
Figura 4.24: Concentrações de N total para a terceira faixa de vazão	99
Figura 4.25: Concentrações de P total para a terceira faixa de vazão	99
Figura 4.26: Concentrações de OD para a terceira faixa de vazão	99
Figura 4.27: Concentrações de DBO para a terceira faixa de vazão	99
Figura 4.28: Concentração média de N total no último ciclo de 24 horas.....	102
Figura 4.29: Concentração média de P total no último ciclo de 24 horas.....	102
Figura 4.30: Concentração média de DBO no último ciclo de 24 horas.....	103
Figura 4.31: Concentração média de OD no último ciclo de 24 horas.....	103
Figura 4.32: Variação máxima diária da concentração de N total.....	105
Figura 4.33: Variação máxima diária da concentração de P total.....	105
Figura 4.34: Variação máxima diária da concentração de DBO.....	105
Figura 4.35: Variação máxima diária da concentração de OD.....	105

LISTA DE ABREVIATURAS

CNPq	Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico
CORSAN	Companhia Riograndense de Saneamento
DMAE	Departamento Municipal de Águas e Esgotos
DEPRC	Departamento Estadual de Portos, Rios e Canais
EPA	Environmental Protection Agency
FEE	Fundação de Economia e Estatística do Rio Grande do Sul
FEPAM	Fundação Estadual de Proteção Ambiental
IPH	Instituto de Pesquisas Hidráulicas
SSMA	Secretaria de Saúde e Meio Ambiente do Rio Grande do Sul
UFRGS	Universidade Federal do Rio Grande do Sul

MODELO DE QUALIDADE DA ÁGUA EM REGIME NÃO-PERMANENTE

1 - INTRODUÇÃO

1.1 - Justificativa

Durante o ciclo hidrológico, a água sofre alteração na sua qualidade. Tal fato ocorre nas condições naturais, como resultado das interrelações dos recursos hídricos e o ambiente. Porém, as alterações mais intensas advêm de sua utilização para o atendimento das demandas urbanas, industriais e agrícolas.

Os rios são utilizados como o destino final dos resíduos resultantes das atividades humanas, os quais, na maioria das vezes, são lançados *in natura* em suas águas, ou seja, sem qualquer tipo de tratamento. Estes cursos d'água possuem a capacidade de auto-depuração dos detritos neles despejados, desde que as cargas poluidoras respeitem o potencial depurador desse manancial e não permitam a alteração das comunidades bióticas. Fora destes limites, a qualidade de suas águas encontra-se comprometida.

O comportamento da poluição em cursos d'água e o estudo dos mecanismos de transporte e auto-depuração da matéria orgânica são analisados através de indicadores - como os parâmetros de qualidade da água. Os principais parâmetros são: o oxigênio dissolvido, a demanda bioquímica de oxigênio e os coliformes totais. Os dois últimos estão relacionados com a contaminação das águas, e são os maiores indicadores da possibilidade de doenças de veiculação hídrica. Os dois primeiros, por sua vez, estão diretamente ligados à manutenção das formas de vida aquática aeróbica, ou seja, dizem respeito ao próprio equilíbrio do sistema hídrico.

Em alguns sistemas hídricos, é interessante a quantificação das concentrações de nitrogênio e fósforo totais, uma vez que estes, estando em excesso em suas águas, contribuem consideravelmente para o processo de eutrofização.

A poluição dos cursos d'água e a eutrofização dos reservatórios constituem-se em importantes questões ambientais que integram o gerenciamento de uma bacia e geram a necessidade de monitoramento e simulação das substâncias associadas a estes problemas.

O comportamento de um corpo d'água, seja a partir da análise dos parâmetros de qualidade da água ou das variáveis associadas ao seu escoamento, é bastante complexo; e, conseqüentemente, deve ser utilizado na sua simulação um modelo adequado às suas características.

Geralmente, esta simulação é feita através de modelos matemáticos que utilizam métodos numéricos para resolver as complexas formulações resultantes do equacionamento dos processos físicos, químicos e biológicos que ocorrem no meio aquático.

Quando um modelo matemático é empregado como uma ferramenta para avaliar e simular um sistema hídrico, este modelo deve reproduzir com boa precisão o comportamento do sistema. O grau de precisão obtido é determinado pela qualidade dos dados disponíveis e pela eficiência da formulação empregada no modelo.

A avaliação do nível de poluição de um curso d'água é, atualmente, uma atividade essencial para o controle e planejamento do uso dos recursos hídricos; bem como para a adoção de medidas de controle e tratamento de efluentes industriais e domésticos, visando, em última análise, a preservação do ecossistema aquático e a melhoria da saúde e qualidade de vida da população.

A verificação e medição dos parâmetros de qualidade da água é a principal ferramenta utilizada nesta avaliação, onde os principais parâmetros analisados são: OD, DBO e coliformes. O nível de bactérias coliformes tem sua importância relacionada ao controle de doenças transmissíveis e à saúde pública. Ao passo que as concentrações de OD e DBO dizem respeito ao equilíbrio do ecossistema aquático e à sobrevivência de espécies animais e vegetais presentes no ambiente hídrico.

O avanço nas tecnologias de tratamento de efluentes tornou possível a remoção de 85 a 95% da DBO carbonácea. Desta forma, emergiu um novo problema relativo à qualidade da água: nitrificação e crescimento excessivo de algas (eutrofização). A eutrofização é produzida pelo nível elevado de nutrientes, tais como fósforo e nitrogênio, e produz uma série de conseqüências adversas que podem prejudicar o uso da água para os mais diversos fins. Este problema vem se tornando mais crítico devido à alta presença de tais nutrientes em efluentes industriais e municipais que escoam para rios e reservatórios, impactando esses sistemas.

Além dos parâmetros citados, poderá ser necessário a avaliação de outros parâmetros, nutrientes e substâncias, tóxicas ou não, que venham a ser importantes em um

curso d'água ou em uma região específica; seja devido ao tipo de indústria ali instalado ou à presença de fontes pontuais e não-pontuais associadas às características do escoamento urbano e rural da região em estudo.

A presença de substâncias tóxicas em um curso d'água, acima de determinadas concentrações, é um dos mais sérios problemas relativos à qualidade da água com graves conseqüências na saúde pública. As substâncias químicas potencialmente tóxicas podem ser agrupadas nas seguintes categorias principais: metais, compostos químicos industriais, hidrocarbonetos, defensivos agrícolas, substâncias radioativas e outros. Devem ser salientados os efeitos danosos provocados, a curto e a longo prazo, pela ingestão de tais substâncias (câncer, tumores, etc..) e a percepção dos mesmos pela população de forma direta e individualizada.

Os parâmetros de qualidade e grande parte das substâncias tóxicas são citados e têm seus limites fixados em legislações específicas que determinam o nível de qualidade da água admissível, para cada classe estabelecida, em um sistema hídrico e designam o tipo de uso da água permitido para os locais avaliados.

Devido à grande importância de algumas questões ambientais atuais como a eutrofização de lagos e reservatórios e a poluição industrial de importantes cursos d'água ocasionados, respectivamente, pela descarga elevada de nutrientes e substâncias tóxicas ao longo de um rio, torna-se necessário a identificação, o controle e a simulação de parâmetros que estejam associados a estes problemas.

A análise das transformações físicas, químicas e biológicas ocorridas no meio aquático e a formulação matemática de tais processos, permite a construção de um modelo matemático de qualidade da água que relacione a concentração das substâncias desejadas com as características hidrológicas do sistema em estudo.

A simulação de uma situação, futura ou potencial, a partir de um modelo matemático de qualidade da água é um instrumento fundamental no planejamento e gestão de um sistema hídrico. Os resultados obtidos nestas simulações podem servir, inclusive, de subsídios para a realização de estudos de impactos ambientais.

Finalmente, deve ser acentuada a importância de uma maior compreensão destes processos, obtida a partir do emprego contínuo e do aperfeiçoamento do modelo de qualidade, seja para o próprio sistema em estudo ou para a sua aplicação em sistemas semelhantes.

1.2 - Objetivo

O escoamento de um rio tem um papel importante na avaliação de um parâmetro de Qualidade da Água. Os modelos existentes, em geral, partem dos seguintes princípios: o escoamento é permanente e as condições hidráulicas são conhecidas.

No entanto, nem sempre é possível estabelecer essa condição em rios sujeitos a variabilidades temporais importantes tanto no escoamento do sistema como nas cargas. Além disso, as condições hidráulicas devem ser calculadas com uma certa precisão para se evitar tendenciosidades nas concentrações.

Tucci e Milano (1981) utilizaram um modelo em regime não-permanente para simular o rio dos Sinos, desenvolvido por Tucci (1978) que o aplicou ao Delta do Jacuí. O modelo simula apenas DBO, OD, coliformes e substâncias conservativas.

Neste trabalho, o objetivo foi o de ampliar o referido modelo introduzindo vários parâmetros, representando os ciclos de nitrogênio e fósforo. O modelo foi utilizado no Rio dos Sinos na análise das suas condições ambientais.

2 - MODELOS DE QUALIDADE DA ÁGUA

2.1 - Características dos modelos

A presença de substâncias, poluentes ou não, em um meio aquático é uma consequência de diversos fenômenos naturais ou artificialmente provocados pelo homem e apresenta grande importância na análise de um corpo d'água. Estas substâncias estão sujeitas a diversos processos físicos, químicos e biológicos que provocam variações espaciais e temporais em suas respectivas concentrações.

Os modelos de qualidade da água são construídos no intuito de representar os processos presentes no meio aquático e, a partir da obtenção de dados de entrada do sistema em estudo, estimar as concentrações das substâncias desejadas. Estes modelos são classificados de várias formas, conforme o tipo de abordagem utilizado na sua elaboração. Nessa abordagem devem ser considerados o tipo de problema a ser solucionado e as características do sistema em estudo.

Segundo Stefan (1990), os modelos de qualidade da água são classificados, conforme a sua formulação, nos seguintes aspectos:

- 1) Físicos X Numéricos/matemáticos
- 2) Mecanicistas X Empíricos
- 3) Determinísticos X Estocásticos
- 4) Permanentes X Não-permanentes
- 5) Dimensionalidade
- 6) Considerações hidrodinâmicas
- 7) Formulações biogeoquímicas

O crescente conhecimento, obtido ao longo do tempo, dos processos físicos que governam o escoamento em rios e canais, possibilitou a criação e o aperfeiçoamento de modelos determinísticos baseados na formulação matemática proposta por St. Vennant nas suas equações de conservação de massa e da quantidade de movimento. Por outro lado, o intenso desenvolvimento e popularização dos computadores, ocorrido nas últimas décadas, permitiu a solução destas equações através de esquemas numéricos que, sem o advento de tais máquinas, teriam a sua implementação inviabilizada.

Em qualquer disciplina científica, assim como nas atividades de gerenciamento, é de fundamental importância garantir-se contra falhas eventuais na utilização das premissas básicas. Sendo assim, as equações empregadas nos modelos matemáticos de qualidade da água serão obtidas dos princípios básicos, na escala macroscópica, da física, química e biologia. O sistema de equações resultantes representa um complicado problema matemático.

Todo modelo matemático determinístico de qualidade da água deve ser baseado nos seguintes princípios gerais:

- * conservação da massa e dos elementos químicos
- * composição da biomassa
- * conservação da quantidade de movimento
- * conservação da energia
- * condições de contorno e condições iniciais
- * leis que regem os processos físicos, químicos e biológicos
- * a segunda lei da termodinâmica
- * os principais elementos constituintes (parâmetros) dos modelos de qualidade da água e os métodos numéricos para a solução destas "equações de balanço"
- * equações básicas e particularizadas obtidas das leis de conservação da massa, quantidade de movimento e energia
- * descrição matemática das reações químicas e dos processos biológicos

Modelos determinísticos, macroscópicos, são amplamente usados no estudo da qualidade da água de lagos, rios, estuários e outros recursos hídricos. Estes modelos, que levam em conta os processos físicos, químicos e biológicos que ocorrem no interior do sistema assim como os fluxos de matéria e energia através dos seus contornos, buscam atuar tanto como ferramentas de pesquisa como uma base para o gerenciamento de recursos hídricos.

Alguns importantes processos no interior do corpo hídrico incluem as reações químicas, a produção primária, excreção, ingestão, respiração e mortalidade não-predatória. Muitos destes processos são fortemente influenciados por variáveis que descrevem o estado físico do sistema, por exemplo: temperatura e turbidez. Alguns são influenciados por características hidrodinâmicas, tais como: velocidade, gradientes de velocidade, tensões e turbulências. (Mauersberger, 1983)

O conjunto de equações para um modelo matemático determinístico da qualidade da água, segundo *Mauersberger (1983)*, pode ser escolhido para simular alguns dos constituintes e processos descritos abaixo:

Físicos → radiação solar, temperatura, pressão, densidade, forças de fricção internas e externas, campo de velocidades, fluxo difusivo, fluxo de calor, energia interna, energia cinética, sedimentação, etc...

Químicos → compostos químicos orgânicos e inorgânicos dissolvidos na água, material orgânico particulado (detritos), nutrientes, metais pesados, compostos tóxicos, ...

Biológicos → produtores primários (algas diatomáceas, algas verdes, algas azul-esverdeadas), zooplâncton, peixes,

Muitos dos modelos empregados atualmente são extensões de duas equações simples propostas por Streeter e Phelps em 1925 para a previsão da demanda bioquímica de oxigênio (DBO) de vários constituintes biodegradáveis, e a concentração de oxigênio dissolvido (OD) resultante nos rios (Thomann, 1972). Frequentemente empregados conjuntamente com estes modelos OD-DBO são os outros modelos, de igual simplicidade, de decaimento exponencial de primeira ordem, diluição e sedimentação de substâncias conservativas e não-conservativas.

Modelos de qualidade da água multiconstituintes e de maior complexidade também têm sido propostos e aplicados na previsão das interações físicas, químicas e biológicas que ocorrem entre os diversos constituintes e organismos que se encontram em corpos d'água.

2.2 - Equação de transporte: Formulação básica

Na formulação matemática de um modelo de qualidade da água, é necessário não só o emprego das equações de escoamento que governam o fluxo, como também da equação de transporte que descreve a variação espacial e temporal da concentração de uma substância no sistema.

Tucci (1978) descreve o transporte de uma substância não-conservativa para um escoamento unidimensional não-permanente através da seguinte equação:

$$\frac{\partial(A.C)}{\partial t} + \frac{\partial(Q.C)}{\partial x} = \frac{\partial}{\partial x} \left[E.A. \frac{\partial C}{\partial x} \right] + S_i \quad (2.1)$$

onde: A - área da seção transversal ; C - concentração das substâncias ; E - coeficiente de dispersão longitudinal que considera a não-uniformidade da distribuição de velocidades e o valor espacial médio da difusividade turbulenta ; S_i - termo que representa as perdas e ganhos do sistema.

As considerações principais feitas na derivação desta equação são:

- 1) Um valor médio representa adequadamente a variação da concentração e da velocidade ao longo de uma seção transversal; conseqüentemente, o problema se torna unidimensional na direção longitudinal.
- 2) O coeficiente de dispersão longitudinal representa o produto das concentrações e das velocidades longitudinais ao longo da seção transversal acrescido do valor espacial médio da difusividade turbulenta.

Um rio pode ter fontes internas e externas de poluição. As fontes internas são resultado de reações físicas, químicas e biológicas no interior do corpo d'água. As fontes externas são provenientes, principalmente, da contribuição lateral de tributários e dos despejos de efluentes.

As fontes poluidoras externas são classificadas como pontuais ou não-pontuais. São exemplos de fontes pontuais os despejos de efluentes industriais e domésticos, as tomadas d'água, os canais artificiais e os tributários. As fontes não-pontuais incluem o escoamento urbano, o fluxo subterrâneo e o escoamento de áreas agrícolas.

As fontes de poluição, sejam elas internas ou externas, pontuais ou não-pontuais, que afetam a concentração de uma determinada substância, são representadas na equação de transporte de massa pelo termo S_i - o termo de "perdas e ganhos".

Uma substância conservativa é aquela cuja concentração não é modificada por reações químicas ou biológicas. Neste caso, o termo de "perdas e ganhos" é computado apenas para as fontes externas ao sistema. A concentração de uma substância não-conservativa, por sua vez, além de ser afetada pelos processos de advecção, difusão e dispersão; está sujeita a transformações químicas ou biológicas que são descritas por uma equação diferencial. Esta equação está associada à substância em análise e constitui o termo " S_i " que será incorporado na equação de transporte. A formulação matemática do termo " S_i " para cada uma das substâncias simuladas no modelo em análise será desenvolvida no capítulo 3.

Devido à existência de diferentes tipos de poluição (matéria orgânica, radioatividade, calor, produtos químicos, germes patogênicos e outros) não é fácil a escolha de um critério que caracterize o grau de purificação de um rio. Porém, apesar dos efeitos de cada tipo de poluição serem diferentes, a poluição dos rios por matéria orgânica (efluentes industriais ou esgotos domésticos) é a mais significativa em relação à quantidade e ao efeito na autodepuração (Moretti, 1979).

Considerando que todos os tipos de matéria orgânica consumirão oxigênio dissolvido é usual medir a carga de poluição pela quantidade de oxigênio necessária para oxidá-la totalmente através de processos biológicos. Esta medição tem como resultado a Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) (Moretti, 1979).

O monitoramento da qualidade da água de rios, lagos e estuários é geralmente efetuado através da análise periódica de uma série de parâmetros de qualidade. Entre os numerosos parâmetros cujos limites de tolerância são estabelecidos em normas de controle de qualidade da água, a concentração de oxigênio dissolvido é o mais importante. Do ponto de vista da qualidade das águas superficiais, a presença de uma quantidade suficiente de oxigênio dissolvido é desejável por razões estéticas e pelas reações necessárias com outros constituintes químicos. Entretanto, sua maior importância reside na necessidade de concentrações mínimas para suportar e manter a vida aquática.

2.3 - Oxigênio Dissolvido (OD) e Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO)

Os parâmetros OD (Oxigênio Dissolvido) e DBO são os mais utilizados na avaliação da poluição hídrica. A primeira formulação matemática para estes parâmetros foi proposta por Streeter e Phelps (1925):

$$\frac{\partial C}{\partial t} = -K_1 \cdot C \quad (2.2)$$

$$\frac{\partial C_{od}}{\partial t} = K_1 \cdot C - K_2 \cdot (C_s - C) \quad (2.3)$$

onde: C - concentração de DBO, [mg/l] ; C_{od} - concentração de OD, [mg/l] ; K_1 - coeficiente de reação da DBO carbonácea, [dia⁻¹] ; K_2 - coeficiente de reaeração, [dia⁻¹] ; C_s - concentração de saturação de OD, [mg/l].

As equações acima foram deduzidas para um escoamento unidimensional em regime permanente e uniforme, onde foram adotadas as seguintes considerações:

- 1) A taxa de reação da DBO é proporcional à concentração de DBO presente (decaimento de primeira ordem)
- 2) A dispersão longitudinal é desprezível
- 3) A taxa de reaeração é proporcional ao déficit de oxigênio dissolvido.

Na realidade, a decomposição da matéria orgânica pelo processo de autodepuração de um sistema hídrico inclui outros fenômenos além da desoxigenação e reaeração. Dobbins (1968) cita estes fenômenos:

1. Remoção de DBO por adsorção ou sedimentação.
2. Adição de DBO ao longo do trecho pelo arrastamento dos depósitos de lodo.
3. Adição de DBO ao longo do trecho através do escoamento local.
4. Remoção de oxigênio da água para satisfazer a camada bentônica aeróbica.
5. Remoção de oxigênio do corpo d'água pela ação dos gases da camada bentônica.
6. Adição de oxigênio através da ação de fotossíntese do plâncton e plantas fixadas.
7. Remoção de oxigênio pela respiração do plâncton e plantas fixadas.
8. Redistribuição contínua de DBO e OD através do efeito de dispersão longitudinal.
9. Variação da vazão.

Em muitos casos, conforme a aplicação a que o modelo se destina, há a necessidade de considerar um ou mais dos fatores acima enumerados. Isto ocorre devido às características físicas, químicas e/ou biológicas do sistema hídrico analisado. Nesses casos, torna-se fundamental uma avaliação criteriosa dos diversos processos presentes no meio aquático no intuito de formular as equações que irão simular os fenômenos ali ocorridos. Na literatura podemos encontrar fórmulas desenvolvidas por pesquisadores que consideram a influência de alguns dos fenômenos citados.

2.4 - Substâncias tóxicas

Muitas substâncias presentes no meio aquático são tóxicas sob certas concentrações e interagem diretamente com a biota do ecossistema, causando a sua morte ou severos prejuízos e limitando o uso dos corpos d'água.

A aprovação da Lei de Substâncias Tóxicas em 1967 nos Estados Unidos, a aplicação de pesadas multas e a pesquisa contínua sobre os efeitos tóxicos, e até mesmo letais, destas substâncias provocaram um crescente controle na produção e descarga das mesmas.

Como resultado, consideráveis esforços foram feitos para o desenvolvimento de esquemas de previsão que buscavam a avaliação dos efeitos de um determinado composto químico no meio ambiente.

Com a crescente industrialização e o aumento contínuo dos número de novos compostos tóxicos, há uma intensa necessidade do desenvolvimento de modelos de qualidade de água que possam determinar os níveis de concentração destes compostos que podem ser tolerados e estabelecer critérios para avaliar a qualidade da água.

Estes modelos buscam avaliar a concentração das seguintes classes de compostos:

- * metais pesados
- * óleos e organoclorados
- * pesticidas
- * radioisótopos
- * outros compostos orgânicos tóxicos

Uma série de danos à saúde humana e ao meio ambiente estão associados à maior ou menor concentração de metais pesados. A tabela abaixo lista os principais metais pesados, algumas fontes e possíveis efeitos na saúde.

Tabela 2.1- Metais pesados: fontes e possíveis efeitos à saúde (Porto, Branco, de Luca,1991)

Elemento	Fonte	Efeitos
Selênio	carvão, petróleo, enxofre	câncer em ratos e cárie em animais
Mercúrio	carvão, baterias elétricas, outras indústrias	danos nervosos , morte
Berílio	carvão, indústria nuclear, mineração	envenenamento agudo e crônico, câncer
Cádmio	carvão, mineração de zinco, lonas de freio, fumaça de cigarro	doenças cardiovasculares, hipertensão
Cobre	canos d'água, controle de algas, indústrias	danos ao fígado, tóxico às plantas
Chumbo	descarga de automóveis	danos ao cérebro, convulsões
Cromo	acabamento de metais, curtumes	possível carcinogênico
Zinco	acabamento de metais, mineração, carvão	efeitos no pulmão
Alumínio	abundante na crosta terrestre	tóxico às plantas
Manganês	mineração e metais	relativamente não tóxico

A contribuição de metais e seus íons a problemas e poluição preocupa principalmente por causa dos efeitos fisiológicos, mesmo a baixas concentrações. Em alguns casos, os efeitos no comportamento e no sistema nervoso são difíceis de serem detectados no seu estágio inicial; alguns metais se bioacumulam no corpo, de tal maneira que se pode passar de um estado crônico para um estado agudo, sem ser percebido. Finalmente, sendo as concentrações ambientais muito baixas, algumas fontes podem se tornar importantes. Ainda que a quantidade de metais no carvão e no óleo seja pequena, a massa destes materiais, sendo queimada, resulta em quantidades muito grandes de mercúrio, cádmio, selênio e outros, liberadas para o meio ambiente.

Dentre os principais compostos orgânicos sintéticos destacam-se pela sua utilização e por danos à saúde humana e ao meio ambiente, apesar da baixa concentração nos corpos d'água, os defensivos agrícolas, solventes orgânicos, aromáticos e alifáticos, aromáticos polinucleados e modificadores da tensão superficial (UNESCO, 1978).

Muitos desses compostos são resistentes à biodegradação em meio líquido, outros são altamente bioacumuláveis nas cadeias tróficas superiores, e algumas centenas deles provocam mutações, cacinogenicidade e teratogenicidade. São gerados pela indústria petroquímica, carvão, plástico, na fabricação de tintas, etc.

A presença de substâncias tóxicas no meio aquático é avaliada pela concentração das mesmas ou pela análise da concentração de alguns elementos químicos, geralmente metais pesados, em peixes ou outros organismos associados ao ecossistema.

2.5 - Coliformes

Por outro lado, a classificação ambiental de um curso d'água busca, entre outros objetivos, avaliar o grau de contaminação do mesmo por microrganismos patogênicos e utiliza como parâmetro para tal intento a concentração de coliformes.

O Número Mais Provável de Bactérias Coliformes (NMP) é um parâmetro que visa avaliar o potencial de contaminação da água por patogênicos de origem fecal. Baseia-se na determinação empírica da concentração de coliformes fecais em um volume dado de água.

As bactérias do grupo coliforme, não são, normalmente, patogênicas, mas são organismos de presença obrigatória, em grandes números, nos intestinos humanos e, portanto, na matéria fecal. Calcula-se que um ser humano adulto elimina de 50 a 400 bilhões dessas bactérias por dia. Assim sendo, sua presença permite detectar a presença de fezes na

água em concentrações extremamente diluídas, dificilmente verificáveis pelos métodos químicos correntes. Como, por outro lado, as bactérias patogênicas veiculadas por água estão sempre associadas às fezes, a presença destas constitui presença potencial de patogênicos, que será inferida da presença dos coliformes. Esse parâmetro, assim como a DBO, permite identificar o efeito nocivo da poluição sem a necessidade do estudo analítico da identificação dos patogênicos, o que seria muito mais custoso. Além disso, é mais seguro, uma vez que a simples verificação da ausência de patogênicos em uma pequena amostra não permitiria inferir a sua ausência na água a ser consumida, ao passo que a ausência de coliformes permite, sem dúvida, concluir pela ausência da matéria fecal.

2.6 - Nitrogênio e fósforo

Muitas vezes nosso objetivo não se restringe à análise da decomposição da matéria orgânica despejada no corpo hídrico, nem mesmo ao controle e monitoramento de substâncias tóxicas e/ou de microrganismos patogênicos ou coliformes. Em algumas situações, o efeito fertilizante dos efluentes, especialmente em regiões de clima temperado e solos ricos de material orgânico, pode levar à eutrofização do corpo d'água. Este fenômeno pode adquirir proporções indesejáveis e, em muitos casos, é fundamental o controle dos nutrientes - principalmente fósforo e nitrogênio - dissolvidos no meio aquático.

A avaliação do grau de eutrofização de um corpo hídrico é feita a partir da análise das concentrações de fósforo e nitrogênio presentes no mesmo. A eutrofização e o crescimento de algas em estuários e nas águas costeiras são controlados pela disponibilidade das formas inorgânicas de nitrogênio no ambiente. Geralmente, estes ecossistemas são relativamente ricos em fósforo e a razão N/P existente no sistema é muito menor que a razão N/P existente na biomassa planctônica.

Ryther et al (1971) estudaram as fontes de nitrogênio nas águas costeiras e os efeitos das descargas de efluentes na eutrofização e no crescimento de algas. Suas investigações indicaram que o nitrogênio é um dos fatores que limita e controla a eutrofização no sistema hídrico.

O despejo de fósforo nas águas costeiras e nos estuários pode ser muito elevado e a sua origem principal é o solo. As principais fontes de fosfato são os resíduos domésticos e o escoamento superficial em áreas agrícolas. As análises dos efluentes domésticos urbanos indicam claramente que a principal fonte de fosfatos são os detergentes.

2.6.1 - Ciclo do Nitrogênio

O nitrogênio é um dos elementos mais importantes no metabolismo de ecossistemas aquáticos. Esta importância deve-se principalmente à sua participação na formação de proteínas, um dos componentes básicos da biomassa. Quando presente em baixas concentrações, pode atuar como fator limitante na produção primária de ecossistemas aquáticos.

As principais fontes naturais de nitrogênio podem ser a chuva, material orgânico e inorgânico de origem alóctone e a fixação de nitrogênio molecular dentro do próprio lago.

O nitrogênio está presente no ambiente aquático sob várias formas, por exemplo: nitrato, nitrito, amônia, íon amônia, óxido nitroso, nitrogênio molecular, nitrogênio orgânico dissolvido (peptídeos, purinas, aminas, aminoácidos, etc.), nitrogênio orgânico particulado (bactérias, fitoplâncton, zooplâncton e detritos), etc.

Dentre as diferentes formas, o nitrato, juntamente com o íon amônio, assumem grande importância nos ecossistemas aquáticos, uma vez que representam as principais fontes de nitrogênio para os produtores primários.

O nitrito é encontrado em baixas concentrações notadamente em ambientes oxigenados. Em ambientes anaeróbios, como o hipolímnio de lagos eutróficos em período de estratificação, pode-se encontrar altas concentrações deste íon. O nitrito representa uma fase intermediária entre a amônia (forma mais reduzida) e o nitrato (forma mais oxidada).

Segundo Mc Carthy e Goldman (1979), o fitoplâncton pode assimilar nitrito, em caso de escassez do íon amônio e nitrato; neste caso o nitrito é reduzido, no interior da célula, a amônio, por meio da enzima nitrito-redutase. Em altas concentrações, o nitrito é extremamente tóxico à maioria dos organismos aquáticos.

O íon amônio (NH_4^+) é muito importante para os organismos produtores, especialmente porque a sua absorção é energeticamente mais viável. Para este íon, não há necessidade de redução no interior da célula, como ocorre com o nitrato, que é reduzido pela nitrito-redutase até amônio. Sua concentração nas camadas onde se encontra o fitoplâncton é, geralmente, muito baixa. Daí o fato do nitrato constituir-se, na maioria dos casos, como a principal fonte de nitrogênio para os vegetais aquáticos. O íon amônio também pode ser encontrado na sua forma não-dissolvida, como hidróxido de amônio (NH_4OH). A relação NH_4^+ para NH_4OH , no meio, é função principalmente do pH, por exemplo, em pH 6 a

relação amônio/hidróxido de amônio é 3000:1; em pH 7, 300:1; em pH 8, 30:1 e em pH 9,5 , 1:1 (Hutchinson, 1957).

Altas concentrações de íon amônio podem ter grandes implicações ecológicas, como por exemplo: influenciando fortemente a dinâmica do oxigênio dissolvido no meio, uma vez que para oxidar 1,0 miligrama de íon amônio são necessários cerca de 4,3 mg de oxigênio e influenciando a comunidade de peixes, pois em pH básico o íon amônio se transforma em amônia (NH₃ livre, gasoso), que dependendo de sua concentração pode ser tóxica para estes organismos.

Outro aspecto ecológico importante do processo de formação de amônia é que, por este composto ser um gás, difunde-se para a atmosfera, podendo acarretar significativas perdas de nitrogênio do ecossistema aquático.

Em ecossistemas aquáticos o nitrogênio molecular (N₂) apresenta-se em concentrações altas, apesar de sua solubilidade na água ser relativamente baixa. Em geral observa-se níveis de saturação durante todo o ano. No entanto, sua distribuição ao longo da coluna d'água na maioria dos ambientes aquáticos, não é homogênea. Este fato é mais evidente em ambientes produtivos.

Em sistemas fluviais onde o nitrogênio é um dos principais constituintes, a hipótese de uma taxa de reação constante - K_N - pode não ser apropriada. A taxa de reação pode variar ao longo do sistema simplesmente devido às variações das concentrações das diversas formas de nitrogênio, cada uma das formas apresentando a sua taxa constante.

A figura 2.1 apresenta as principais transformações que ocorrem entre as diversas formas de nitrogênio presentes no ecossistema aquático.

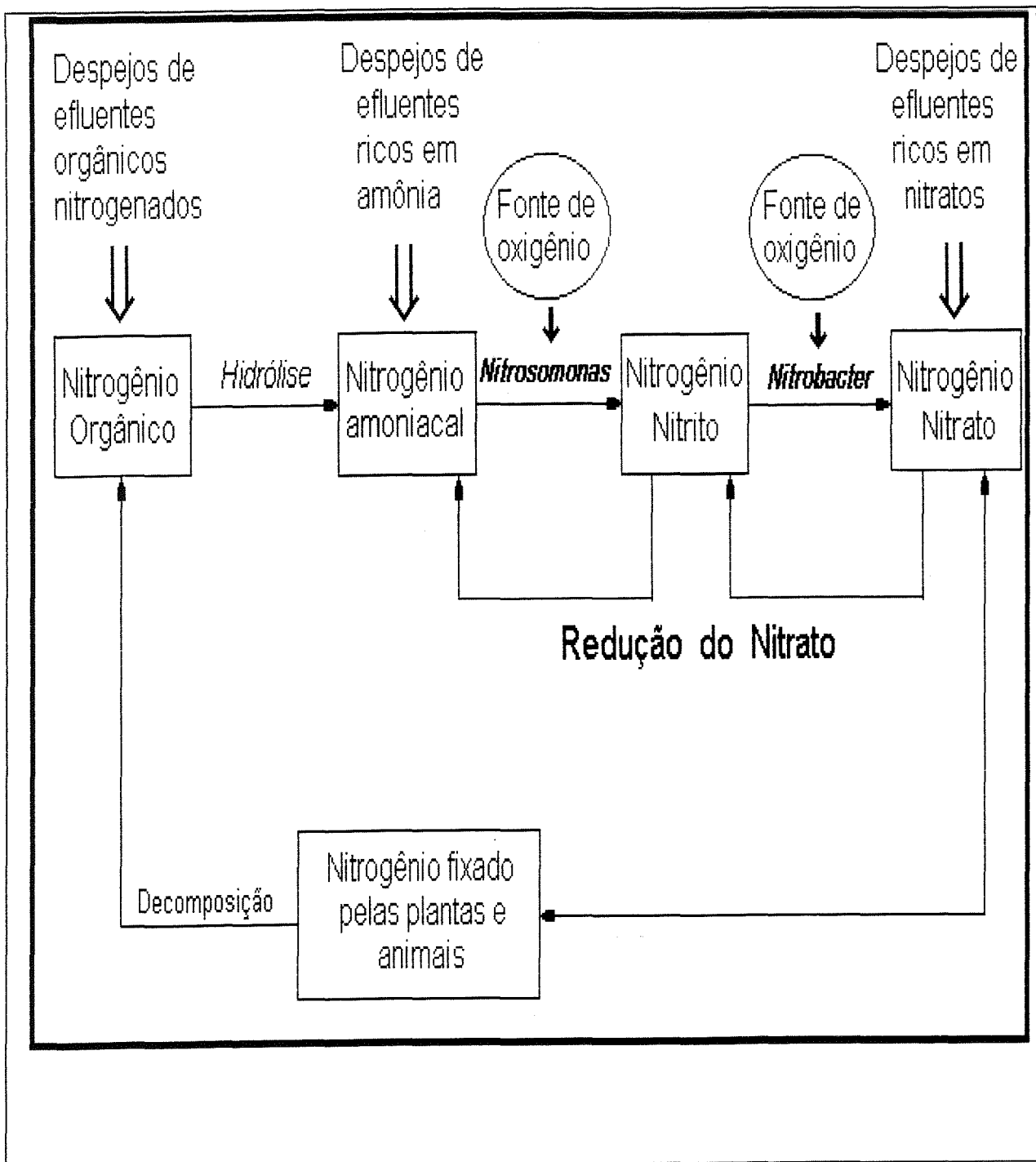
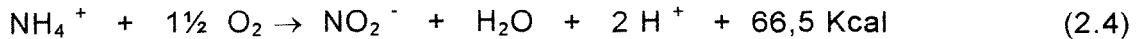


Figura 2.1 - Ciclo bioquímico do nitrogênio no meio aquático

Nitrificação

A nitrificação é uma reação bioquímica mediada pelas bactérias onde formas reduzidas de nitrogênio orgânico são oxidadas. Straton et al (1967), Zaoni (1969), Wild et al (1971), Brezonik (1972) and Huang(1974) estudaram a nitrificação em diferentes sistemas biológicos. Este processo é característico dos ambientes aeróbicos e ele ocorre tanto no solo como na água. O processo envolve dois estágios, cada um dos quais requer a presença de bactérias específicas que sejam capazes de oxidar as formas reduzidas de nitrogênio.



A estequiometria da reação química indica que 3,43 gramas de oxigênio são utilizadas para cada grama de nitrogênio - sob forma amoniacal - oxidada para nitrogênio - sob forma de nitrito.

Em uma segunda etapa, o nitrito produzido é subseqüentemente oxidado à nitrato pelas bactérias do gênero Nitrobacter, conforme a reação abaixo:



A estequiometria desta reação química indica que 1,14 gramas de oxigênio são utilizadas para cada grama de nitrogênio - sob forma de nitrito - oxidada para nitrogênio - sob forma de nitrato.

Muitos modelos físicos ou matemáticos buscam fazer previsões sobre os fenômenos biogeoquímicos no ecossistema aquático. Estes modelos se revelaram úteis no aperfeiçoamento e controle da qualidade da água de rios, lagos, baías e estuários. É importante, no entanto, que o pesquisador que elabora um modelo de qualidade tenha a habilidade de determinar os parâmetros presentes nos submodelos e possa confirmar as hipóteses fundamentais de sua formulação. A hipótese fundamental na modelagem do processo de nitrificação está na avaliação do crescimento de microrganismos nitrificantes. A confiabilidade de um modelo de nitrificação repousa na formulação deste processo.

Em conseqüência da pequena taxa de crescimento das bactérias nitrificantes, é esperado que a nitrificação passe a ser um processo significativo apenas nos corpos d'água com alto tempo de detenção. Entretanto, a nitrificação pode vir a ocorrer desde o início da descarga de um efluente, devido ao fato da presença de microrganismos fixados ao leito do rio.

A simulação matemática do efeito ambiental da descarga de uma efluente rico em amônia em um rio em regime estacionário pode ser avaliada genericamente pelo gráfico da figura 2.2 onde, a partir das concentrações iniciais das diversas formas de nitrogênio e suas correspondentes taxas de reação, pode se prever o comportamento do processo de nitrificação ao longo de um canal.

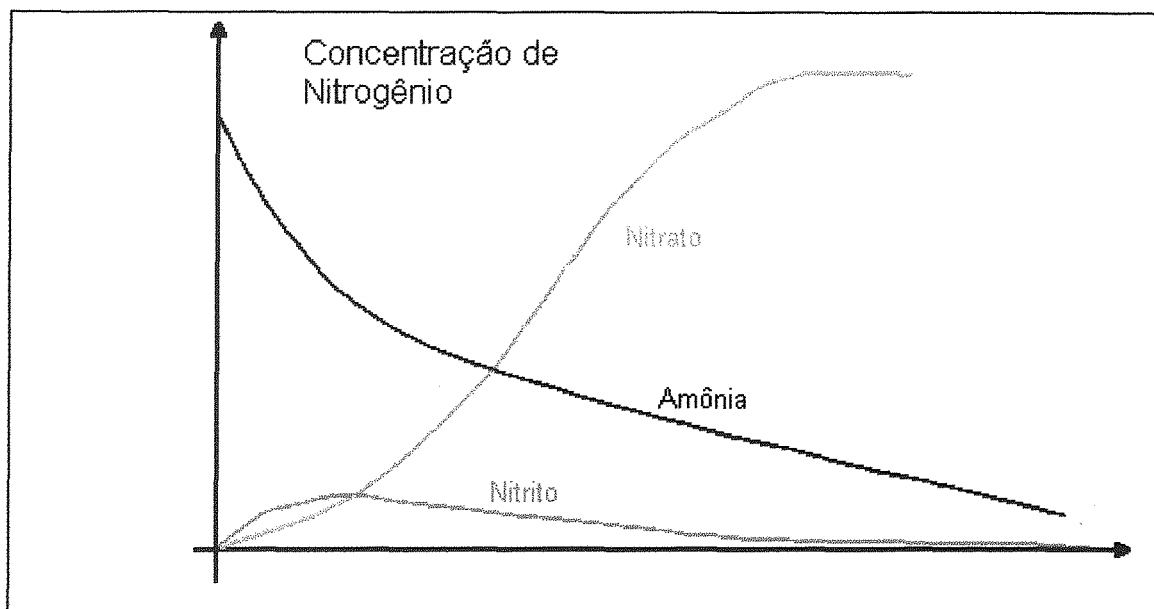


Figura 2.2 - Processo de nitrificação ao longo de um rio em regime estacionário

Fixação do Nitrogênio

Os organismos procariontes (bactérias e algas cianofíceas), possuem a capacidade de transformar o nitrogênio molecular em nitrogênio protéico, isto é, são capazes de fixá-lo. Em ambientes aquáticos, estes organismos podem ser tanto de vida livre como podem viver em simbiose, ou semi-simbiose com plantas aquáticas superiores. Na grande maioria dos ecossistemas aquáticos, além de alguns gêneros de bactérias, vários gêneros de algas cianofíceas dispõem do sistema enzimático necessário para a fixação do nitrogênio molecular.

A fixação do nitrogênio molecular, tanto por bactérias como por algas, é um processo tipicamente redutor, no qual a amônia é o primeiro produto formado. Todo o processo de fixação do nitrogênio molecular é catalisado por um sistema de enzimas denominado nitrogenase. Este sistema é composto por duas unidades: a primeira unidade é

formada por molibdênio, ferro e proteína (molibdoferrodoxina) e a segunda por ferro e proteína (azoferrodoxina).

A fixação do nitrogênio molecular é um processo extremamente sensível ao oxigênio. Em consequência, os organismos aeróbios fixadores de nitrogênio dispõem de mecanismos especiais que protegem o sistema nitrogenase do oxigênio.

A energia e os elétrons necessários para o processo de fixação do nitrogênio são obtidos através da fotossíntese, da fermentação ou da respiração. Os organismos fixadores de nitrogênio e fotossintetizantes obtêm os elétrons necessários para a fixação a partir da ferredoxina, que faz parte do sistema de transporte de elétrons da fotossíntese. Nestes organismos, incluindo as cianofíceas, a energia (ATP) necessária é obtida do sistema de transporte de elétrons.

Embora quantitativamente o papel das bactérias no processo da fixação do nitrogênio não seja tão importante quanto o das algas, estes organismos podem, em certos compartimentos do sistema (por exemplo, sedimentos), ser relevantes para a fixação total do nitrogênio.

As bactérias heterotróficas fixadoras de nitrogênio podem ser encontradas na coluna d'água (em menor densidade) e em maior densidade sobre macrófitas aquáticas e no sedimento. A distribuição de bactérias fixadoras do nitrogênio em águas continentais é fortemente influenciada pela concentração de oxigênio do meio.

Em ecossistemas aquáticos continentais, as algas cianofíceas são consideradas como os principais organismos fixadores de nitrogênio. No entanto, somente as algas possuidoras de heterocistos é que, quantitativamente, são importantes na fixação do nitrogênio.

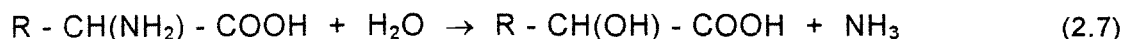
Hidrólise do nitrogênio orgânico - Amonificação

Amonificação é a formação de amônia durante o processo de decomposição da matéria orgânica dissolvida e particulada. Esta reação também é denominada de hidrólise do nitrogênio orgânico. A amônia formada é resultante da decomposição tanto aeróbia como anaeróbia da parte nitrogenada da matéria orgânica por organismos heterotróficos. O sedimento é o principal sítio de realização deste processo. A liberação de amônia a partir da decomposição de um composto nitrogenado como por exemplo, a uréia, pode ser representada como:



No meio aquático, especialmente em valores de pH ácido e neutro, a amônia formada é instável, sendo convertida por hidratação a íon amoníaco ($\text{NH}_3 + \text{H}_2\text{O} \rightarrow \text{NH}_4^+ + \text{OH}^-$). Já em meio alcalino, a possibilidade de ocorrência deste processo é muito reduzida e a parte da amônia formada pode difundir-se para a atmosfera.

Fair et al (1968) e Mc Kinney (1962) discutiram a hidrólise do nitrogênio orgânico em amônia. As bactérias saprófitas são responsáveis pela transformação da uréia e dos aminoácidos em amônia. Este processo é dependente da temperatura, e as bactérias necessitam de uma quantidade muito pequena de oxigênio para hidrolisar o nitrogênio orgânico. Na sua forma simplificada a hidrólise de um aminoácido pode ser descrita conforme a reação abaixo:



A amonificação e a excreção de amônia por animais aquáticos são as principais fontes deste composto para o ambiente aquático. No entanto, comparando os dois processos, nota-se que a excreção por animais é quantitativamente insignificante, como fonte de amônia para estes ambientes.

2.6.2 - Ciclo do Fósforo

Há muito é conhecida a importância do fósforo nos sistemas biológicos. Esta importância deve-se à participação deste elemento em processos fundamentais do metabolismo dos seres vivos, tais como: armazenamento de energia (forma uma fração fundamental da molécula de ATP) e estruturação da membrana celular (através dos fosfolipídeos).

Na maioria das águas continentais, o fósforo é o principal fator limitante de sua produtividade. Além disso, tem sido apontado como o principal responsável pela eutrofização artificial destes ecossistemas. Toda forma de fósforo presente em águas naturais, quer na forma iônica, quer na forma complexada, encontra-se sob a forma de fosfato.

O fosfato presente em águas continentais encontra-se em diferentes formas, cujas nomenclaturas variam de autor para autor. Stumm e Morgan (1981), propuseram a classificação das diferentes formas de fosfato presentes nas águas continentais, em fosfatos solúveis e insolúveis (Tabela 2.2)

Tabela 2.2- Formas de fosfato presentes em águas continentais (Stumm e Morgan, 1981)

FOSFATO	Formas Solúveis	Formas Insolúveis
Inorgânico	H ₃ PO ₄ , H ₂ PO ₄ ⁻ , HPO ₄ ⁻² (ortofosfato) FeHPO ₄ ⁻ (monohidrogeno fosfato férrico) CaH ₂ PO ₄ ⁺ (dihidrogeno fosfato de cálcio)	* Complexos fosfato- - argilas * Complexos metal- - hidróxidos
Orgânico	Compostos orgânicos dissolvidos: fosfatases, fosfolipídios, inositol, fosfoproteínas, etc.	Fósforo complexado à matéria orgânica

Atualmente a maioria dos pesquisadores têm se utilizado de uma classificação mais sumária, que agrupa as várias formas em apenas cinco: fosfato particulado, fosfato orgânico dissolvido, fosfato inorgânico dissolvido ou ortofosfato ou fosfato reativo, fosfato total dissolvido e fosfato total. Do ponto de vista do metabolismo aquático, todas as formas (também chamadas de frações) de fosfato são importantes, no entanto o ortofosfato assume maior relevância, por ser a principal forma de fosfato assimilada pelos vegetais aquáticos.

Na água, o íon fosfato (P-orto) pode estar sob diferentes espécies iônicas em função do pH do meio, como mostra a Tabela 2.3. Como em águas continentais a faixa de pH mais freqüente situa-se entre 5 e 8, as espécies iônicas predominantes são HPO₄⁻² e H₂PO₄⁻.

Tabela 2.3 - Variação da concentração das espécies iônicas de fosfato em função do pH do meio

pH	% de cada espécie iônica presente			
	H ₃ PO ₄	H ₂ PO ₄ ⁻	HPO ₄ ⁻²	PO ₄ ⁻³
4	0,9	99,0	0,2	7 x 10 ⁻¹⁰
5	0,1	98,0	2	7 x 10 ⁻⁸
6	8 x 10 ⁻³	82	18	8 x 10 ⁻⁶
7	3 x 10 ⁻⁴	33	67	3 x 10 ⁻⁴
8	4 x 10 ⁻⁶	3	97	4 x 10 ⁻³
9	5 x 10 ⁻⁸	0,5	99,5	5 x 10 ⁻²

O fosfato, por si só, não produz efeitos adversos à saúde humana. Entretanto, concentrações de fosfato superiores à 1,0 mg/l podem interferir no processo de coagulação das plantas de tratamento de água. Como resultado, partículas orgânicas suspensas, nas quais ocorrem a fixação de microrganismos, não serão completamente removidas da água tratada.

A Agência Americana de Proteção Ambiental (EPA) estabelece, como um critério para a qualidade da água, que a concentração de fosfato em rios e canais, que não sejam tributários de lagos e reservatórios, não deverá exceder 0.1 mg/l, a fim de que seja controlado o crescimento de algas.

O crescimento de macrófitas e do fitoplâncton é estimulado principalmente pela presença de nutrientes como o fósforo e nitrogênio. A excessiva produtividade primária estimulada pela presença de nutrientes é mais preocupante em lagos e reservatórios; devido ao fato que nos rios e canais a produtividade primária é controlada fundamentalmente por fatores físicos, tais como a penetração da luz, velocidade superficial e tipo de substrato disponível. (Mc Cabe et. al, 1985).

Fontes de fosfato

O fosfato presente em ecossistemas aquáticos continentais têm origem de fontes naturais e antropogênicas. Dentre as fontes naturais, as rochas da bacia de drenagem constituem a fonte básica de fosfato para os ecossistemas aquáticos continentais. Em outras palavras, significa dizer que a quantidade de fosfato de fonte natural no ecossistema aquático depende diretamente do conteúdo de fosfato presente nos minerais primários das rochas da bacia de drenagem. Dentre estas, a mais importante é a apatita.

A liberação do fosfato, a partir da forma cristalina dos minerais primários da rocha, ocorre através da desagregação desta pela intemperização. O fosfato liberado da rocha é carregado pelas águas de escoamento superficial e pode alcançar os diferentes ecossistemas aquáticos sob duas formas principais: solúvel (menos provável) e adsorvido às argilas. Esta última é, sem dúvida, a via mais importante de acesso de fosfato aos ecossistemas aquáticos tropicais, devido à frequência de solos argilosos (solos antigos e muito intemperizados) nesta região.

As principais fontes antropogênicas não-pontuais de fosfato são provenientes do escoamento superficial de:

- a) áreas de mineração de rochas fosfáticas,
- b) áreas agrícolas,
- c) áreas urbanas e residenciais.

Devido ao fato de que o fósforo tem uma grande afinidade com o solo, uma pequena fração do fosfato dissolvido será transportado no escoamento superficial. No entanto, o sedimento proveniente de áreas agrícolas e de mineração carrega o fosfato adsorvido para o corpo d'água.

O esgoto doméstico fornece a maioria do fosfato disponível nos corpos d'água superficiais. Um adulto normal excreta de 1,3 a 1,5 gramas de fósforo por dia. Uma quantidade adicional de fósforo é proveniente do uso de produtos industrializados, tais como

dentrificios, detergentes, produtos farmacêuticos e aditivos alimentares. Em muitas regiões, notadamente em regiões industrializadas e com elevada densidade populacional, as fontes artificiais de fosfato são mais importantes do que as naturais. Para a Europa Central, por exemplo, calcula-se que cada habitante seja responsável pela eliminação de 2,7 g de fosfato por dia através de produtos de limpeza (Ambühl, 1978).

O tratamento primário remove apenas cerca de 10% do fósforo presente no esgoto doméstico; o secundário, apenas 30%. O fósforo restante é despejado juntamente com o efluente (Smith, 1990). O tratamento terciário torna-se necessário para uma maior remoção do fósforo presente no efluente. A quantidade de fósforo adicional que pode ser removida varia com a eficiência da tecnologia de tratamento utilizada. As tecnologias de tratamento disponíveis atualmente incluem a remoção biológica e a precipitação química (Tchobanoglous, 1991).

Precipitação do fosfato

Grande parte do fosfato que chega aos ecossistemas aquáticos continentais pode ser precipitada no sedimento, sendo que em muitos casos este fosfato não mais retorna ao metabolismo do ecossistema.

Vários fatores físico-químicos interferem na precipitação (imobilização) do íon fosfato no ambiente aquático; entre estes destacam-se: a concentração do íon ferro, alumínio, sulfeto, compostos orgânicos e carbonatos, pH e condições de oxidação-redução.

Entre todos os íons que interferem na precipitação do fosfato, os de ferro têm o papel mais importante. Vários pesquisadores (e.g. Eisele, 1938; Mortimer, 1941; Uhlmann, 1975), mostraram que a ação dos íons de ferro sobre a dinâmica do fosfato depende do seu estado de oxidação, que por sua vez, depende da concentração do oxigênio e do pH do meio. Pode-se dizer que a precipitação do fosfato, conseqüentemente sua exclusão da dinâmica do ecossistema, através do íon férrico, ocorre principalmente através da adsorção química ou física de espécies fosfatadas à superfície das partículas de hidróxido de ferro hidratado.

Entre os componentes principais do solo estão os minerais secundários em diferentes graus de intemperização. Entre as várias frações constituintes dos minerais secundários estão as argilas, que apresentam grande capacidade de adsorção de fosfato, principalmente aquelas que têm na sua constituição ferro e alumínio, como hematita e gipsita.

A adsorção de fosfato às argilas pode compreender dois processos:

1º) ligação química da carga negativa do fosfato com a positiva das bordas das argilas

2º) substituição do fosfato por silicatos de argilas. (Stumm e Morgan, 1981)

Segundo estes mesmos autores, a adsorção do fosfato à argila é maior em pH ácido ou ligeiramente ácido. Em pH elevado, a taxa de adsorção se reduz sensivelmente, visto que nestas condições o fosfato como a maioria dos demais ânions, exceção do silicato, concorre com os íons OH^- , que aumentam de concentração com a elevação do pH. O fenômeno de adsorção de fosfato às argilas assume grande importância em águas continentais tropicais pelo fato de a maioria destes corpos d'água receber consideráveis aportes de argilas de suas bacias de drenagem. Estas argilas ao atingirem os ecossistemas aquáticos podem, dependendo das condições físico-químicas do meio (por exemplo, ambiente oxigenado) e de sua concentração em ferro e alumínio, precipitar grandes quantidades de fosfato, reduzindo a concentração deste íon na água.

A principal consequência da precipitação do íon fosfato é a sua exclusão definitiva ou temporária de circulação, com múltiplas implicações sobre o metabolismo de todo o ecossistema aquático, especialmente reduzindo a sua produtividade.

Principais aspectos do ciclo do fósforo

O fósforo presente no meio aquático, seja na forma orgânica ou inorgânica, solúvel ou insolúvel, sofre contínuas transformações. O fósforo dissolvido, geralmente na forma de ortofosfato, é assimilado pelo fitoplâncton e transformado na sua forma orgânica (Smith, 1990; Holtan et. al., 1988). O fitoplâncton e provavelmente as macrófitas aquáticas são capazes de absorver não somente o fosfato sob a forma iônica, mas também sob a forma de moléculas orgânicas como, por exemplo, glicerofosfato e ácido fitônico (Vogler, 1956). Desta maneira, estes organismos são de fundamental importância no ciclo do fósforo em ecossistemas aquáticos. Parte de sua biomassa é assimilada pelo zooplâncton e peixes que excretam fezes ricas em fosfato (Pomeroy et. al, 1963). Cerca da metade do conteúdo total de fósforo orgânico ingerido pelo zooplâncton é excretado como fósforo inorgânico. Na continuação do ciclo, o fosfato inorgânico é rapidamente assimilado pelo fitoplâncton. Smith, 1990; Holtan et. al., 1988).

O fosfato é um elemento indispensável ao crescimento das algas, pois faz parte da composição de importantes compostos celulares, diretamente ligados ao armazenamento da

energia na célula, como ATP, GTP, etc. Embora o íon orto-fosfato seja a forma mais importante para algas e macrófitas aquáticas uma vez que é absorvido preferencialmente por estas, Galloway e Krauss (1963) mostraram que muitas algas são capazes de absorver outras frações de fosfato. A absorção de fosfato por algas e vegetais, de um modo geral, está ligada a uma reação de fosforilação (produção de ATP no cloroplasto por meio de reações que são ativadas pela luz). Este fato pode ser a explicação para a estreita relação entre a absorção de fosfato e a atividade fotossintética fitoplantônica.

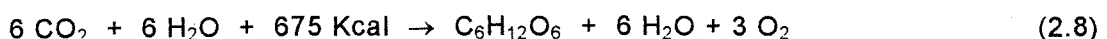
A liberação do íon fosfato para a coluna d'água ocorre mais facilmente em condições de baixas concentrações de oxigênio e sobretudo em anaerobiose. Estas características são freqüentemente encontradas na parte inferior da coluna d'água, especialmente quando esta se encontra estratificada termicamente e o íon férrico encontra-se na forma reduzida (Fe^{+2} , ferroso). Nestas condições não ocorre precipitação de fosfato pelo ferro permanecendo, portanto, solúvel. Em condições aeróbias, o sedimento apresenta uma camada de oxidação, geralmente de alguns milímetros, sobre uma camada reduzida (sem oxigênio). A camada oxidada funciona como uma barreira que impede a liberação do fosfato para a coluna d'água.

A maior parte do fosfato contido na biomassa do fitoplâncton, macrófitas aquáticas, zooplâncton, nécton e bentos, é liberada após a morte destes organismos para a coluna d'água. No caso do fitoplâncton, a liberação do fosfato pode ser um fenômeno muito rápido, pois as fosfatases das próprias células fitoplanctônicas desfosforilam o fosfato particulado para solúvel, que desta maneira é mineralizado pelas bactérias até P-orto (Rigler, 1973). Como nos demais ciclos biogeoquímicos, também no ciclo do fósforo as bactérias têm um papel fundamental, pois são responsáveis pela decomposição da matéria orgânica. Neste processo, ocorre liberação de fosfato para o meio sob a forma inorgânica. A liberação de fosfato inorgânico, a partir da matéria orgânica, é catalizada por enzimas denominadas fosfatases, produzidas principalmente por bactérias.

2.6.3 - Metabolismo do Ecossistema Aquático

O metabolismo de um ecossistema aquático compreende três etapas principais: produção, consumo e decomposição.

A produção de um ecossistema aquático é realizada por todos os organismos capazes de sintetizar matéria orgânica, a partir de gás carbônico, sais minerais e energia solar, segundo a equação:



Estes organismos são chamados de produtores primários e se localizam principalmente na zona eufótica (iluminada) do canal. No ecossistema aquático, os produtores primários são algas, macrófitas, aquáticas e algumas espécies de bactérias. Uma parte da produção total (produção primária bruta) destes organismos é gasta na manutenção de seu próprio metabolismo, enquanto a outra parte é transformada em biomassa (produção primária líquida), que constitui a fonte de energia para as cadeias alimentares de todo o ecossistema.

Os consumidores são organismos que obtêm sua energia direta ou indiretamente, a partir da matéria orgânica sintetizada pelos produtores primários.

No ambiente aquático a decomposição é realizada principalmente por bactérias e fungos, que decompõem a matéria orgânica até sais minerais, H_2O e CO_2 . O papel dos decompositores é fundamental no ecossistema aquático, pois através de sua atividade eles promovem a circulação dos nutrientes possibilitando que estes sejam reaproveitados pelos organismos produtores.

Os organismos aquáticos influenciam a concentração de muitas substâncias pela sua assimilação, transformação, armazenamento e liberação. A matéria orgânica particulada e dissolvida serve como substrato para organismos decompositores que geram substâncias inorgânicas como subprodutos do seu metabolismo. Um ecossistema é definido por diversas variáveis bióticas e abióticas, as quais sofrem variações - espaciais e temporais - como consequência dos processos mencionados acima. A descrição matemática dos processos básicos associados ao metabolismo do ecossistema aquático engloba um número arbitrário de constituintes químicos e componentes bióticos.

A produção primária é o principal processo através do qual as substâncias inorgânicas dissolvidas (CO_2 , PO_4^{-3} , HPO_4^{-2} , NO_3^- , NO_2^- , ...) são assimiladas. Excreção e mortalidade não-predatória produzem substâncias orgânicas particuladas e dissolvidas; matéria e energia são transportadas e armazenadas na cadeia alimentar; e os elementos químicos sofrem transformações cíclicas dentro do ecossistema.

Um ecossistema é definido por diversas variáveis bióticas e abióticas, as quais sofrem variações - espaciais e temporais - como consequência dos processos mencionados acima. Isto é representado na figura 2.3, que mostra o fluxo de matéria e energia através de uma sucessão de níveis tróficos dentro de um ambiente aquático caracterizado pelos parâmetros de qualidade, tais como as concentrações de oxigênio dissolvido, CO_2 , fósforo e

nitrogênio e, ainda, as quantidades de matéria orgânica suspensa, detritos e sedimentos de fundo. As transformações de massa e energia são reguladas por processos como crescimento, respiração, mortalidade e decomposição; estes, por sua vez, são governados por parâmetros ambientais de qualidade tais como temperatura, toxicidade e concentração de nutrientes. O sistema é altamente interdependente, tendo em vista que o balanço de massa e energia para qualquer um dos constituintes está invariavelmente ligado a vários outros constituintes.

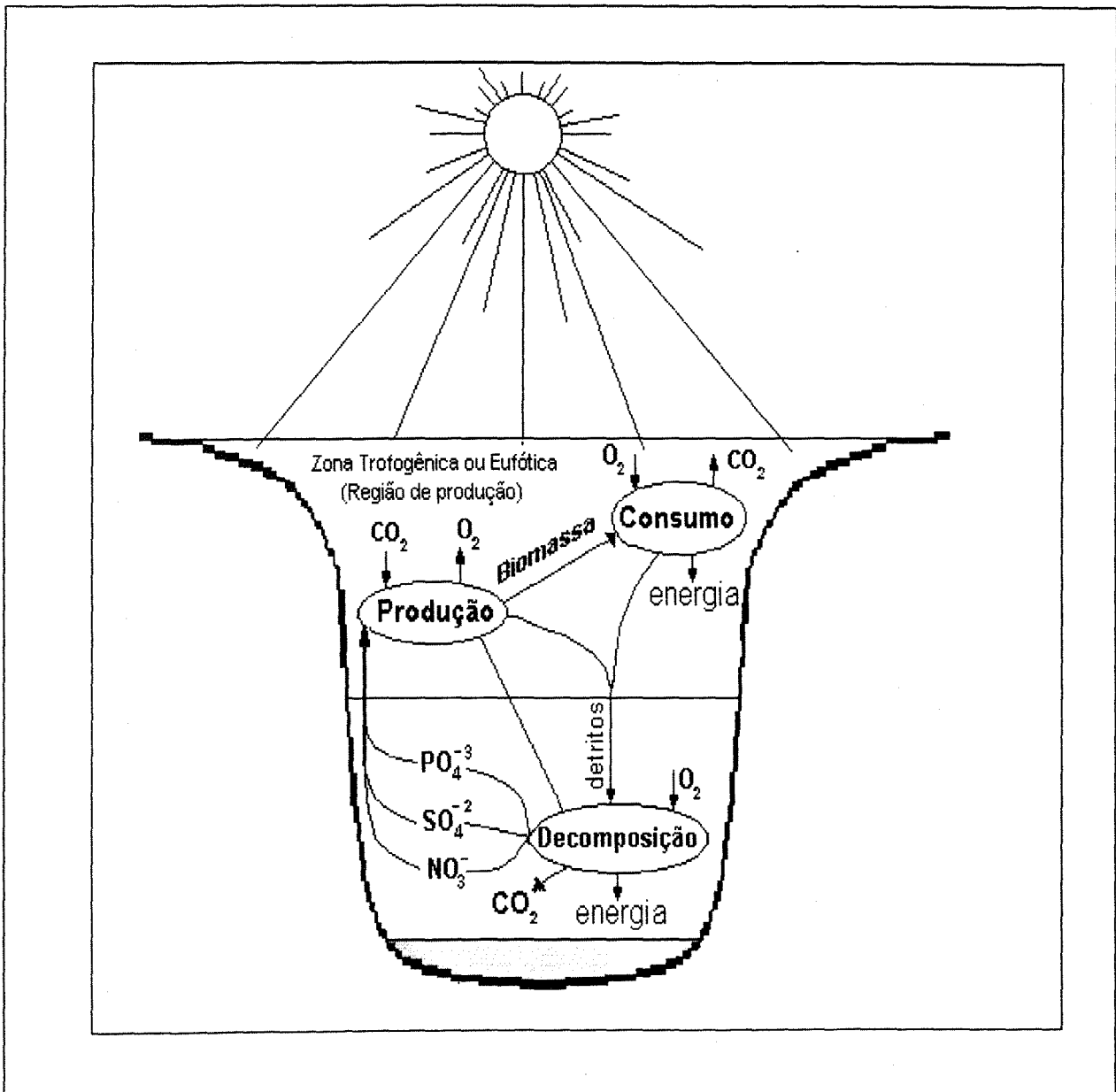


Figura 2.3 - Principais transformações associadas ao metabolismo do ecossistema aquático

No desenvolvimento de um modelo ecológico é importante a avaliação dos processos de assimilação e crescimento. A assimilação é a transformação de um elemento essencial - por exemplo, o nitrogênio - de sua forma inorgânica à uma forma orgânica em solução no interior da parede celular do microrganismo. O crescimento é o aumento da biomassa de uma população e, em alguns casos, pode ser avaliado pela assimilação de um determinado nutriente. Neste caso, a hipótese adotada é que o nutriente assimilado pelo microrganismo é utilizado somente na síntese do protoplasma celular. Tal hipótese é válida para o nitrogênio porque o nitrogênio presente no protoplasma celular é, principalmente, um componente estrutural e não atua diretamente nos processos energéticos.

A presença de nutrientes no meio aquático, especialmente N e P, e a sua assimilação pela comunidade fitoplanctônica tem como resultado o aumento da biomassa destes organismos.

Biomassa é a massa total de todos os indivíduos de uma população ou comunidade por unidade de área ou de volume num dado tempo. A biomassa pode ser expressa em termos de números de indivíduos, pigmentos, peso fresco, carbono orgânico, nitrogênio orgânico, energia (joule) e adenosina trifosfato (ATP). A produção primária líquida é a diferença entre a quantidade de matéria orgânica acrescida pela fotossíntese ou quimiossíntese em um determinado intervalo de tempo e as perdas ocorridas neste período. No caso da comunidade fitoplanctônica, as perdas principais são devidas à: respiração, excreção, secreção, morte herbívoria e parasitismo. Muitos autores incluem a taxa de afundamento como uma das principais causas para estas perdas (Reynolds, 1983).

A produtividade primária fitoplanctônica é um processo complexo, no qual estão envolvidos diferentes fatores bióticos e abióticos, inibindo-a ou estimulando-a. Dentre os fatores bióticos podem ser citados como os mais importantes: a taxa de reprodução dos organismos fitoplanctônicos e a herbivoria. Dentre os inúmeros fatores abióticos, considera-se como os mais importantes a radiação solar, a temperatura e os nutrientes, uma vez que exercem influência direta sobre o processo fotossintético. Além destes, alguns gases dissolvidos (O_2 , CO_2 , H_2O , CH_4), elementos traços (Co, Cu, Mo, etc.) e substâncias dissolvidas (polissacarídeos, hormônios, vitaminas, aminoácidos) podem ter tanto influência direta como indireta sobre a produção primária do fitoplâncton.

1. Radiação Solar - A radiação solar influencia a produtividade planctônica de duas maneiras: agindo diretamente sobre a taxa de fotossíntese e contribuindo na determinação de profundidade da zona eufótica ,

2. Temperatura - A temperatura do meio pode atuar sobre a produtividade do fitoplâncton de duas maneiras: diretamente sobre a fisiologia dos organismos fitoplanctônicos e indiretamente, alterando, por exemplo, a distribuição de nutrientes na zona eufótica, principalmente através da formação de camadas com diferentes densidades

3. Nutrientes - A concentração dos nutrientes tem papel fundamental sobre a produtividade primária do fitoplâncton. Dentre os nutrientes mais importantes destacam-se: fosfato, nitrato, amônio e silicato, considerados geralmente como limitantes. Alguns podem ser de grande importância na produtividade primária de certos grupos de algas. O silicato por exemplo, é o principal controlador da produtividade das diatomáceas, este fato pode ser comprovado através da estreita relação entre a biomassa de diatomáceas e a concentração de silicato do meio.

A análise quantitativa do fitoplâncton tem sido uma das principais dificuldades no estudo desta comunidade. Daí a grande atenção que este problema tem merecido de vários pesquisadores, desde o início deste século. Para a estimativa da biomassa fitoplanctônica, inúmeros métodos foram desenvolvidos, sendo que nenhum dos disponíveis até hoje, pode ser usado indistintamente para todos os tipos de organismos fitoplanctônicos.

3 - MODELO DE QUALIDADE DE ÁGUA EM REGIME NÃO-PERMANENTE EM RIOS

O modelo utilizado foi apresentado por Tucci (1978). Este modelo apresenta dois módulos:

- * módulo hidráulico
- * módulo de transporte de massa

Esse modelo foi ampliado neste estudo no módulo de transporte de massa. No fluxograma da figura 3.1 é apresentada a estrutura básica do modelo onde pode se observar o acoplamento dos módulos hidráulico e de transporte de massa.

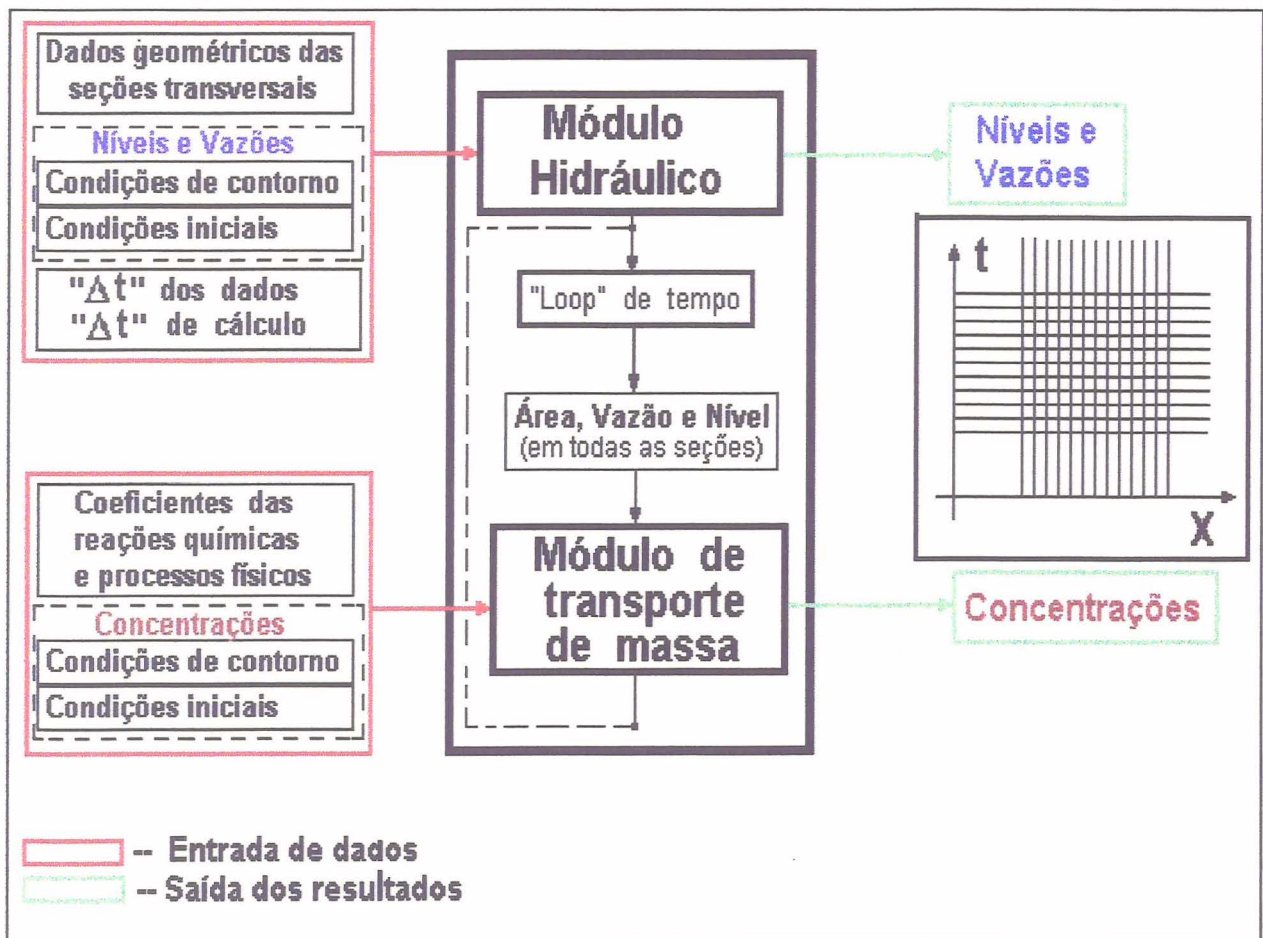


Fig. 3.1 - Fluxograma geral do modelo de qualidade da água

3.1 - O módulo hidráulico

O módulo hidráulico é baseado nas equações da continuidade e dinâmica.

Equação da continuidade:

$$\frac{\partial Q}{\partial x} + \frac{\partial A}{\partial t} = q \quad (3.1)$$

onde A é a área em m²; Q é a vazão em m³/s; q é a contribuição lateral em m²/s; t é o tempo em segundos; e, x é a distância em m.

Equação dinâmica:

$$\begin{aligned} \frac{\partial Q}{\partial t} + v \cdot \frac{\partial \beta Q}{\partial x} - v^2 \cdot T \cdot \frac{\partial y}{\partial x} + g \cdot A \cdot \frac{\partial y}{\partial x} = \\ = g \cdot A \cdot \left(S_o - S_f + \frac{q \cdot l \cdot v_l}{A \cdot g} \right) + \beta \cdot v^2 \cdot A_x^y \end{aligned} \quad (3.2)$$

onde:

$$T = \frac{\partial A}{\partial y} \quad (3.5) \quad S_f = \frac{Q \cdot |Q| \cdot n^2}{R^{4/3} \cdot A^2} \quad (3.6) \quad A_x^y = \left(\frac{\partial A}{\partial x} \right)_{y=cte.}$$

e β é coeficiente do momento (adimensional); v é a velocidade em m/s; y é o nível da água em m; T é a largura no topo da seção transversal em m; n é o coeficiente de Mannig (adimensional); e, R é o raio hidráulico, em m.

As equações relacionadas formam um sistema de equações a derivadas parciais, não-lineares, sem possibilidade de solução analítica, que são resolvidas pelo método das diferenças finitas.

O esquema numérico empregado na solução destas equações diferenciais é do tipo implícito progressivo, expresso por:

$$f_{i+1/2} \cong \frac{1}{2} \cdot (f_i^t + f_i^{t+1}) \quad (3.3)$$

onde $f_{i+1/2}$ é o valor médio da variável f entre o ponto i e o ponto $i+1$; f_i^t é o valor da variável f no ponto i no intervalo de tempo t , e f_{i+1}^t é o valor da variável f no ponto $i+1$ no intervalo de tempo t .

$$\frac{\partial f}{\partial x} \approx \frac{f_{i+1}^t - f_i^t}{\Delta x} \quad (3.4)$$

$$\frac{\partial f}{\partial t} \approx \frac{1}{2 \cdot \Delta t} \left[(f_i^{t+1} - f_i^t) + (f_{i+1}^{t+1} - f_{i+1}^t) \right] \quad (3.5)$$

Aplicando o esquema numérico das equações (3.3) a (3.5) na equação da continuidade (eq. 3.1), resulta na equação seguinte:

$$A_i \cdot Q_i^{t+1} + B_i \cdot y_i^{t+1} + C_i \cdot Q_{i+1}^{t+1} + D_i \cdot y_{i+1}^{t+1} = E_i \quad (3.6)$$

onde:

$$A_i = -\frac{4 \cdot \Delta t}{\Delta x_i}$$

$$B_i = T_i^t + T_{i+1}^t + \frac{(A_{f_i}^t + A_{f_{i+1}}^t)}{\Delta x_i}$$

$$C_i = \frac{4 \cdot \Delta t}{\Delta x_i}$$

$$D_i = T_i^t + T_{i+1}^t + \frac{(A_{f_i}^t + A_{f_{i+1}}^t)}{\Delta x_i}$$

$$E_i = 2 \cdot \Delta t \cdot (Q_{L2_i} + Q_{L2_{i+1/2}}) + [T_i^t + T_{i+1}^t + \frac{(A_{f_i}^t + A_{f_{i+1}}^t)}{\Delta x_i}] \cdot (y_i^t + y_{i+1}^t)$$

e Δt é o intervalo de tempo; Δx é a distância entre as seções $i+1$ e i ; Q_{L2} é a contribuição lateral da drenagem da bacia ou de outras fontes; e, A_f é a área inundada.

No caso da equação dinâmica, o termo relativo à declividade de atrito (S_f), descrito na equação (3.4) é aproximado por uma expansão de Taylor com aproximação de primeira ordem, obtendo-se:

$$S_{f_i}^{t+1} = S_{f_i}^t + \left(\frac{\partial S_f}{\partial Q} \right)_i^t \cdot (Q_i^{t+1} - Q_i^t) + \left(\frac{\partial S_f}{\partial y} \right)_i^t \cdot (y_i^{t+1} - y_i^t) \quad (3.7)$$

Utilizando o esquema numérico apresentado acima e adotando a formulação indicada pela equação (3.7) , a equação dinâmica pode ser descrita da forma:

$$A_i' \cdot Q_i^{t+1} + B_i' \cdot y_i^{t+1} + C_i' \cdot Q_{i+1}^{t+1} + D_i' \cdot y_{i+1}^{t+1} = E_i' \quad (3.8)$$

onde:

$$A_i' = 1 + \frac{2 \cdot \Delta t}{\Delta x_i} \cdot \left\{ \frac{1}{2} \cdot [(\beta \cdot v)_i^t + (\beta \cdot v)_{i+1}^t] + \frac{1}{2} \cdot (v_i^t + v_{i+1}^t) \cdot \beta_i^t \right\} - \dots$$

$$\dots - \left(\frac{S_f}{v} \right)_i^t \cdot \Delta t \cdot g$$

$$B_i' = \frac{\Delta t}{\Delta x_i} \cdot [(\beta \cdot v^2 \cdot T)_i^t + (\beta \cdot v^2 \cdot T)_{i+1}^t - g \cdot (A_i^t + A_{i+1}^t)] - \dots$$

$$\dots - g \cdot \Delta t \cdot \left[(S_f \cdot T)_i^t - 2 \cdot \left(\frac{A \cdot S_f}{K} \right)_i^t \cdot \left(\frac{\partial K}{\partial y} \right)_i^t \right]$$

$$C_i' = 1 + \frac{2 \cdot \Delta t}{\Delta x_i} \cdot \left\{ \frac{1}{2} \cdot [(\beta \cdot v)_i^t + (\beta \cdot v)_{i+1}^t] + \frac{1}{2} \cdot (v_i^t + v_{i+1}^t) \cdot \beta_{i+1}^t \right\} + \dots$$

$$\dots + \left(\frac{S_f}{v} \right)_{i+1}^t \cdot \Delta t \cdot g$$

$$D_i' = \frac{\Delta t}{\Delta x_i} \cdot [(\beta \cdot v^2 \cdot T)_i^t + (\beta \cdot v^2 \cdot T)_{i+1}^t - g \cdot (A_i^t + A_{i+1}^t)] - \dots$$

$$\dots - g \cdot \Delta t \cdot \left[(S_f \cdot T)_{i+1}^t - 2 \cdot \left(\frac{A \cdot S_f}{K} \right)_{i+1}^t \cdot \left(\frac{\partial K}{\partial y} \right)_{i+1}^t \right]$$

$$E_i' = Q_i^t \cdot \left[1 + g \cdot \Delta t \cdot \left(\frac{S_f}{v} \right)_i^t \right] + Q_{i+1}^t \cdot \left[1 + g \cdot \Delta t \cdot \left(\frac{S_f}{v} \right)_{i+1}^t \right] + \dots$$

$$y_i^t \cdot g \cdot \Delta t \cdot \left[(S_f \cdot T)_i^t - 2 \cdot \left(\frac{A \cdot S_f}{K} \right)_i^t \cdot \left(\frac{\partial K}{\partial y} \right)_i^t \right] + y_{i+1}^t \cdot g \cdot \Delta t \cdot \left[(S_f \cdot T)_{i+1}^t - \dots \right]$$

$$\dots - 2 \cdot \left(\frac{A \cdot S_f}{K} \right)_{i+1}^t \cdot \left(\frac{\partial K}{\partial y} \right)_{i+1}^t \right] + \frac{g \cdot \Delta t}{\Delta x_i} \cdot (A_i^t + A_{i+1}^t) \cdot (Z_{o_i} - Z_{o_{i+1}})$$

$$K_i^t = \frac{(R_i^t)^{2/3} \cdot A}{n}$$

$$\left(\frac{\partial K}{\partial y} \right)_i^t = K_i^t \cdot \left[\frac{1}{A_i^t} \cdot \left(\frac{\partial A}{\partial y} \right)_i^t + \frac{2}{3 \cdot R_i^t} \cdot \left(\frac{\partial R}{\partial y} \right)_i^t - \frac{1}{n_i^t} \cdot \left(\frac{\partial n}{\partial y} \right)_i^t \right]$$

e K é o valor da condutância hidráulica ; e, R é o raio hidráulico.

As equações numéricas obtidas são aplicadas em todos os trechos do sistema hídrico analisado, o que fornece um conjunto de “ $(i-1) \times 2$ ” equações e “ $2 \times i$ ” variáveis. A especificação das condições de contorno nas seções a jusante e a montante do sistema permite a obtenção de um sistema de “ $2 \times i$ ” equações lineares, que é resolvido em cada intervalo de tempo de cálculo.

3.1.1 - Condições iniciais e de contorno

A resolução deste sistema de equações requer, além da especificação das condições de contorno nas seções a jusante e a montante do canal, as condições iniciais em todas as seções do rio.

Em um rio com duas seções de contorno há uma opção de especificar o nível ou a vazão em cada contorno durante o período de simulação. Um outro tipo de contorno que pode ser utilizado é uma relação entre Q (vazão) e y (nível).

Quando o fluxo é subcrítico ($v < c$), é necessário especificar uma variável para a seção de montante e uma outra variável para a seção de jusante. No caso de fluxo supercrítico, ambas as equações características se propagam para jusante, então, podem ser especificadas as duas variáveis no contorno de montante.

A curva-chave pode ser utilizada como condição de contorno em algumas situações. Esta condição é estritamente aplicável aos modelos cinemáticos (Abbott, 1976). Quando esta relação é utilizada em modelos dinâmicos, a solução no contorno está em conflito com a solução próxima ao contorno, o que pode levar a uma perda de precisão. Esta relação supre o sistema de equações com mais uma equação.

Quando a curva-chave é desconhecida, ela pode ser estimada utilizando a equação de Manning, a saber:

$$Q = \frac{A R^{2/3} \cdot S^{1/2}}{n} \quad (3.9)$$

Tucci (1978) utiliza uma expansão de Taylor com aproximação de primeira ordem para estabelecer esta curva-chave, obtendo a seguinte equação:

$$\left(\frac{5}{y^t}\right) \cdot y^{t+1} - \left(\frac{3}{Q^t}\right) \cdot Q^{t+1} = 2 \quad (3.10)$$

Este tipo de contorno pode ser utilizado quando os efeitos de jusante são pequenos e o "loop" da relação entre Q e y pode ser aproximado por uma curva ou por uma linha reta.

A fim de se proceder os cálculos é necessário especificar o nível e a vazão em todas as seções no intervalo de tempo inicial. Geralmente estes valores não são conhecidos e são estimados. Entretanto, os valores iniciais nos contornos são conhecidos e executando o programa um número de intervalos de tempo correspondente ao tempo de deslocamento do escoamento no trecho simulado, e mantendo as condições de contorno constantes, a condição de estado estacionário é alcançada.

3.2 - Módulo de transporte de massa

O módulo de transporte de massa é descrito pela equação diferencial parcial seguinte:

$$\frac{\partial(A.C)}{\partial t} + \frac{\partial(Q.C)}{\partial x} = \frac{\partial}{\partial x} \left[E.A \frac{\partial C}{\partial x} \right] + S_i \quad (3.11)$$

onde A é a área da seção transversal; Q é a vazão; E é o valor do coeficiente de dispersão longitudinal que avalia a distribuição não-uniforme de velocidades (dispersão) e o valor médio espacial da difusividade turbulenta; e, C é a concentração ao longo dos intervalos determinados pelas seções do modelo.

Esta equação contempla os processos de advecção, difusão e dispersão, e permite o desenvolvimento do termo Si para substâncias conservativas e não-conservativas, a partir da formulação matemática dos processos que afetam estas substâncias.

A solução da equação (3.11) por métodos analíticos só pode ser realizada em algumas situações especiais. Quando a geometria do rio não permite estas simplificações e o regime de escoamento é não-permanente, a equação de transporte deve ser solucionada através de um método numérico. A equação de transporte é uma equação diferencial parcial parabólica e sua solução requer a especificação das condições iniciais e das condições de contorno.

A estabilidade e a precisão são os critérios utilizados na escolha de um esquema numérico específico. O esquema numérico implícito regressivo foi utilizado neste trabalho.

O esquema implícito regressivo é estável, preciso, e conveniente, na medida em que é possível utilizar a mesma configuração das seções empregadas para a solução das equações hidráulicas.

O esquema utilizado é:

$$0 \leq \theta \leq 1 \quad (3.12)$$

$$f(x, t) \cong \theta \cdot f_i^{t+1} + (1 - \theta) \cdot f_i^t \quad (3.13)$$

$$\frac{\partial f}{\partial x} \cong \theta \cdot \frac{(f_i^{t+1} - f_i^t)}{\Delta x_{i-1}} + (1 - \theta) \cdot \frac{(f_i^t - f_{i-1}^t)}{\Delta x_{i-1}} \quad (3.14)$$

$$\frac{\partial^2 f}{\partial x^2} \cong \frac{1}{\Delta x} \left\{ \theta \cdot \left[\frac{(f_{i+1}^{t+1} - f_i^{t+1})}{\Delta x_i} - \frac{(f_i^{t+1} - f_{i-1}^{t+1})}{\Delta x_{i-1}} \right] + (1 - \theta) \cdot \left[\frac{(f_{i+1}^t - f_i^t)}{\Delta x_i} - \frac{(f_i^t - f_{i-1}^t)}{\Delta x_{i-1}} \right] \right\} \quad (3.15)$$

Aplicando o esquema numérico acima à equação (3.11) obtemos a seguinte equação:

$$L_i \cdot C_{i-1}^{t+1} + M_i \cdot C_i^{t+1} + N_i \cdot C_{i+1}^{t+1} = O_i \quad (3.16)$$

onde os coeficientes L_i , M_i , N_i e O_i são obtidos pela formulação abaixo:

$$L_i = -\frac{\theta}{\Delta x_{i-1}} \cdot \left[Q_{i-1} + \frac{(A.E)_i + (A.E)_{i-1}}{\Delta x_{i-1} + \Delta x_i} \right]^{t+1}$$

$$M_i = \frac{A_i^{t+1}}{\Delta t} + \theta \cdot \left\{ \frac{1}{\Delta x_{i-1} + \Delta x_i} \cdot \left[\frac{(A.E)_i + (A.E)_{i-1}}{\Delta x_{i-1}} + \frac{(A.E)_i + (A.E)_{i-1}}{\Delta x_i} \right] + \frac{Q_{i-1}}{\Delta x_{i-1}} \right\}^{t+1}$$

$$N_i = -\theta \cdot \left[\frac{(A.E)_i + (A.E)_{i+1}}{\Delta x_i \cdot (\Delta x_i + \Delta x_{i-1})} \right]^{t+1}$$

$$O_i = \frac{A_i^t \cdot C_i^t}{\Delta t} + (1 - \theta) \cdot \left\{ \frac{1}{\Delta x_{i-1} + \Delta x_i} \cdot \left[\frac{(A.E)_i + (A.E)_{i+1}}{\Delta x_i} \cdot (C_{i+1} - C_i) \right] \right\}^t - \dots$$

$$\dots - (1 - \theta) \cdot \left\{ \frac{1}{\Delta x_{i-1} + \Delta x_i} \cdot \left[\frac{(A.E)_i + (A.E)_{i-1}}{\Delta x_{i-1}} \cdot (C_i - C_{i-1}) \right] + \frac{[(QC)_i - (QC)_{i-1}]}{\Delta x_{i-1}} \right\}^t$$

3.2.1 - Condições iniciais e condições de contorno

A equação de transporte com os termos de advecção e dispersão é uma equação diferencial parcial parabólica. Este tipo de equação requer a especificação dos valores em todas as seções no início do cálculo ($t=0$), a saber:

$$C(x,0) = C_i \quad i = 1,2,\dots,n \quad (3.17)$$

e duas condições de contorno para todos os intervalos de tempo. As condições de contorno podem ser especificadas de diferentes maneiras:

1. Quando a concentração em função do tempo no contorno é conhecida,

$$C(0,t) = C_m(t) \quad (\text{montante}) \quad (3.18)$$

$$C(n\Delta x,t) = C_j(t) \quad (\text{jusante})$$

2. Assumindo que a concentração não varia com o tempo no contorno a jusante,

$$\frac{\partial C}{\partial x} = 0 \quad (3.19)$$

Isto implica que $C_n = C_{n-1}$ ou $C_n = r$ onde r é uma constante.

3. Assumindo que a segunda derivada parcial da concentração é igual a zero, o que significa estabelecer que a concentração tem uma relação linear com x no contorno de jusante,

$$\frac{\partial^2 C}{\partial x^2} = 0 \quad (3.20)$$

então:

$$C_n = 2.C_{n-1} - C_{n-2} \quad (3.21)$$

A segunda pode ser empregada quando a seção de jusante está longe de uma fonte pontual porque o gradiente de concentrações é elevado nas proximidades de uma fonte. A terceira condição também deve ser empregada com cuidado quando o gradiente é elevado próximo ao contorno. Um artifício que pode ser utilizado quando isto ocorre é a simulação

de um trecho mais extenso do que o trecho real de interesse, a fim de que possa ser garantida a condição descrita acima.

A segunda condição de contorno pode ser empregada a montante e a terceira a jusante. Os únicos dados necessários serão as condições iniciais em todas as seções. Este procedimento pode ser adotado quando os contornos não se constituem uma fonte de poluentes.

A condição inicial é geralmente desconhecida. Quando a solução em regime permanente pode ser empregada como condição inicial, ela pode ser obtida pela simulação do modelo para condições de contorno constantes ao longo do tempo.

Aplicando-se a equação numérica (3.16) para as seções que se situam no interior do canal e as equações (3.17) a (3.21) para as condições de contorno, obtém-se um sistema de n equações que deve ser solucionado em cada intervalo de tempo. A matriz obtida é uma matriz tridiagonal cuja solução computacional utiliza o método "Skyline" desenvolvido por Tucci (1978).

O programa computacional estabelece um sistema de equações para todos os parâmetros de qualidade avaliados neste trabalho e soluciona o sistema para o intervalo de tempo $t + 1$.

É importante salientar que a discretização numérica da equação diferencial de transporte de massa não é aplicada ao termo " S_i " (termo de perdas e ganhos), pois este termo apresenta uma formulação específica para cada parâmetro de qualidade simulado no modelo.

3.2.2 - Parâmetros de qualidade da água

Na análise da qualidade da água de um sistema hídrico são utilizados parâmetros físicos, químicos e biológicos. Os parâmetros físicos são em, geral, aqueles que afetam os sentidos humanos. Os principais parâmetros físicos são: temperatura, turbidez, cor e odor.

Os parâmetros químicos, por outro lado, estão associados à presença de certas substâncias e representam, geralmente, a concentração destas substâncias no corpo d'água. As substâncias não-conservativas presentes no meio aquático sofrem uma série de transformações de natureza física, química e/ou biológica, entre as quais podemos citar a sedimentação, adsorção, oxidação, decomposição, assimilação por microrganismos (no caso

de nutrientes), produção bentônica e fitoplanctônica, etc. Normalmente, os fenômenos que envolvem o consumo ou a geração de uma determinada substância, seja através de uma reação química ou de um processo físico (adsorção, precipitação, dissolução, ...) são formulados por um decaimento de primeira ordem. Os processos biológicos associados ao crescimento e à decomposição de algas e outros microrganismos seguem, em geral, a mesma cinética de reação.

Na hidroquímica dos corpos hídricos raramente estamos interessados em apenas uma reação química. Na grande maioria dos casos, deve-se analisar um sistema constituído por diversas fases e diversos componentes químicos. Os processos químicos, bioquímicos e biológicos básicos têm sido quantitativamente descritos pela aplicação de uma grande variedade de equações que buscam descrever a variação espacial e temporal das variáveis bióticas e abióticas adotadas no modelo.

No modelo ampliado, a incorporação dos parâmetros associados à presença de fósforo e nitrogênio no meio aquático, foi realizada a partir da análise do ciclo bioquímico destes dois elementos desenvolvida no modelo QUAL2E, onde estão representadas as principais formas de fósforo e nitrogênio presentes no meio aquático bem como suas interações com outros parâmetros de qualidade, especialmente algas e oxigênio dissolvido, que também se acham representados no modelo QUAL2E (Brown e Barnwell, 1985). Os processos físicos, químicos e biológicos associados a estes elementos e aos demais parâmetros de qualidade estão representados no fluxograma a seguir. As formulações matemática que descrevem as reações químicas e as interações entre as substâncias simuladas neste modelo são apresentadas nas equações subseqüentes. Na figura 3.2, é apresentado o fluxo de interação entre estas substâncias. A seguir são apresentados os termos de perdas e ganhos dos parâmetros (Brown e Barnwell, 1985):

$$\text{DBO: } S_i = -(K_1 + K_3).L.A \quad (3.22)$$

onde K_1 é o coeficiente de remoção da DBO carbonácea em dia^{-1} ; K_3 é o coeficiente de remoção da DBO pela sedimentação e absorção em dia^{-1} ; A é a área da seção transversal em m^2 , e L é a concentração da DBO carbonácea em mg/l .

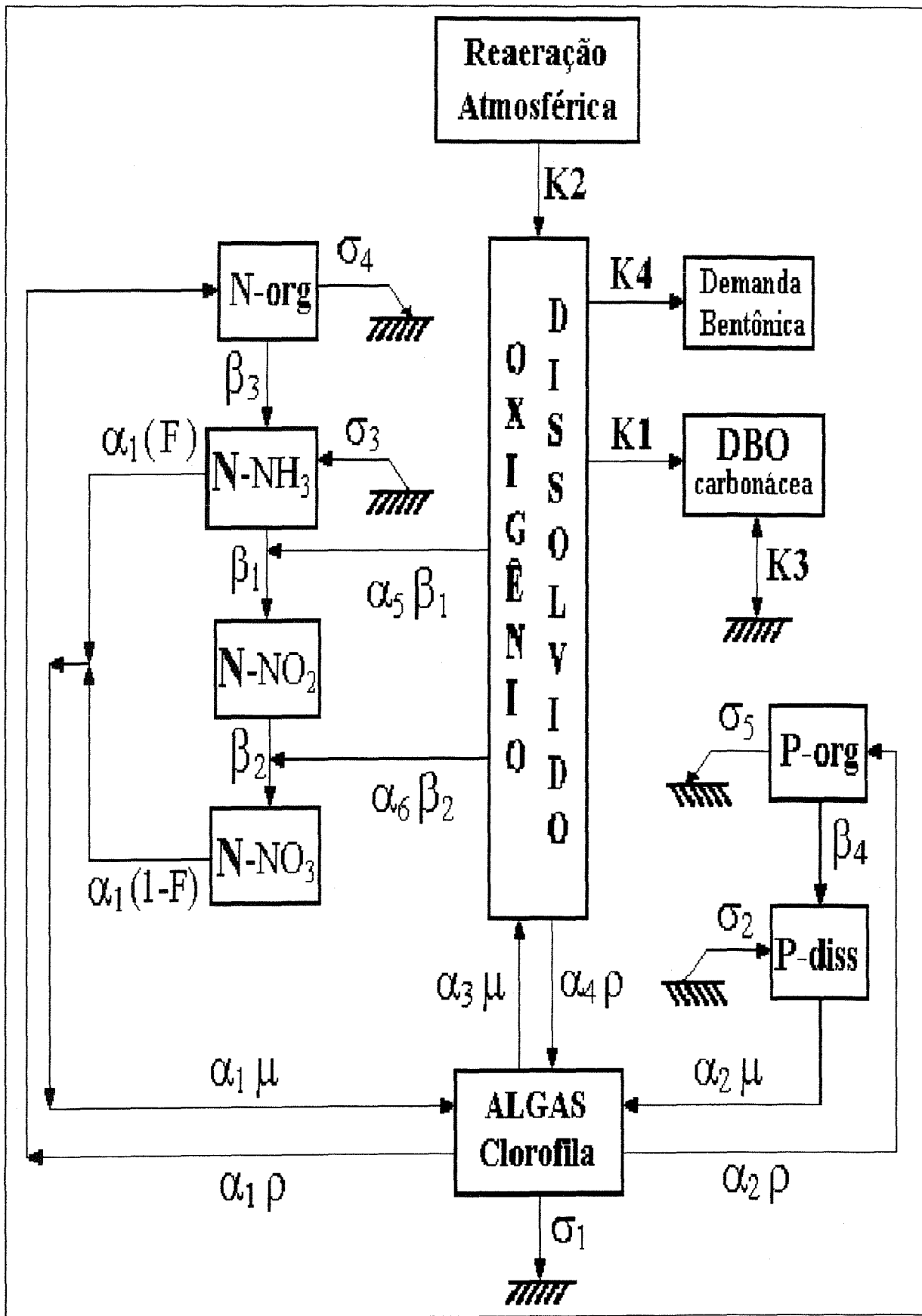


Fig. 3.2 - Interações entre os principais constituintes do modelo QUAL2E (Brown e Barnwell, 1985)

$$\text{Algas: } S_i = \left(\mu - \rho - \frac{\sigma_1}{d} \right) \cdot C_{\text{algas}} \cdot A \quad (3.23)$$

onde μ é a taxa local de crescimento específico das algas em dia^{-1} ; ρ é a taxa local de respiração das algas em dia^{-1} ; σ_1 é a taxa local de deposição (sedimentação) das algas em dia^{-1} ; d é a profundidade média em m; e, C_{algas} é a concentração da biomassa de algas em mgA/l .

Nitrogênio orgânico:

$$S_i = \alpha_1 \cdot \rho \cdot C_{\text{algas}} \cdot A - (\beta_3 + \sigma_4) \cdot N_4 \cdot A \quad (3.24)$$

onde N_4 é a concentração de nitrogênio orgânico em mg N/l ; α_1 é a fração mássica de nitrogênio na biomassa de algas em mgN/mgA ; β_3 é a taxa de hidrólise do nitrogênio orgânico em nitrogênio amoniacal em dia^{-1} ; e, σ_4 é a taxa de sedimentação do nitrogênio orgânico em dia^{-1} .

Nitrogênio amoniacal:

$$S_i = \beta_3 \cdot N_4 \cdot A - \beta_1 \cdot N_1 \cdot A + \frac{\sigma_3}{d} \cdot A - F_1 \cdot \alpha_1 \cdot \mu \cdot C_{\text{algas}} \cdot A \quad (3.25)$$

onde N_1 é a concentração de nitrogênio amoniacal em mgN/l ; N_3 é a concentração de nitrogênio/nitrato em mgN/l ; β_1 é a taxa de oxidação biológica do nitrogênio amoniacal em dia^{-1} ; σ_3 é a taxa de produção bentônica de nitrogênio amoniacal em $\text{mgN/m}^2 \cdot \text{dia}$; e, F_1 é a fração de retirada de nitrogênio amoniacal via algas em dia^{-1} .

$$\text{Nitrogênio/nitrito: } S_i = \beta_1 \cdot N_1 \cdot A - \beta_2 \cdot N_2 \cdot A \quad (3.26)$$

β_2 - taxa de oxidação do nitrogênio/nitrito, [dia^{-1}]

Nitrogênio/nitrato:

$$S_i = \beta_2 \cdot N_2 \cdot A - (1 - F_1) \cdot \alpha_1 \cdot \mu \cdot C_{\text{algas}} \cdot A \quad (3.27)$$

Fósforo orgânico:

$$S_i = \alpha_2 \cdot \rho \cdot C_{algas} \cdot A - (\beta_4 + \sigma_5) \cdot P_1 \cdot A \quad (3.28)$$

P_1 - concentração de fósforo orgânico, [mg P / l] α_2 - fração mássica de fósforo na biomassa de algas, [mg P / mg A] β_4 - taxa de decaimento do fósforo orgânico, [dia⁻¹] σ_5 - taxa de sedimentação do fósforo orgânico, [mg N / fm².dia]

Fósforo dissolvido:

$$S_i = \beta_4 \cdot P_1 \cdot A + \frac{\sigma_2}{d} \cdot A - \alpha_2 \cdot \mu \cdot C_{algas} \cdot A \quad (3.29)$$

onde P_1 é a concentração de fósforo orgânico em mgP/l ; β_4 é a taxa de decaimento do fósforo orgânico em dia⁻¹; e, σ_2 é a produção bentônica de fósforo dissolvido, em mgN/ft².dia.

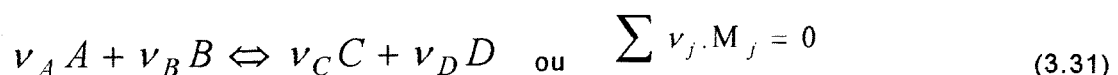
Oxigênio dissolvido (OD):

$$S_i = K_2 \cdot (OD^* - OD) \cdot A + (\alpha_3 \cdot \mu - \alpha_4 \cdot \rho) \cdot A - K_1 \cdot L \cdot A - \dots - \frac{K_4}{d} \cdot A - \alpha_5 \cdot \beta_1 \cdot N_1 \cdot A - \alpha_6 \cdot \beta_2 \cdot N_2 \cdot A \quad (3.30)$$

onde K_2 é o coeficiente de reaeração, dia⁻¹ ; OD^* é a concentração de saturação de oxigênio dissolvido em mg/l ; OD é a concentração de oxigênio dissolvido em mg/l ; α_3 é a produção de oxigênio via fotossíntese por unidade de biomassa de algas em mgO/mgA ; α_4 é o consumo de oxigênio via respiração por unidade de biomassa de algas em mgO/mgA ; α_5 é o consumo de oxigênio na reação de oxidação da amônia em mgO/mgA ; K_4 é a demanda bentônica de oxigênio em g/m².dia ; e, α_6 é o consumo de oxigênio via oxidação do nitrogênio/nitrito em mgO/mgA.

3.2.3 - Taxas de reação e equações químicas

Uma reação química a pressão e temperatura constante pode ser representada pela seguinte formulação:



onde os coeficientes estequiométricos adimensionais ν_j são $\nu_j > 0$ para os produtos e $\nu_j < 0$ para os reagentes e M_j é a massa molecular dos compostos químicos envolvidos nesta reação.

A partir da cinética química, uma reação química reversível a pressão e temperatura constante pode ser descrita por um balanço de massa e por uma expressão que relaciona as taxas da reação direta e inversa. Os coeficientes destas taxas de reação devem ser determinados experimentalmente.

Nos modelos de qualidade da água, na maioria dos casos, os constituintes analisados se acham presentes em diversas reações, seja como reagentes ou como produtos. Quando isto ocorre, as reações não podem ser tratadas independentemente e o sentido de uma reação particular não pode ser deduzido apenas pela sua equação de equilíbrio. Nas águas naturais, por exemplo, íons de hidrogênio, elétrons, oxigênio, íons bicarbonato e diversos íons metálicos se apresentam como reagentes e produtos de um grande número de reações.

Além disso, alguns processos que ocorrem nos lagos, rios, reservatórios e outros sistemas hídricos presentes na Natureza não podem ser analisados pela "teoria do equilíbrio" das reações químicas. O fluxo de matéria e energia, os gradientes de concentração e temperatura e as trocas de matéria e energia com as vizinhanças caracterizam um sistema termodinâmico aberto e contínuo que é muito grosseiramente aproximado pelo estado de equilíbrio de um sistema homogêneo fechado. O conhecimento das funções que relacionam a variação de certos parâmetros com a temperatura é, geralmente, bastante rudimentar. Além do mais, as características da escala de tempo do fluxo de rios e do gerenciamento de reservatórios não permitem o estabelecimento de equilíbrios químicos se as reações se processam muito lentamente. O equilíbrio químico em uma porção localizada do sistema apenas se verifica se a taxa de reação é suficientemente alta, mesmo quando as variações das condições ambientais ocorrem lentamente.

A interpretação de processos químicos multicomponentes e multifases no ecossistema aquático requer a solução de sistemas de equações diferenciais não-lineares e, em consequência, a utilização de modernas técnicas numéricas aplicadas e a sua aplicação computacional.

Na modelagem simplificada da qualidade da água, expressões semiempíricas do tipo abordado abaixo são amplamente utilizadas para descrever os processos químicos e bioquímicos:

$$\frac{dC}{dt} = K \cdot C^n \quad (3.32)$$

onde C representa a concentração de um dos reagentes e K (K < 0) é o coeficiente da taxa de reação. Na equação acima, a concentração C diminui de forma irreversível através de uma reação de ordem zero (n=0), uma reação de primeira ordem (n=1) ou de uma forma não-linear (n ≠ 0 , n ≠ 1 , onde n é determinado empiricamente).

A formulação de um processo físico ou de uma reação química através de um decaimento de primeira ordem (n=1) é a abordagem comumente empregada nos modelos de qualidade da água. Em muitos casos, adota-se a mesma formulação para os processos biológicos associados ao crescimento e à decomposição de microrganismos. No entanto, ela não considera a interação entre estes microrganismos e o seu substrato. Assim, na concepção de modelos ecológicos, a cinética Monod, descrita na equação abaixo, é amplamente utilizada:

$$\mu = \mu_{max.} \times \frac{S}{K_s + S} \quad (3.33)$$

onde μ é a taxa de crescimento , μ_{max} é a taxa máxima de crescimento , S é a concentração do substrato, e K_s é a constante de saturação média. Na equação pode se verificar que K_s é igual a S quando $\mu = \frac{1}{2} \mu_{max.}$

Esta equação foi derivada da formulação de Michaelis-Menten para a cinética das enzimas nas reações bioquímicas.

A formulação de Michaelis-Menten, ilustrada na figura abaixo - onde são adotados valores teóricos $\mu_{max.} = 3,0$ e $K_s = 2,0$ - avalia a taxa de crescimento, μ , em uma determinada situação em um sistema hídrico.

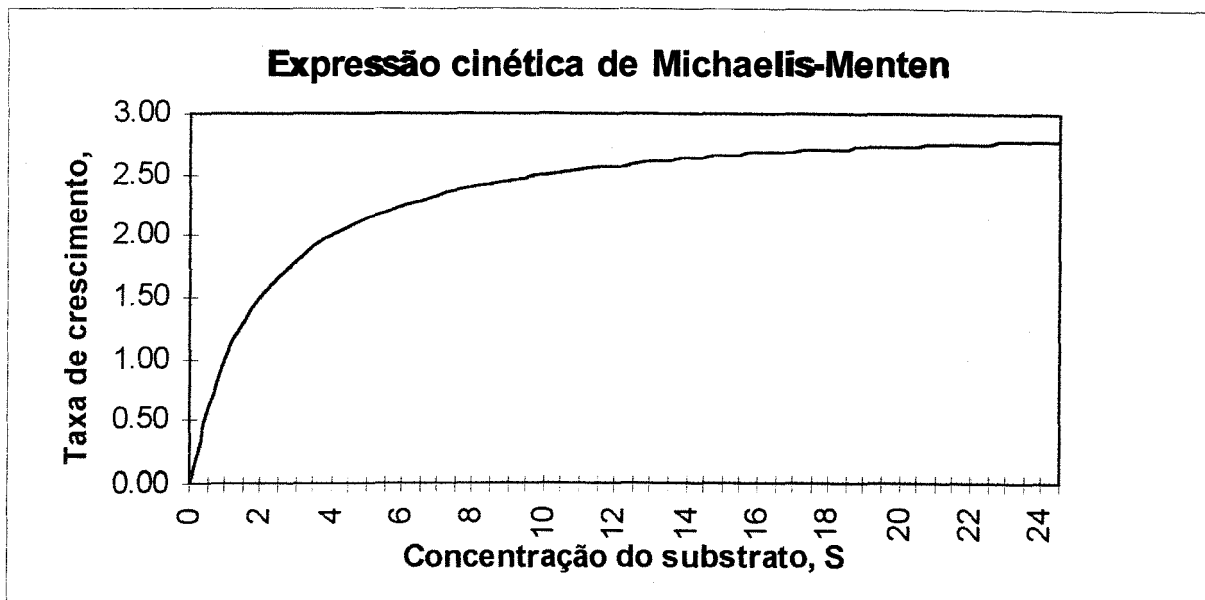


Fig. 3.3 - Taxa de crescimento de algas em função da concentração do substrato

A partir da análise do gráfico, podemos visualizar que em baixas concentrações do substrato, μ é proporcional a S. Para altos valores de S, a variável μ se aproxima do valor de saturação limite - μ_{max} .

A tendência na modelagem matemática de ecossistemas, nos últimos anos, tem se orientado no sentido de incluir um maior realismo biológico no modelo, de forma que um número crescente de submodelos detalhados buscam levar em consideração diversos mecanismos de retroalimentação e conectá-los a outros constituintes e fatores ambientais do sistema em análise.

A taxa de crescimento de algas, μ , pode ser limitada por nitrato, fósforo, carbono, intensidade luminosa e temperatura (Brown e Barnwell, 1985).

$$\mu = (\mu_{20}^{max} \cdot \theta^{*(T-20)}) \cdot \left(\frac{NO_3}{NO_3 + K_{NO_3}}\right) \cdot \left(\frac{P}{P + K_p}\right) \cdot \left(\frac{C}{C + K_C}\right) \cdot \frac{1}{\lambda \cdot H_a} \cdot \ln\left(\frac{K_I + I}{K_I + I \cdot \exp(-\lambda \cdot H_a)}\right) \quad (3.34)$$

onde: μ_{20}^{max} -- taxa máxima de crescimento da biomassa de algas a 20°C ; θ^* -- fator de correção de temperatura, variável de 1.02 a 1.06 ; NO_3 , P, C -- concentrações de nitrogênio/nitrato, ortofosfato e carbono, [M/L³] ; K_{NO_3} , K_p , K_C -- concentrações de saturação média de crescimento de algas, [M/L³] ; T -- temperatura da água (°C) ; λ -- coeficiente de extinção da luz em rio, [L⁻¹] ; K_I -- coeficiente de saturação média para a luz, [M/T³] ; I -- intensidade luminosa média, [M/T³] ; H_a -- profundidade média do canal, [L].

Esta equação acopla a produção da biomassa de algas à disponibilidade de nutrientes, luminosidade e calor; desta forma, a concentração de algas irá variar no tempo e no espaço em função da concentração dos elementos necessários ao seu crescimento. Na equação acima, quando a concentração de qualquer um dos elementos críticos for nula, então a taxa de crescimento de algas, μ_A também será nula. Esta equação é baseada em uma hipótese multiplicativa dos fatores limitantes de crescimento de algas, que pode ser assim resumida:

$$\mu = \mu_{max} \cdot (FL) \cdot (FN) \cdot (FP) \cdot (FC) \quad (3.35)$$

onde: FL – fator limitante para a luminosidade ; FN – fator limitante para o nitrogênio ; FP – fator limitante para o fósforo ; FC – fator limitante para o carbono.

Em alguns casos, também pode ser adotada uma hipótese exclusiva de apenas um fator limitante para o crescimento de algas. Esta formulação inclui apenas um termo de Michaelis-Menten para o nutriente mais limitante - ou para a luminosidade - ao crescimento das algas; podendo ser representada por uma das seguintes equações:

$$\mu = (\mu_{20}^{max} \cdot \theta^{*(T-20)}) \cdot \left(\frac{NO_3}{NO_3 + K_{NO_3}} \right) \quad \text{se } NO_3 \text{ é o fator limitante}$$

$$\mu = (\mu_{20}^{max} \cdot \theta^{*(T-20)}) \cdot \left(\frac{P}{P + K_p} \right) \quad \text{se } P \text{ é o fator limitante}$$

$$\mu = (\mu_{20}^{max} \cdot \theta^{*(T-20)}) \cdot \left(\frac{C}{C + K_C} \right) \quad \text{se } C \text{ é o fator limitante}$$

$$\mu = (\mu_{20}^{max} \cdot \theta^{*(T-20)}) \cdot \frac{1}{\lambda \cdot H_a} \cdot \ln \left(\frac{K_I + I}{K_I + I \cdot \exp(-\lambda \cdot H_a)} \right) \quad \text{se } I \text{ é o fator limitante}$$

3.3 - Principais parâmetros do modelo

Coeficiente de dispersão longitudinal

O coeficiente de dispersão longitudinal é o resultado do efeito da distribuição não-uniforme da velocidade e concentrações ao longo de uma seção transversal acrescido da difusividade turbulenta. O primeiro, geralmente, é mais importante.

Em geral, quando um poluente é despejado em um rio, o processo advectivo é, inicialmente, dominante e a nuvem de poluente apresenta uma forma semelhante ao perfil de velocidades. Após o período convectivo, a nuvem se dispersa devido à turbulência e a curva de concentração converge para uma forma gaussiana. O espalhamento da curva durante o período advectivo é definido pelo coeficiente de dispersão unidimensional e pela velocidade média. (Fischer, 1967).

O termo “dispersão” é genericamente utilizado para o transporte associado com a média espacial da distribuição de velocidades, em contraste com a “difusão”, que é associada basicamente à média temporal das flutuações de velocidade.

Geralmente, o coeficiente de dispersão longitudinal depende da profundidade do canal, formato da seção transversal, rugosidade e velocidade média. Taylor (1954) estudou o coeficiente de dispersão longitudinal assumindo a versão do regime estacionário da equação (4.5) em um tubo longo e estreito. Ele chegou à seguinte equação:

$$E = 10.1.a.U^* \quad (3.36)$$

onde “a” é o raio do tubo, U^* é a velocidade de cisalhamento, e “E” é o coeficiente de dispersão.

Elder (1959) adotou uma distribuição logarítmica de velocidades na direção vertical e aplicou o conceito de dispersão longitudinal apresentado por Taylor (1954) para o regime permanente em um canal bidimensional de largura infinita. Ele também adotou a hipótese que o gradiente vertical de velocidade era o mais importante no processo de dispersão e chegou na seguinte equação:

$$E = 5,93.y.U^* \quad (3.37)$$

onde y é a profundidade do canal.

Harleman (1971) também desenvolveu uma equação de Taylor modificada para o escoamento em um canal adotando uma relação entre a tensão de cisalhamento e o parâmetro de resistência, obtendo:

$$E = 77.n.V.R^{5/6} \quad (3.38)$$

onde “E” é o coeficiente de dispersão [ft²/s] , “n” é o coeficiente de rugosidade de Manning, “V” é a velocidade [ft/s] e “R” é o raio hidráulico [ft].

McQuivey e Keefer (1974) apresentaram um método baseado em uma analogia à versão linear da equação dinâmica e uma equação de dispersão linear. A equação dinâmica foi linearizada utilizando-se uma vazão de referência estacionária (Q₀) e as características físicas relativas a esta situação: largura, declividade da linha de energia e número de Froude. Esta analogia resultou na seguinte relação linear entre o coeficiente de dispersão e estes parâmetros:

$$E = 0.058 \cdot \frac{Q_0}{S_0 \cdot W_0} \quad (3.39)$$

Esta equação pode ser utilizada quando $F < 0,5$ e possui um erro padrão de cerca de 30% conforme os resultados obtidos em um estudo comparativo de diferentes condições presentes em 18 canais.

No modelo em análise, o coeficiente de dispersão longitudinal pode ser fornecido pelo usuário para cada seção transversal do canal ou calculado através da eq. 3.39 modificada para valores de velocidade e raio hidráulico em unidades métricas, no que resulta:

$$E = 8.72 \cdot n \cdot V \cdot R^{5/6} \quad (3.40)$$

onde “E” é o coeficiente de dispersão [m²/s] , “n” é o coeficiente de rugosidade de Manning, “V” é a velocidade [m/s] e “R” é o raio hidráulico [m].

Substância conservativa arbitrária

Uma substância conservativa não apresenta termos de reação interna na massa de água.

Contribuição lateral

A entrada e saída de massa no sistema é representado por:

$$S_l = q_l \cdot C_l \quad (3.41)$$

onde q_1 é a vazão de contribuição ou retirada por unidade de comprimento ($m^3/m.s$). A concentração da substância neste fluxo, em mg/l , é C_1 , onde $C_1 = C$ quando a vazão é retirada do rio. Essa equação é válida para qualquer substância.

Parâmetros K_1 e K_3

O modelo QUAL2E assume uma reação de decaimento de primeira ordem, para descrever a desoxigenação da DBO carbonácea última no canal. A formulação para a DBO expressada no programa considera ainda a remoção adicional de DBO pela sedimentação, absorção e floculação que não exercem demanda de oxigênio.

A maioria dos modelos de qualidade da água adota a equação (3.41) para a simulação da DBO exercida na seção transversal de um canal.

Em alguns modelos, é utilizado apenas o coeficiente K_1 para descrever os fenômenos associados à variação da DBO no trecho de um rio. Nestes modelos, a remoção da DBO pela sedimentação e outros processos não é avaliada de forma direta, implicando, desta forma, a sua determinação através da etapa de calibração do modelo, onde ela irá influir na determinação do coeficiente K_1 .

Os testes de laboratório que avaliam a Demanda Bioquímica de Oxigênio consistem na medição do oxigênio dissolvido da amostra preparada com determinadas especificações padrões, antes e após um período de incubação a $20^\circ C$. Conforme o tempo de incubação o oxigênio consumido corresponderá a uma certa percentagem da matéria orgânica oxidada em relação a demanda total. Usualmente os testes são realizados em cinco dias para efeito de padronização, comparação de dados e diminuição do tempo de análise em laboratório. Conforme o tipo de resíduo da amostra esta parcela poderá representar uma percentagem variável em relação à DBO total, dependendo se a taxa de degradação for mais rápida ou lenta, respectivamente.

O coeficiente de desoxigenação, K_1 , não depende só do tipo de matéria orgânica, temperatura e das condições biológicas, químicas e físicas. Na natureza se observa uma variação deste coeficiente em relação à distância da fonte poluidora. A obtenção do coeficiente de desoxigenação pode ser feita em laboratório ou em campo (quando se conhecem as variações e fatores influentes no trecho considerado) (Moretti, 1980).

Velz (1970), Nemerow (1974) analisam com detalhes os vários métodos de obtenção de K_1 através da curva da DBO exercida em laboratório. Estes métodos podem ser analíticos ou gráficos, entre eles destacam-se: mínimos quadrados; da inclinação; dos momentos; logarítmico; usual de laboratório; dos dois pontos de Rhame; e, de Lee.

A determinação de K_1 através dos dados de campo pode ser obtida pela análise das inclinações das retas do logaritmo da DBO ao longo do curso d'água versus o tempo de passagem entre seções (QUAL-I (1971), Eckenfelder (1970). Esse método só pode ser aplicado quando não há entradas de despejos durante o trecho considerado. Velz (1970), Eckenfelder (1970) analisam que os coeficientes K_1 de laboratório geralmente resultam em valores mais baixos que os observados. Na realidade é difícil de se representar em laboratório todas as variações de cadeias biológicas e dos fatores hidrodinâmicos que afetam o curso d'água em estudo. Esta diferença se observa em maior escala quando no curso d'água ocorrem outros fatores de influência na amortização da DBO, tais como: sedimentação de sólidos orgânicos, demanda imediata de oxigênio, adsorção,...

O coeficiente da taxa de oxidação bioquímica da matéria orgânica carbonácea é função do tipo de matéria orgânica, temperatura e condições do rio. O cálculo deste coeficiente é comumente baseado em dados experimentais.

Na literatura, um coeficiente K_r é utilizado para designar o coeficiente de velocidade de remoção de matéria orgânica que é a soma de K_1 e K_3 , onde K_1 é o coeficiente da taxa de remoção pela oxidação da matéria orgânica carbonácea e K_3 é o coeficiente da taxa de sedimentação ou arraste da matéria orgânica. O coeficiente K_3 pode ser positivo ou negativo.

As condições hidráulicas envolvidas no canal são as principais responsáveis pela deposição da matéria orgânica ou arraste do material de fundo. Através de experiências, é sabido que velocidades maiores que 0,5 m/s mantêm pequenas partículas de areia em suspensão, enquanto velocidades mais baixas que 0,2 m/s ocasionam sedimentação de sólidos orgânicos em suspensão. De fato, velocidades muito altas, arrastam os depósitos previamente sedimentados que retornam ao estado de suspensão (Phelps(1944), Camp (1965), Velz (1970), Rich (1973), Deininger (1973), Nemerow(1974), Rinaldi, Romann et alii (1979)).

A sedimentação da matéria orgânica acarreta uma diminuição de DBO no fluxo, sendo que este processo geralmente é representado como um decaimento de primeira ordem, onde o coeficiente K_3 da eq. (3.22) assume um valor positivo. Velz (1970) analisa que para esgotos domésticos não-tratados, os sólidos sedimentáveis podem representar 1/3 da

DBO total, chegando em certas indústrias a 80%. Cabe ressaltar que na equação apresentada acima, mesmo quando considerada a remoção da DBO exercida pela sedimentação da matéria orgânica, não avalia a influência da velocidade de escoamento sobre a taxa de sedimentação.

O coeficiente K_3 pode ser considerado negativo quando se analisam os fatores de adição de DBO dos depósitos de lodo. Além disto, os depósitos de lodo acarretam uma diminuição localizada do perfil de oxigênio dissolvido quando o ponto de amostragem sofre influência do leito do rio (Bell, 1973).

Portanto, considerando todos os fatores envolvidos e mais precisamente o teste de DBO, onde muitas das variações não podem ser observadas, torna-se necessário uma análise das condições do curso de água, para juntamente com os resultados de investigação de laboratório se visualizarem as anormalidades.

Coeficiente de reaeração - K_2

Uma das mais importantes considerações na determinação da capacidade autodepuradora de um rio é a sua habilidade de manter uma concentração adequada de oxigênio dissolvido. A concentração de oxigênio dissolvido em rios é controlada pela reaeração atmosférica, fotossíntese, respiração de plantas e animais, demanda bentônica, demanda bioquímica de oxigênio, nitrificação, salinidade, e temperatura, entre outros fatores.

Um balanço mais preciso da concentração de oxigênio dissolvido em rios deve considerar todos estes fatores. O modelo QUAL2E inclui as principais interações associadas ao ciclo dos nutrientes, produção de algas, demanda bentônica de oxigênio, demanda carbonácea de oxigênio, reaeração atmosférica e os seus efeitos associados ao comportamento do oxigênio dissolvido. O fluxograma da figura 3.2 conceitualiza estas interações. As flechas representadas na figura indicam a direção de transformação de um sistema normal em um ambiente moderadamente poluído; a direção pode ser invertida em algumas circunstâncias para alguns dos constituintes. Por exemplo, em condições de supersaturação de oxigênio, que podem ocorrer como resultado da fotossíntese de algas, o oxigênio pode ser retirado do meio aquático, em oposição à direção do fluxo indicada na figura 3.2.

A concentração de oxigênio dissolvido em um canal depende da capacidade do canal em promover a sua reaeração. Esta capacidade é uma função dos processos advectivos e difusivos que ocorrem dentro do sistema e das fontes e sumidouros internos de oxigênio. As principais fontes de oxigênio, além da reaeração atmosférica, são a produção de

oxigênio pela fotossíntese e o oxigênio dissolvido presente nos tributários. As fontes de consumo de oxigênio dissolvido incluem a oxidação bioquímica da matéria orgânica nitrogenada e carbonácea, a demanda bentônica de oxigênio e o oxigênio utilizado na respiração. (Zison et al, 1978).

A reaeração - um fenômeno que consiste na absorção do oxigênio da atmosfera por um corpo d'água - é uma das principais fontes de oxigênio nos sistemas aquáticos. O processo de reaeração em um sistema aquático é caracterizado pelo seu coeficiente de reaeração.

A absorção do oxigênio atmosférico pela água é normalmente considerado um processo de primeira ordem, isto é, a taxa de absorção é diretamente proporcional ao déficit de oxigênio dissolvido (Adeney e Becker, 1919). Este princípio foi aplicado de forma pioneira por Streeter e Phelps (1925), mas deve ser notado que estes autores consideraram a reaeração como a única fonte de oxigênio em um sistema hídrico.

O processo de reaeração é representado pelo termo $K_2 \cdot (C_s - C)$. A reaeração é uma das fontes de oxigênio para o meio aquático. O processo de reaeração é fundamentalmente uma função da temperatura da água, da velocidade de escoamento e da profundidade (Tucci, 1978).

Além disso, muitos outros fatores podem influenciar o valor de K_2 tais como os agentes tensoativos, sólidos suspensos e os ventos. Entretanto, do ponto de vista prático, estes fatores raramente são incluídos nos modelos de simulação do processo de reaeração. Os ventos influenciam o coeficiente de reaeração, e este efeito parece ser particularmente significativamente altas velocidades do vento. A influência dos ventos é sobre o coeficiente de reaeração é discutida por Eloubaidy e Plate (1972), Mattingly (1977), Gulliver e Stefan (1981) e Frexes et al. (1984). A influência da chuva sobre o coeficiente de reaeração apresenta apenas significância teórica, e foi analisada por Banks et al. (1984). Barragens e outras obras hidráulicas podem influenciar o processo de reaeração em rios e canais (Butts e Evans, 1983).

Muitos pesquisadores têm desenvolvidos equações empíricas para este coeficiente baseados na relação de Streeter e Phelps:

$$K_2 = C \cdot \frac{v^n}{y^2} \quad (3.42)$$

onde C e n são constantes, v é a velocidade e y é a profundidade. A relação entre K_2 e a temperatura é geralmente expressada por:

$$K_2(T) = K_2^{20} \cdot \theta^{*(T-20)} \quad (3.43)$$

onde θ^* é igual a 1.0238, uma constante definida experimentalmente, K_2^{20} é o coeficiente de reaeração a 20°C.

O'Connor e Dobbins (1958) desenvolveram um conjunto de equações para a estimativa do valor de K_2 em um canal, onde as equações abaixo são as mais adotadas na prática:

$$K_2 = \frac{(D_m \cdot v)^{1/2}}{2.303 \cdot y^{3/2}} \quad (3.44)$$

onde D_m é o coeficiente de difusão molecular calculado da seguinte forma:

$$D_m = 0.00192 \cdot [1.04^{(T-20)}] \quad (3.45)$$

Estas equações são adotadas no modelo em análise, o qual ainda permite a entrada direta dos valores de K_2 para cada seção transversal do canal.

Concentração de saturação de oxigênio dissolvido

A solubilidade do oxigênio dissolvido na água decresce com o aumento da temperatura, com o aumento da concentração de sólidos dissolvidos, e com a diminuição da pressão atmosférica (Zison et al, 1978).

A concentração de saturação C_s , em mg/l, é principalmente uma função da temperatura da água e da pressão atmosférica. A Associação Americana de Saúde Pública (APHA, 1985) apresenta a seguinte equação para o cálculo da concentração de saturação de oxigênio dissolvido:

$$C_s = 14,652 - 0,41022 \cdot T + 0,41022 \cdot T + 7,41022 \cdot 10^{-3} \cdot T^2 - 7,7774 \cdot 10^{-5} \cdot T^3 \quad (3.47)$$

onde C_s é obtido em mg/l; e a temperatura da água, T, é fornecida em °C. A equação acima foi estabelecida para a pressão de 1 atmosfera. Tucci (1978) utiliza a equação acima, a qual também é adotada no modelo em análise. O modelo QUAL2E adota ainda uma

equação para a correção da pressão em situações onde a pressão local não corresponde a 1 atm.

Algas

A concentração de algas ao longo das seções transversais do canal é um dos mais importantes parâmetros de qualidade da água do sistema analisado. Como já foi visto, os processos químicos, físicos e biológicos estão interrelacionados no ecossistema aquático e o fitoplâncton, constituído principalmente pelas algas, é o principal responsável pela produção e consumo de oxigênio e nutrientes, particularmente fósforo e nitrogênio. Sendo assim, a variação espacial e temporal da concentração de algas é afetada por diversos processos, que serão abordados na seqüência deste texto.

Clorofila A

A concentração de clorofila A é considerada como sendo diretamente proporcional à biomassa de algas fitoplanctônicas. Para os propósitos deste modelo a biomassa de algas é convertida em concentração de clorofila A através de uma relação simples

$$C_{\text{clorofila A}} = \alpha_0 \cdot C_{\text{algas}} \quad (3.48)$$

Taxa de crescimento de algas

A taxa local de crescimento de algas, μ , está acoplada à disponibilidade de nutrientes (nitrogênio e fósforo) e à luminosidade. Uma grande variedade de expressões numéricas são utilizadas para expressar múltiplas formas de limitação luminosidade/nutriente no crescimento de algas.

No modelo em análise, a formulação adotada para o efeito limitação na taxa de crescimento de algas considera apenas os nutrientes fósforo e nitrogênio como fatores limitantes a este crescimento.

Os fatores limitantes do crescimento de algas para o nitrogênio (FN) e para o fósforo (FP) são definidos por duas expressões do tipo Monod:

$$FN = \frac{N_e}{N_e + K_N} \quad FP = \frac{P_2}{P_2 + K_P} \quad (3.49)$$

onde N_e é a concentração local efetiva de nitrogênio inorgânico disponível em mgN/l ; K_N é a constante do tipo Michaelis-Menten de saturação média para o nitrogênio em mgN/l ; P_2 é a concentração local de fósforo dissolvido em mgP/l ; K_P é a constante do tipo Michaelis-Menten de saturação média para o fósforo em mgP/l.

Admite-se a hipótese que as algas utilizem apenas amônia ou nitrato como fontes de nitrogênio inorgânico. Sendo assim, a concentração efetiva de nitrogênio disponível é dada por:

$$N_e = N_1 + N_3 \quad (3.50)$$

As constantes de saturação média para o nitrogênio e fósforo, K_N e K_P são valores empíricos utilizados para ajustar a taxa de crescimento de algas a fim de levar em consideração os fatores que podem limitar potencialmente o crescimento de algas. Estas constantes representam a concentração na qual o fator considerado limita o crescimento das algas à metade da taxa de reação máxima ou taxa de "saturação" (Zison et al, 1978)

Taxa de respiração de algas

A respiração das algas, segundo Collins e Park (1989), é abordada de diferentes maneiras em vários modelos de qualidade e o processo não está suficientemente compreendido a fim de que se possa selecionar uma formulação que represente o processo de forma mais coerente do que outra.

No modelo QUAL2E, apenas o coeficiente da taxa de respiração, ρ , é utilizado para representar três processos distintos: (1) a respiração endógena das algas, (2) a conversão do fósforo assimilado pelas algas em fósforo orgânico, (3) e a conversão do nitrogênio assimilado pelas algas em nitrogênio orgânico. No modelo em análise, o processo da respiração de algas é aproximado por um decaimento de primeira ordem, onde o decréscimo na concentração da biomassa de algas é proporcional ao coeficiente da taxa de reação, ρ , conforme representado na equação abaixo;

$$\frac{dC_{algas}}{dt} = -\rho_{20} \cdot \Theta^{*(T-20)} \cdot C_{algas} \quad (3.51)$$

É importante ressaltar que a respiração das algas, além de diminuir a concentração da biomassa de algas no sistema analisado, irá liberar nitrogênio e fósforo orgânico para o

meio aquático e, ainda terá como consequência o consumo de oxigênio dissolvido no meio aquático.

Taxa de sedimentação de algas

O material suspenso é removido da água por sedimentação ou deposição. Precipitados, coagulados e fitoplâncton podem se depositar. As taxas de sedimentação dependem da diferença de densidade entre o matéria suspensa e a água, o tamanho e forma do material, a viscosidade da água, a turbulência a velocidade no campo de escoamento. A sedimentação do fitoplâncton é uma função da forma, gravidade específica, tamanho, e da viscosidade e turbulência do meio aquático. Algumas algas são vacuoladas e a sua taxa de sedimentação é controlada diferentemente.

Além disso, o estado fisiológico das células do fitoplâncton também exerce um papel importante neste processo.

Muitos fatores para o controle da taxa de sedimentação têm sido sugeridos:

1. estado fisiológico: as células em fase estacionária sedimentam duas a quatro vezes mais rápido do que as células na fase exponencial de crescimento (Smayda e Boleyn, 1965, 1966)
2. decomposição de nutrientes (Scavia e outros, 1976)
3. luz (Steele, 1974)
4. viscosidade da água: é uma função da temperatura em água límpida (Scavia, 1980 e Terra Tech, 1980)
5. turbulência

A matéria orgânica é removida para o sedimento, onde ela pode sofrer uma série de processos e transformações. Através da turbulência e do campo de escoamento ela pode ser arrastada e, então, transportada do sedimento de volta à coluna d'água.

Estes processos são de grande importância na modelagem ecológica, uma vez que uma parcela significativa da transferência de massa da água para o sedimento pode ser explicada por estes processos. Conseqüentemente, muitos modelos devem incluir uma descrição apropriada do processo de sedimentação.

Em muitos casos, não é difícil descrever a sedimentação em si, mas é bem mais difícil avaliar a influência do comportamento hidrológico do corpo d'água sobre ela. Desta maneira, as aproximações teóricas baseadas em considerações físicas do processo devem quase sempre ser acompanhadas de medidas experimentais das taxas de sedimentação.

A remoção de um componente por sedimentação é geralmente descrita como uma reação de primeira ordem:

$$\frac{dC}{dt} = -s.C \quad (3.52)$$

onde "C" é a concentração do material suspenso e "s" é a razão entre a velocidade de sedimentação, "Vs", e a profundidade "D":

$$s = \frac{V_s}{D} \quad (3.53)$$

A sedimentação de uma partícula individual, que não sofre floculação, em uma suspensão diluída, pode ser descrita através da mecânica clássica. Tal partícula não é afetada pela presença de outras partículas, o que torna a sedimentação uma função apenas das características da partícula e das forças atuantes sobre a mesma, a saber: gravidade, força de empuxo e força de atrito.

Admitindo uma velocidade de sedimentação constante, após um período de inicial de transição até um regime estacionário onde a aceleração se torna nula, e $Re < 1$, onde:

$$Re = \frac{d \cdot \rho_e \cdot V_s}{\mu} \quad (3.54)$$

sendo: Re - número de Reynolds, μ - viscosidade, ρ_e - densidade do fluido, d - diâmetro da partícula; a lei de Stokes modificada para incluir a não-esfericidade das células do fitoplâncton através do uso de um "raio equivalente" e do fator de forma, segundo Scavia (1980), apresenta a seguinte formulação:

$$V_s = \frac{2 \cdot g \cdot R^2 \cdot (\rho_p - \rho_e)}{9 \cdot \nu \cdot F_s} \quad (3.55)$$

onde: V_s - velocidade de sedimentação, [L/T]; g - aceleração da gravidade, [L/T²]; R - raio equivalente (baseado numa esfera de volume equivalente), [L]; ρ_p - densidade das células, [M/L³]; ρ_e - densidade do fluido, [M/L³]; ν - viscosidade cinemática; F_s - fator de forma.

Na prática, muito poucos modelos utilizam a lei de Stokes na formulação do processo (Scavia e outros, 1976; Scavia, 1980; Park et. al., 1980). A maioria dos modelos

reúne várias espécies em um pequeno grupo de algas, de forma que valores representativos do raio, fator de forma e densidade das células são difíceis de serem definidos, tornando desnecessário este nível de detalhamento. Visto que o fator de forma é, na verdade, um parâmetro de calibração, é mais direto e simples usar a velocidade de sedimentação como um parâmetro de calibração. Além disso, a lei de Stokes não considera a turbulência e o campo de velocidades que tende a manter as algas em suspensão ou ressuspender as células sedimentadas.

A estimativa da velocidade de sedimentação como um parâmetro na modelagem ecológica pode ser crucial, uma vez que ela determina a taxa de remoção de um componente considerado, seja este componente matéria orgânica suspensa ou fitoplâncton. A sensibilidade deste parâmetro à concentração do fitoplâncton em um modelo de eutrofização foi determinada como sendo igual a -1.0, o que significa que se o parâmetro for aumentado em 1% , a concentração do fitoplâncton irá decrescer em 1%.

A velocidade de sedimentação pode ser determinada de três formas distintas:

- 1) Os valores utilizados em outros modelos, a partir dos dados de literatura, podem ser empregados para fornecer uma estimativa inicial deste coeficiente.
- 2) Os valores obtidos a partir de cálculos realizados com o conhecimento prévio do tamanho das partículas podem ser usados como uma estimativa inicial.
- 3) Valores experimentais podem ser obtidos através da coleta de amostras "in loco" e da determinação da distribuição do material na matéria orgânica e inorgânica e, também parcialmente no fitoplâncton e nos detritos, pela análise de clorofila, fósforo, nitrogênio e cinzas. As medidas da velocidade de sedimentação do fitoplâncton realizadas em laboratório dificilmente irão fornecer um valor confiável, uma vez que estas não levam em consideração diversos fatores acima mencionados.

A sedimentação está incluída em quase todos os modelos ambientais de ecossistemas aquáticos. Ela exerce um papel importante nos modelos OD-DBO, uma vez que uma parte substancial é removida pela sedimentação da matéria orgânica suspensa. A sedimentação é um dos mais importantes processos nos modelos de eutrofização uma vez que uma quantidade significativa do fitoplâncton é removida da coluna d'água por sedimentação.

A experiência em modelos ecológicos parece indicar que a inclusão de processos hidrológicos e fisiológicos e a sua influência na velocidade de sedimentação é muito difícil e,

raramente necessária, na grande maioria dos casos. A inclusão destes processos somente é fundamental quando eles possuem uma importância particular para o problema (por exemplo, a concentração do fitoplâncton em um modelo de eutrofização).

Uma formulação simples do tipo reação de primeira ordem para a sedimentação, talvez com a adição da influência da temperatura, é uma descrição suficiente na maioria dos casos. Isto irá implicar que a influência dos processos acima mencionados está inserida na fase de calibração. Se as variações na estrutura ecológica não estiverem incluídas num modelo, esta abordagem relativamente simples parece conferir ao submodelo de sedimentação o mesmo grau de complexidade da maioria dos demais submodelos. Esta formulação, aplicada no modelo em análise para a simulação da concentração de algas, pode ser representada pela equação abaixo:

$$\frac{dC_{algas}}{dt} = -\frac{\sigma_1}{d} \cdot \Theta^{*(T-20)} \cdot C_{algas} \quad (3.56)$$

Isto não significa que não se deve buscar uma descrição mais detalhada do processo. Em casos onde a variação na estrutura ecológica é significativa, uma melhor descrição da sedimentação pode qualificar consideravelmente os resultados.

Ciclo do Nitrogênio

Em condições aeróbicas, há uma transformação em etapas do nitrogênio orgânico em amônia, nitrito e finalmente nitrato. O ciclo do nitrogênio representado no modelo QUAL2E engloba todos estes quatro componentes, conforme está indicado no fluxograma da figura ...

Nos sistemas hídricos naturais aeróbicos, há uma transformação em etapas do nitrogênio orgânico à nitrogênio amoniacal, nitrito e, finalmente, nitrato. O ciclo do nitrogênio no modelo QUAL2E apresenta estas 4 formas de nitrogênio e inclui uma série de processos associados à oxidação, assimilação, sedimentação, hidrólise e nitrificação das diversas formas de nitrogênio presentes no meio aquático. Estes processos são, em sua grande maioria, representados por uma equação de decaimento de primeira ordem e a formulação das modificações associadas a cada uma destas formas de nitrogênio é descrita por uma equação diferencial que descreve a variação da concentração de cada um dos parâmetros como resultado dos processos acima citados.

Fator de preferência por amônia

O modelo QUAL2E inclui um fator de preferência de algas por amônia, P_N , (Zison et al, 1978). O fator de preferência por amônia é equivalente à fração de retirada de nitrogênio do reservatório de amônia quando as concentrações de amônia e nitrato são iguais.

$$F1 = \frac{P_N \cdot N_1}{P_N \cdot N_1 + (1 - P_N) \cdot N_3} \quad (3.57)$$

onde P_N é o fator de preferência pelo nitrogênio amoniacal, (0-1).

Este fator representa o percentual de nitrogênio amoniacal assimilado pelas algas, como consequência do seu crescimento, em relação ao total de nitrogênio disponível representado pela soma do nitrogênio amoniacal e do nitrogênio sob forma de nitrato. O modelo em análise adota o fator F1, conforme descrito na equação acima, para avaliar a assimilação de nitrogênio pelas algas.

Ciclo do fósforo

Em muitos aspectos, o ciclo do fósforo se comporta de forma semelhante ao ciclo do nitrogênio. As formas orgânicas de fósforo são geradas pela decomposição de algas, e se convertem a um estado de fósforo inorgânico dissolvido, tornando-se disponível para a produção fitoplanctônica primária. O fósforo despejado pelas plantas de tratamento de esgoto está geralmente na forma de fósforo inorgânico dissolvido e é rapidamente assimilado pelas algas (Zison et. al, 1978).

Assim como para o ciclo do nitrogênio, o ciclo do fósforo inclui uma série de processos associados à decomposição, assimilação, sedimentação e liberação das duas principais formas de fósforo presentes no meio aquático. A variação da concentração de cada uma das duas formas de fósforo avaliadas pelo modelo também é feita através de uma equação diferencial que engloba os processos citados.

Temperatura

A temperatura é usada no modelo QUAL2E, assim como no modelo em análise, para a correção dos coeficientes das taxas de reações dos diversos processos formulados no modelo. A correção destes coeficientes, conforme demonstrado em muitas das equações descritas acima, é feita pela seguinte formulação:

$$X_T = X_{20} \cdot \Theta^{(T-20)} \quad (3.58)$$

onde X_T é o valor do coeficiente na temperatura local (T) ; e, X_{20} é o valor do coeficiente na temperatura padrão (20°C) ; e, Θ é o fator de correção.

Cabe ressaltar que o modelo em análise adota um coeficiente constante de correção de temperatura para todos os parâmetro do modelo em todas as seções, com exceção do coeficiente de dispersão longitudinal que pode ser calculado para todas as seções em todos os intervalos de tempo de simulação. A variação destes coeficientes poderá ocorrer apenas em função da temperatura e, nos processos de crescimento de algas e assimilação de nitrogênio, bem como naquelas relacionadas à disponibilidade de oxigênio dissolvido no meio aquático, ainda podem ser considerados outros fatores de correção que alteram o valor efetivo do coeficiente da taxa de reação destes processos.

Taxas de reações e constantes físicas

As reações químicas e biológicas simuladas no modelo QUAL2E são representadas por um conjunto complexo de equações que englobam uma grande quantidade de parâmetros físicos, químicos e biológicos do sistema hídrico em análise; alguns são constantes, outros são espacialmente variáveis e outros são dependentes da temperatura. A tabela 3. ... lista estes parâmetros do sistema e fornece a sua usual faixa de valores as unidades respectivas. Kramer (1970), Chen e Orlob (1972), e Zison et al. (1978) apresentam uma discussão detalhada dos dados, faixas de valores e confiabilidade de cada um destes parâmetros. A seleção final dos valores para muitos destes parâmetros do sistema ou a análise de sensibilidade pode ser feita durante a calibração e verificação do modelo.

Tabela 3.1 - Faixas típicas das taxas de reação do modelo QUAL2E (Brown e Barnwell, 1985)

Taxa de 'reação'	Descrição da variável	Unidade	Faixa de valores
K_1	Coeficiente de remoção da DBO carbonácea	dia ⁻¹	0,02 -- 3,4
K_2	Coeficiente de reaeração	dia ⁻¹	0,0 -- 100
K_3	Coeficiente de remoção da DBO pela sedimentação e absorção	dia ⁻¹	-0,36 -- 0,36
K_4	Demanda bentônica de oxigênio	mg-O / ft ² .dia	Variável
K_N	Constante Michaelis-Menten de saturação média para o nitrogênio	mg-N / l	0,01 -- 0,2
K_P	Constante Michaelis-Menten de saturação média para o fósforo	mg-P / l	0,01 -- 0,05
P_N	Fator de preferência por amônia (algas)	-----	0 -- 1,00
α_1	fração mássica de nitrogênio na biomassa de algas	mg-N / mg-A	0,07 -- 0,09
α_2	fração mássica de fósforo na biomassa de algas	mg-P / mg-A	0,01 -- 0,02
α_3	taxa de produção de oxigênio por unidade de crescimento de algas	mg-O / mg-A	1,4 -- 1,8
α_4	taxa de consumo de oxigênio por unidade de respiração de algas	mg-O / mg-A	1,6 -- 2,3
α_5	taxa de consumo de oxigênio por unidade de oxidação de amônia	mg-O / mg-N	3,0 -- 4,0
α_6	taxa de consumo de oxigênio por unidade de oxidação de nitrito	mg-O / mg-N	1,0 -- 1,14
β_1	taxa de oxidação biológica do nitrogênio amoniacal	dia ⁻¹	0,1 -- 1,00
β_2	taxa de oxidação biológica do nitrogênio/nitrito	dia ⁻¹	0,20 -- 2,00
β_3	taxa de hidrólise do nitrogênio orgânico em nitrogênio amoniacal	dia ⁻¹	0,02 -- 0,40
β_4	taxa de decaimento de fósforo orgânico em fósforo dissolvido	dia ⁻¹	0,01 -- 0,7
σ_1	taxa local de deposição (sedimentação) das algas	ft / dia	0,5 -- 6,00
σ_2	taxa de produção bentônica de fósforo dissolvido	mg-P / ft ² .dia	Variável
σ_3	taxa de produção bentônica de nitrogênio amoniacal	mg-N / ft ² .dia	Variável
σ_4	taxa de sedimentação do nitrogênio orgânico	dia ⁻¹	0,001 -- 0,1
σ_5	taxa de sedimentação do fósforo orgânico	dia ⁻¹	0,001 -- 0,1
μ_{max}	taxa máxima de crescimento de algas	dia ⁻¹	1,0 -- 3,0
ρ	taxa de respiração de algas	dia ⁻¹	0,05 -- 0,5

3.4 - "Si" na equação numérica

O módulo de transporte de massa utiliza, na simulação dos parâmetros de qualidade da água descritos no modelo em análise, a equação numérica de transporte de massa (3.24) acrescida do termo "Si" conforme já descrito anteriormente. A discretização numérica do termo "Si" para cada um destes parâmetros de qualidade da água, a partir das considerações adotadas na seção anterior, nos permite a obtenção das seguintes equações:

DBO:

$$S_i = -\theta \cdot \left([K_1]_i' + [K_3]_i' \right) \cdot [L]_i^{t+1} \cdot A_i^{t+1} - (1-\theta) \cdot \left([K_1]_i' + [K_3]_i' \right) \cdot [L]_i^t \cdot A_i^t + \dots \\ \dots + \theta \cdot [q \cdot L]_i^{t+1} + (1-\theta) \cdot [q \cdot L]_i^t$$

Algas:

$$S_i = +\theta \cdot \left([\mu]_i' - [\rho]_i' - \frac{\sigma_1}{h_i^{t+1}} \right) \cdot [C_{algas}]_i^{t+1} \cdot A_i^{t+1} + (1-\theta) \cdot \left([\mu]_i' - [\rho]_i' - \frac{\sigma_1}{h_i^t} \right) \dots \\ \dots \cdot [C_{algas}]_i^t \cdot A_i^t + \theta \cdot [q \cdot C_{algas}]_i^{t+1} + (1-\theta) \cdot [q \cdot C_{algas}]_i^t$$

Nitrogênio orgânico:

$$S_i = \theta \cdot \alpha_1 \cdot [\rho]_i' \cdot [C_{algas}]_i^{t+1} \cdot A_i^{t+1} + (1-\theta) \cdot \alpha_1 \cdot [\rho]_i' \cdot [C_{algas}]_i^t \cdot A_i^t - \dots \\ \dots - \theta \cdot [\beta_3 + \sigma_4]_i' \cdot [N_4]_i^{t+1} \cdot A_i^{t+1} - (1-\theta) \cdot [\beta_3 + \sigma_4]_i' \cdot [N_4]_i^t \cdot A_i^t + \dots \\ \dots + \theta \cdot [q \cdot N_4]_i^{t+1} + (1-\theta) \cdot [q \cdot N_4]_i^t$$

Nitrogênio amoniacal:

$$\begin{aligned}
 S_i &= \theta \cdot [\beta_3]_i^t \cdot [N_4]_i^{t+1} \cdot A_i^{t+1} + (1 - \theta) \cdot [\beta_3]_i^t \cdot [N_4]_i^t \cdot A_i^t - \dots \\
 &\dots - \theta \cdot [\beta_1]_i^t \cdot [N_1]_i^{t+1} \cdot A_i^{t+1} - (1 - \theta) \cdot [\beta_1]_i^t \cdot [N_1]_i^t \cdot A_i^t + \theta \cdot \frac{\sigma_3}{h_i^{t+1}} \cdot A_i^{t+1} + (1 - \theta) \cdot \frac{\sigma_3}{h_i^t} \cdot A_i^t - \dots \\
 &\dots - \theta \cdot [F_1]_i^t \cdot \alpha_1 \cdot [\mu]_i^t \cdot [C_{algas}]_i^{t+1} \cdot A_i^{t+1} - (1 - \theta) \cdot [F_1]_i^t \cdot \alpha_1 \cdot [\mu]_i^t \cdot [C_{algas}]_i^t \cdot A_i^t + \dots \\
 &\dots + \theta \cdot [q \cdot N_1^t]_i^{t+1} + (1 - \theta) \cdot [q \cdot N_1^t]_i^t
 \end{aligned}$$

Nitrogênio/nitrito:

$$\begin{aligned}
 S_i &= \theta \cdot [\beta_1]_i^t \cdot [N_1]_i^{t+1} \cdot A_i^{t+1} + (1 - \theta) \cdot [\beta_1]_i^t \cdot [N_1]_i^t \cdot A_i^t - \dots \\
 &\dots - \theta \cdot [\beta_2]_i^t \cdot [N_2]_i^{t+1} \cdot A_i^{t+1} - (1 - \theta) \cdot [\beta_2]_i^t \cdot [N_2]_i^t \cdot A_i^t + \theta \cdot [q \cdot N_2^t]_i^{t+1} + (1 - \theta) \cdot [q \cdot N_2^t]_i^t
 \end{aligned}$$

Nitrogênio/nitrato:

$$\begin{aligned}
 S_i &= \theta \cdot [\beta_2]_i^t \cdot [N_2]_i^{t+1} \cdot A_i^{t+1} + (1 - \theta) \cdot [\beta_2]_i^t \cdot [N_2]_i^t \cdot A_i^t - \dots \\
 &\dots - \theta \cdot (1 - [F_1]_i^t) \cdot \alpha_1 \cdot [\mu]_i^t \cdot [C_{algas}]_i^{t+1} \cdot A_i^{t+1} - (1 - \theta) \cdot (1 - [F_1]_i^t) \cdot \alpha_1 \cdot [\mu]_i^t \cdot [C_{algas}]_i^t \cdot A_i^t + \dots \\
 &\dots + \theta \cdot [q \cdot N_3^t]_i^{t+1} + (1 - \theta) \cdot [q \cdot N_3^t]_i^t
 \end{aligned}$$

Fósforo orgânico:

$$\begin{aligned}
 S_i &= \theta \cdot \alpha_2 \cdot [\rho]_i^t \cdot [C_{algas}]_i^{t+1} \cdot A_i^{t+1} + (1 - \theta) \cdot \alpha_2 \cdot [\rho]_i^t \cdot [C_{algas}]_i^t \cdot A_i^t - \dots \\
 &\dots - \theta \cdot [\beta_4 + \sigma_5]_i^t \cdot [P_1]_i^{t+1} \cdot A_i^{t+1} - (1 - \theta) \cdot [\beta_4 + \sigma_5]_i^t \cdot [P_1]_i^t \cdot A_i^t + \dots \\
 &\dots + \theta \cdot [q \cdot P_1^t]_i^{t+1} + (1 - \theta) \cdot [q \cdot P_1^t]_i^t
 \end{aligned}$$

Fósforo dissolvido:

$$\begin{aligned}
 S_i &= \theta \cdot [\beta_4]_i^t \cdot [P_1]_i^{t+1} \cdot A_i^{t+1} + (1-\theta) \cdot [\beta_4]_i^t \cdot [P_1]_i^t \cdot A_i^t + \dots \\
 &\dots + \theta \cdot \frac{\sigma_2}{h_i^{t+1}} \cdot A_i^{t+1} + (1-\theta) \cdot \frac{\sigma_2}{h_i^t} \cdot A_i^t - \dots \\
 &\dots - \theta \cdot \alpha_2 \cdot [\mu]_i^t \cdot [C_{algas}]_i^{t+1} \cdot A_i^{t+1} - (1-\theta) \cdot \alpha_2 \cdot [\mu]_i^t \cdot [C_{algas}]_i^t \cdot A_i^t + \dots \\
 &\dots + \theta \cdot [q \cdot P_2]_i^{t+1} + (1-\theta) \cdot [q \cdot P_2]_i^t
 \end{aligned}$$

Oxigênio dissolvido (OD):

$$\begin{aligned}
 S_i &= \theta \cdot [K_2]_i^{t+1} \cdot (OD^* - [OD]_i^{t+1}) \cdot A_i^{t+1} + (1-\theta) \cdot [K_2]_i^t \cdot (OD^* - [OD]_i^t) \cdot A_i^t + \dots \\
 &\dots + \theta \cdot (\alpha_3 \cdot [\mu]_i^t - \alpha_4 \cdot [\rho]_i^t) \cdot [C_{algas}]_i^{t+1} \cdot A_i^{t+1} + (1-\theta) \cdot (\alpha_3 \cdot [\mu]_i^t - \alpha_4 \cdot [\rho]_i^t) \cdot [C_{algas}]_i^t \cdot A_i^t - \dots \\
 &\dots - \theta \cdot [K_1]_i^t \cdot [L]_i^{t+1} \cdot A_i^{t+1} - (1-\theta) \cdot [K_1]_i^t \cdot [L]_i^t \cdot A_i^t - \theta \cdot \frac{K_4}{h_i^{t+1}} \cdot A_i^{t+1} - (1-\theta) \cdot \frac{K_4}{h_i^t} \cdot A_i^t - \dots \\
 &\dots - \theta \cdot \alpha_5 \cdot [\beta_1]_i^t \cdot [N_1]_i^{t+1} \cdot A_i^{t+1} - (1-\theta) \cdot \alpha_5 \cdot [\beta_1]_i^t \cdot [N_1]_i^t \cdot A_i^t - \dots \\
 &\dots - \theta \cdot \alpha_6 \cdot [\beta_2]_i^t \cdot [N_2]_i^{t+1} \cdot A_i^{t+1} - (1-\theta) \cdot \alpha_6 \cdot [\beta_2]_i^t \cdot [N_2]_i^t \cdot A_i^t + \dots \\
 &\dots + \theta \cdot [q \cdot OD]_i^{t+1} + (1-\theta) \cdot [q \cdot OD]_i^t
 \end{aligned}$$

4 - RESULTADOS

4.1 - Bacia do rio dos Sinos

A Bacia Hidrográfica do Rio dos Sinos situa-se a nordeste do Estado do Rio Grande do Sul, entre os paralelos 29 e 30 graus Sul. O Rio dos Sinos deságua no Delta do Rio Jacuí, um complexo sistema de braços, confluências e ilhas fluviais de pequeno porte, em frente à cidade de Porto Alegre. Contribui com 3,4 a 5,24 % da vazão média global de 1050 m³/s do Delta do Jacuí. A bacia tem aproximadamente 3700 km², com um comprimento máximo de talvegue de 190 km. A bacia do rio dos Sinos está delimitada ao norte e a oeste pela bacia do rio Caí; ao sul, parcialmente, pela bacia do rio Gravataí e pelas encostas da serra geral, que serve de divisor de águas para as bacias inseridas na planície costeira. A leste, a delimitação também é definida pelas encostas da serra geral (fig 4.1).



Figura 4.1 - Localização geográfica da bacia do rio dos Sinos

As nascentes do rio dos Sinos situam-se no município de Santo Antônio da Patrulha, a cerca de 900 m de altitude, tendo sua foz no delta do Jacuí, em altitude da ordem de 10 m, em meio a zonas alagadiças e depósitos fluviais. Seus afluentes principais são os rios da Ilha, Rolante e Paranhana. Além desses formadores principais existem diversos arroios afluentes de menor porte, muitos dos quais drenam vilas, povoados, cidades, indústrias e lixões, os quais também têm importância tanto no regime hidráulico quanto de qualidade do Rio dos Sinos. Os arroios formadores são utilizados como

canais de transporte de esgoto doméstico, lixívia de lixos, drenagem pluvial e de efluentes industriais tratados ou não. Uma série de arroios na parte mais baixa da bacia do Sinos possui condições anaeróbias, principalmente os Arroios Luiz Rau, J. Joaquim, João Correia, do Portão e outros menores.

A cobertura vegetal da bacia está hoje reduzida a cerca de 10% de sua área. Nas áreas mais altas predominam atividades industriais baseadas no couro e calçados, além da exploração agrícola minifundiária, exploração de madeira, agricultura arroseira e agropecuária, notadamente avicultura, suinocultura e pecuária leiteira e de corte. Nas zonas mais baixas da bacia predominam outras atividades industriais tais como fábricas de papel, siderúrgica, indústrias têxtil, esmagadora de soja, fábricas de refrigerantes, mobiliário, refinaria de petróleo, indústria de plásticos, metalúrgicas, mineração de basalto, pedra de grês, areia dos leitos de rios e argila das várzeas. Em muitos municípios do vale, além de atividades industriais e agropecuária, ocorre extração de pedra de grês, de areia do rio, basalto, e argila das várzeas dos rios do Sinos e Paranhana.

A bacia hidrográfica do rio dos Sinos apresenta uma precipitação pluvial anual média de 1600 mm, variando de 2300 a 1400 mm. A temperatura e a vazão anual média são de 18 °C e 42 m³/s, respectivamente. No entanto a vazão máxima pode atingir valores de 200 m³/s e a mínima pode chegar até a 4 m³/s.

A maior parte da bacia hidrográfica, envolvendo as cabeceiras e o relevo mais acidentado, é constituída por rochas vulcânicas que ocorrem numa seqüências de derrames do qual resulta uma topografia em degraus, se sucedendo escarpas e patamares horizontais e subhorizontais, aos quais se associam diferenciações agrogeológicas que definem solos argilosos profundos com transições para situações de alta pedregosidade e afloramentos rochosos.

Na bacia do rio dos Sinos estão inseridos 29 municípios (fig 4.2). A tabela 4.1 apresenta a área de jurisdição municipal e a fração percentual contida na bacia.

A área de estudo apresentou na última década um crescimento populacional (principalmente urbano) superior ao conjunto do Estado. Houve um alto grau de urbanização (91,9 %) em 1991, e uma elevada densidade demográfica (tab 4.2).

Os municípios com maior número de habitantes são Canoas, Novo Hamburgo, São Leopoldo e Sapucaia do Sul, com exceção de Canoas, totalmente inseridos na bacia hidrográfica do rio dos Sinos. Esses municípios apresentam alto grau de urbanização, elevada densidade demográfica e crescimento acentuado da população.

Tabela 4.1: Municípios Componentes da Bacia Hidrográfica do Rio dos Sinos (FEE, 1995)

MUNICÍPIOS		ÁREA TOTAL Km ²	ÁREA CONTIDA NA BACIA		
			Km ²	% do Total Municipal	% do Total da Bacia
Canoas	1	113,11	84,43	74,65	2,28
Esteio	2	32,50	29,30	90,15	0,79
Nova Santa Rita	3	219,79	93,62	42,60	2,52
Portão	4	157,40	140,16	89,05	3,78
São Leopoldo	5	105,30	105,30	100,00	2,84
Sapucaia do Sul	6	57,00	57,00	100,00	1,54
Novo Hamburgo	7	218,70	218,70	100,00	5,89
Campo Bom	8	62,50	57,41	91,86	1,55
Dois Irmãos	9	66,80	7,18	10,75	0,19
Estância Velha	10	40,00	40,00	100,00	1,08
Capela de Santana	11	182,40	2,15	1,18	0,06
São Sebastião do Cai	12	111,08	3,66	3,29	0,10
Ivoti	13	66,59	3,76	5,64	0,10
Sapiranga	14	177,07	121,33	68,52	3,27
Nova Hartz	15	60,93	56,37	92,52	1,52
Santa Maria do Herval	16	157,56	4,11	2,61	0,11
Igrejinha	17	150,50	124,95	83,02	3,37
Três Coroas	18	166,00	155,68	93,79	4,20
Gramado	19	245,30	88,30	36,00	2,38
Cancla	20	246,00	153,71	62,48	4,14
São Fco, de Paula	21	3269,15	384,32	11,76	10,36
Cachoeirinha	22	42,00	6,98	16,63	0,19
Gravataí	23	497,83	63,36	12,73	1,71
Taquara	24	464,07	430,44	92,75	11,60
Parobé	25	125,60	103,97	82,78	2,80
Rolante	26	269,83	194,03	71,91	5,23
Riozinho	27	255,87	239,76	93,71	6,46
Osório	28	666,12	39,63	5,95	1,07
Santo Ant. da Patrulha	29	1223,13	700,43	57,27	18,88
TOTAL		9450,13	3710,05	-----	100,00

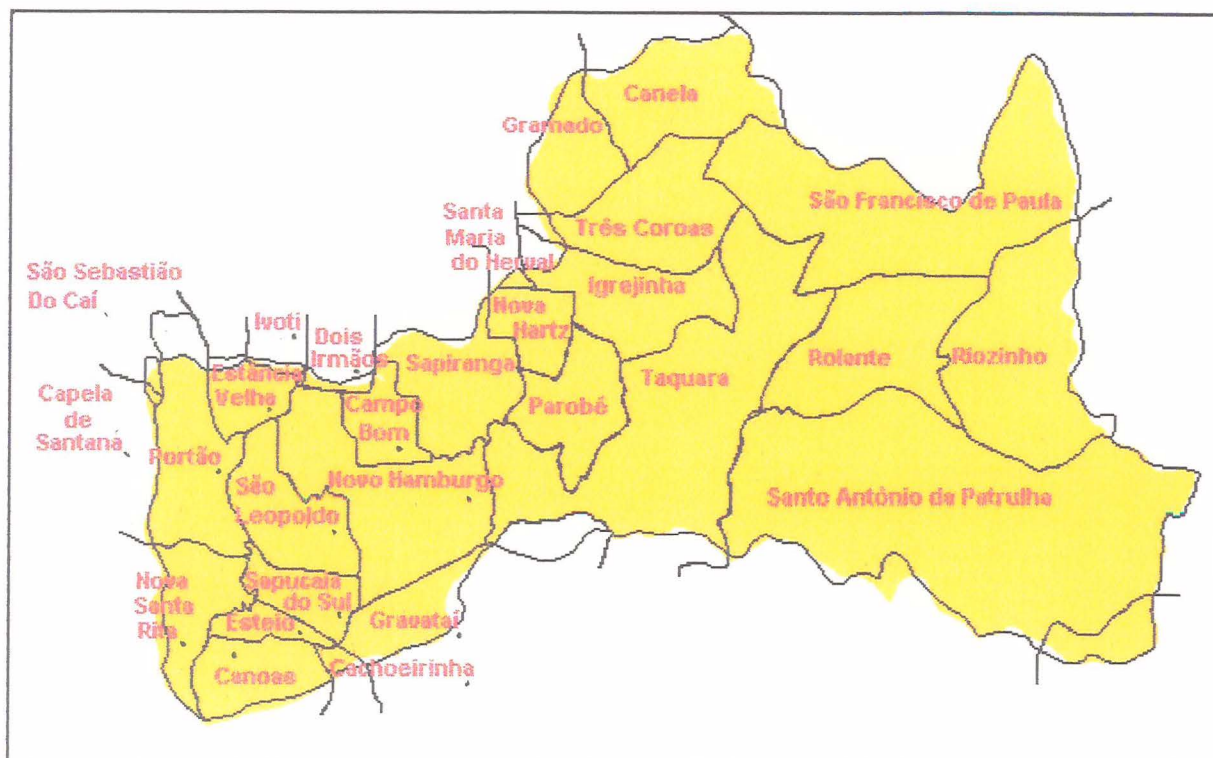


Fig 4.2 - Área de jurisdição municipal na Bacia do Rio dos Sinos

A densidade demográfica dos municípios que compõem a bacia é muito diversificada. Em 1991 São Francisco de Paula e Canoas apresentavam um índice de 5,88 habitantes/km² e 2,467,57 habitantes/km², respectivamente, ficando a média em 168,87 habitantes/km².

Tabela 4.2: Participação Relativa da População Total, Urbana e Rural da Área de Estudo no Total do Estado - RS 1980 e 1991 - (FEE, 1995)

DISCRIMINAÇÃO	Área de Estudo	Estado - RS	Área de Estudo/Estado (%)
1 População:			
Total	1 140 500	7 777 212	14,66
9 Urbana	969 454	5 252 465	18,46
Rural	171 046	2 254 747	7,59
8 Área (km ²)	9 450	267 528	3,53
Densidade Demográfica			
0 (km ²)	120,69	29,07	-----
1 População:			
Total	1 595 821	9 135 479	17,47
9 Urbana	1 466 604	6 994 134	20,97
Rural	129 217	2 141 345	6,03
9 Área (km ²)	9 450	267 807	3,53
Densidade Demográfica			
1 (km ²)	168,87	34,11	-----

No que se refere a densidade demográfica, a área é bastante heterogênea, porém o elevado grau de urbanização é uma característica quase comum no conjunto dos municípios. Nesta área se encontra grande parte do crescimento econômico do Estado, quanto aos gêneros metalúrgico, mecânico, material elétrico e de comunicação e de material de transporte, Além desses, se destacam os setores de química, borracha e matéria plástica.

A indústria de vestuário, como o calçado, importante gênero industrial, ocorre em uma faixa ao longo do Vale do rio dos Sinos. Este gênero evoluiu a partir de pequenos estabelecimentos artesanais localizados inicialmente em São Leopoldo e Novo Hamburgo, os quais aproveitam a matéria-prima originada da área da Campanha. A indústria contou com capitais, mão-de-obra e mercado local à base da qual se expandiu. Esta evolução ocorreu de tal forma a ponto de possibilitar a presença de centros especializados no setor de calçados dentro de uma área que se individualiza e cujos centros mais característicos são: Campo Bom, Sapiranga e Novo Hamburgo. Este, dentro da área "coureiro-calçadista", é um dos mais importantes centros, tanto por seu crescimento e comercialização como por sua industrialização, São Leopoldo, fazendo parte ainda da área "coureiro-calçadista" caracteriza-se, porém, por maior diversificação de setores industriais.

O uso mais expressivo das terras agrícolas na área é com pastagens (55,8%). A irrigação é utilizada em apenas 4,6% dos estabelecimentos, atingindo 2,0% da área agrícola, Os municípios que mais utilizam a irrigação são proporcionalmente Santo Antônio da Patrulha, Osório, Canoas, Gravataí e Taquara.

4.2 - Levantamento de dados

4.2.1 - Dados hidráulicos e hidrológicos

Os dados necessários para a simulação das condições hidráulicas do sistema consistem basicamente de 3 tipos de informações:

- Características físicas das seções transversais do rio:

- A) Perfil das seções: informações que relacionem a área ou largura com a profundidade ou o nível da seção
- B) rugosidade do leito do rio em cada uma das seções transversais
- C) Cota das seções transversais do modelo

- Características hidrológicas do rio:

- A) curvas-chaves, vazões ou níveis da seção à montante e à jusante do trecho escolhido, que constituem, na prática, as condições de contorno hidráulicas do modelo.

B) vazão e nível de cada uma das seções do modelo no início da simulação, ou seja, as condições hidráulicas iniciais do sistema.

C) contribuição lateral ao longo dos subtrechos delimitados pelas seções transversais do modelo.

As características físicas das seções transversais utilizadas na simulação do rio dos Sinos foram obtidas a partir do trabalho de Moretti (1980), com base na batimetria fornecida pelo DEPRC, onde é aplicado um modelo em regime não-permanente para a simulação do trecho São Leopoldo - Foz. No anexo A é apresentado o gráfico de um corte longitudinal do trecho Captação Campo Bom - Foz, onde estão representadas as cotas de fundo de cada uma das seções do modelo e a sua posição em relação a Foz. Neste mesmo anexo são apresentados os perfis geométricos destas seções.

Os dados hidrológicos utilizados para a aplicação do modelo foram obtidos a partir dos postos fluviométricos do DNAEE e dos dados publicados em trabalho realizado pelo Comitê de Gerenciamento da Bacia do Rio dos Sinos (1994).

O DNAEE possui, ao longo do rio dos Sinos, três postos fluviométricos onde são realizadas medições diárias de níveis e vazões, a saber:

87360000 - Posto de Entrepelado

87380000 - Posto de Campo Bom

87382000 - Posto de São Leopoldo

A área de drenagem destes postos fluviométricos estão representadas na figura abaixo:

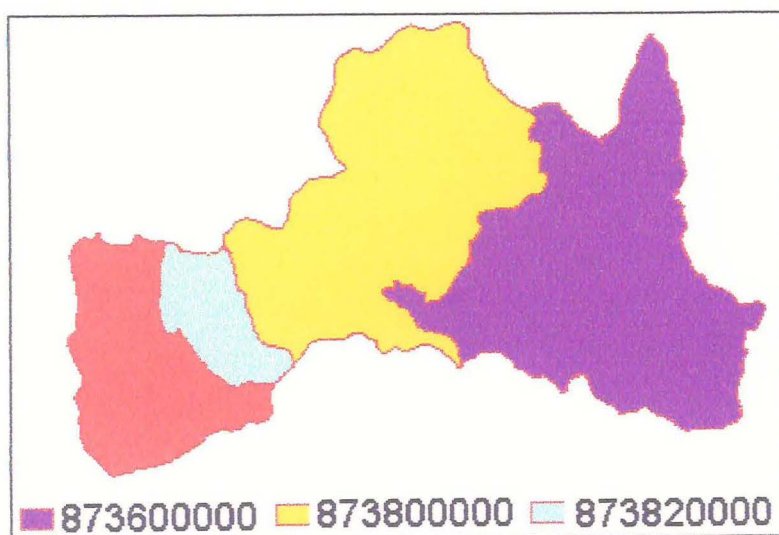


Fig. 4.3 - Drenagem dos postos de medição de vazão na bacia hidrográfica

O trecho simulado em nosso trabalho está compreendido entre a estação fluviométrica de Campo Bom e a Foz do rio dos Sinos. Este trecho apresenta 67,5 km de extensão e foi dividido em 20 intervalos com 21 seções transversais (fig 4.4).

4.2.2 - Dados do módulo de qualidade da água

Os dados de qualidade da água necessários para a aplicação do modelo no trecho em estudo podem ser assim resumidos:

- Constantes físicas e taxas de reações químicas dos principais processos associados às substâncias analisadas no modelo;
- Parâmetros de qualidade da água: concentrações das diversas substâncias analisadas no modelo e carga de poluentes associada aos despejos domésticos e industriais que ocorrem ao longo do trecho em estudo.

As constantes físicas e as taxas de reações químicas dos processos abordados no modelo de qualidade foram obtidas a partir das seguintes fontes:

- a) valores médios citados no Manual do QUAL2E
- b) valores de literatura, onde são pesquisados os valores empregados em trabalhos sobre o rio dos Sinos
- c) valores obtidos a partir da simulação do modelo, na sua etapa de ajuste e calibração.

Os dados de qualidade da água referente à distribuição espacial e temporal das concentrações das substâncias analisadas, ao longo do trecho em estudo, foram obtidos a partir dos dados publicados em trabalho realizado pelo Comitê de Gerenciamento da Bacia do Rio dos Sinos (1994). Neste trabalho foram realizadas medições mensais de diversas substâncias e parâmetros físico-químicos e biológicos associados à qualidade da água, ao longo do período 1989-1994, em uma série de pontos da bacia do rio dos Sinos.

No anexo B são apresentados os valores das concentrações das substâncias de interesse nas seções de amostragem da FEPAM. As tabelas ali apresentadas indicam ainda a data, o horário e a vazão registrada na seção, na ocasião em que a medição foi realizada.

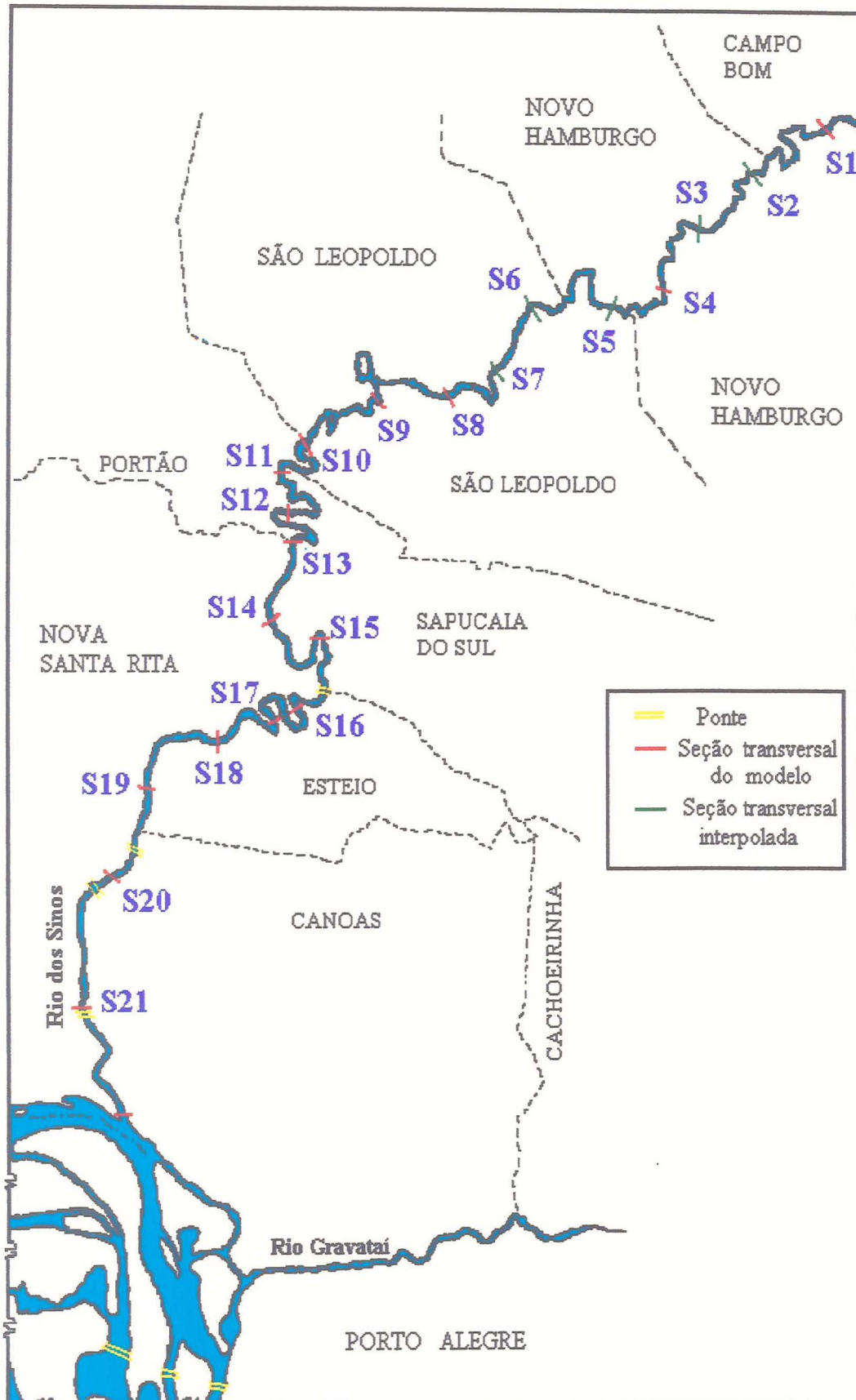


Figura 4.4 - Localização geográfica das seções transversais do modelo ao longo do rio dos Sinos

Na tabela 4.3 são relacionados, ao longo do rio dos Sinos, a localização dos pontos de amostragem do rio dos Sinos com as seções transversais do modelo. Nesta tabela, as seções assinaladas com um asterisco indicam aquelas cujas características geométricas foram obtidas por interpolação linear dos valores associados às seções cujo perfil geométrico é conhecido.

As cargas poluidoras médias anuais foram obtidas junto à FEPAM, Na tabela 4.4 são apresentadas as cargas de N total, P total e DBO ao longo dos trechos de monitoramento do rio dos Sinos.

A subdivisão do trecho em estudo em diversas seções nos levou a realizar a interpolação espacial dos valores dos parâmetros de qualidade observados nos pontos característicos de amostragem, bem como das cargas poluidoras médias avaliadas pela FEPAM, a fim de permitir a simulação do modelo.

Tabela 4.3 -Distância das seções do modelo e postos de medição em relação a Foz

SEÇÕES DA FEPAM	PONTOS DE AMOSTRAGEM	SEÇÕES DO MODELO	DESCRIÇÃO	DISTÂNCIA DA FOZ (M)
SI-7	R	S1	Captação Sapiranga/Campo Bom: posto fluviométrico do DNAEE	67500
		S2*		63867
		S3*		60233
SI-5	T	S4	Captação Novo Hamburgo	56600
		S5*		53476
		S6*		50351
		S7*		47226
SI-4	U	S8	Captação São Leopoldo: posto fluviométrico do DNAEE	44100
		S9		40600
SI-3	V	S10	Jusante de trecho com alta concentração industrial	37000
		S11		34600
		S12		31400
		S13		29000
		S14		25800
		S15		23600
		S16		19800
SI-2	X	S17	Captação Esteio	16400
		S18		13100
		S19		10000
SI-1	Y	S20	Ponte da BR-386	7100
		S21		3500
	Z		Foz	0

Tabela 4.4 - Cargas poluidoras médias anuais nos trechos em **ton/ano** (FEPAM, 1989-1994)

	Trecho	DBO	P total	N total
1	SI 07 - SI 05	1374,3	170,5	512,6
2	SI 05 - SI 04	2125,8	371,0	1350,1
3	SI 04 - SI 03	1807,2	214,5	949,1
4	SI 03 - SI 02	491,0	57,2	1993,4
5	SI 02 - SI 01	491,0	43,2	179,0
6	SI 01 - Foz	910,9	115,8	621,0

4.3 - Simulação hidráulica do rio dos Sinos

O escoamento do sistema de rios e lagoas, próximo a Região Metropolitana de Porto Alegre, apresenta um comportamento diferenciado dos rios tradicionais. Nos rios de comportamento fluvial que não sofrem efeito de jusante observa-se o seguinte:

- * há uma relação bi-unívoca entre vazão e nível numa seção;
- * quando o nível aumenta, a vazão aumenta e vice-versa;
- * durante a estiagem as vazões variam muito pouco ao longo de um dia ou vários dias.

No sistema em estudo esse processo não ocorre, devido ao efeito da Lagoa dos Patos-Guaíba sobre os níveis dos rios durante o período de estiagem. A simulação do módulo hidráulico tem como objetivo caracterizar o escoamento no trecho inferior do rio dos Sinos, através da avaliação da magnitude e direção dos fluxos. Isto irá permitir melhor analisar o comportamento dos processos ambientais, haja vista o inter-relacionamento entre estes processos e o comportamento hidráulico do sistema.

Para que seja possível entender o escoamento no rio dos Sinos é necessário discutir o comportamento do fluxo num sistema maior, que envolve a Lagoa dos Patos, Guaíba e afluentes.

A Lagoa dos Patos está ligada ao oceano, próximo da cidade de Rio Grande. A oscilação da maré nessa região de costa é pequena, influenciando as cotas do canal de ligação e na vizinhança do mesmo junto a lagoa. Como a Lagoa dos Patos tem cerca de 200 km de comprimento e 60 km de largura (valores médios aproximados), representa uma superfície de água onde o vento atua constantemente. O vento tende a provocar elevação de níveis na direção em que atua, produzindo uma oscilação semelhante à maré, com períodos e amplitudes variáveis em função do efeito da intensidade do vento sobre a superfície líquida. Esse tipo de efeito é denominado de seiche. O aumento de níveis na Lagoa dos Patos, tem efeito semelhante no Guaíba, que tem cerca de 50 km de comprimento com 14 km de largura.

Esses dois sistemas funcionam interligados quanto ao efeito de seiche. O Delta do Jacuí, formado pelos rios Jacuí, Caí, Sinos e Gravataí, é limite superior desse sistema de Lagoas (Patos e Guaíba). O Delta do Jacuí é formado por um grande número de braços e confluências formados pelo fluxo e deposição de sedimentos desses rios. O rio Jacuí representa cerca de 80% da bacia total de 82.842,2 km², enquanto que Caí, Sinos e Gravataí, representam o restante dos 20% da bacia.

Existe um posto fluviométrico localizado na porção final do Delta do Jacuí, denominado de Praça da Harmonia, com registros extensos e com registrador. Zamanillo (1988) apresentou uma oscilação padrão esperada para este posto, com base nesses dados, mostrando um período de cerca de 24 horas e amplitude de 17 cm. Essa é a oscilação média esperada para os níveis nesse limite do sistema de lagoas.

A outra variável que influencia os níveis dentro do Delta do Jacuí e no trecho inferior dos afluentes é a vazão proveniente das bacias hidrográficas mencionadas. Quando as vazões são baixas a montante, a energia produzida pela oscilação dos níveis das lagoas é capaz de produzir inversão de fluxo (jusante para montante) no Delta do Jacuí e no trecho inferior dos formadores do Delta. Quando o nível do Guaíba aumenta, é reduzida a declividade da linha de água. Se a declividade se inverte, existe a tendência do fluxo mudar de direção, já que com uma cota maior a jusante o fluxo tende a ser no sentido contrário. Como essa cota não se mantém permanentemente alta, com a redução do seu nível, o fluxo volta a ser positivo.

O escoamento no rio dos Sinos é predominantemente unidimensional e não-permanente, ou seja, o fluxo tem velocidades longitudinais muito maiores que as transversais e verticais e o nível e a vazão variam com o tempo ao longo de todo o sistema, o que pode ser explicado pelos fenômenos descritos acima.

Nas 21 seções transversais do modelo foram calculados os valores da área, largura e raio hidráulico associados a profundidade de cada seção. Na realidade, utilizaram-se os dados batimétricos de 15 seções, e as características físicas das demais seções foram obtidas por interpolação. Isto foi feito com o objetivo de manter a distância entre as seções na faixa de 2 a 4 km, a fim de permitir um melhor desempenho do modelo matemático.

O coeficiente de rugosidade da equação de Manning utilizado foi de 0,03. Esse valor foi estabelecido com base no ajuste de níveis e vazões obtido por Tucci e Moretti (1986).

A condição do sistema que mais favorece a ocorrência de refluxos (vazões negativas) no trecho inferior do rio dos Sinos é a ocorrência simultânea de baixas vazões no rio, com altos níveis de água no Delta do Jacuí, onde é a foz do rio dos Sinos. Os níveis no Delta do Jacuí variam de acordo

com a afluência de montante, mas principalmente pelo efeito do seiche do sistema Lagoa dos Patos-Guaíba. Apesar dos níveis do Delta aumentarem durante o período de cheia, não é o período principal de refluxo porque os afluentes estão com vazões altas.

A situação mais crítica é característica dos meses de verão (dezembro, janeiro e fevereiro), pois tanto as vazões mínimas no rio dos Sinos, como as máximas amplitudes de seiches ocorrem nesta época (Zamanillo, 1988).

As condições de contorno foram definidas com base nos níveis de jusante do período de verão e nas vazões mínimas de montante. O sistema é limitado geograficamente pela estação fluviométrica de Campo Bom, a montante, e pela foz do rio dos Sinos, no Delta, a jusante.

A ausência de dados de níveis na foz do rio dos Sinos não permite a estimativa desses valores. Sendo assim, utilizou-se, como estimativa dos mesmos, os níveis na Praça Harmonia, onde existe uma série longa com dados.

A variabilidade dos níveis no referido posto apresentam uma frequência de oscilação de níveis correspondente a um período de 24 horas, facilmente reconhecível nos registros contínuos de nível no rio Guaíba. O mínimo ocorre próximo das 10 horas e o máximo em torno das 18 horas. No entanto, as ondas de seiche não são regulares (Rosauro, 1986). As maiores amplitudes desta oscilação ocorrem incidentalmente nos meses de maior estiagem na região: dezembro, janeiro e fevereiro. A amplitude média fica entre 16 e 17 cm (Zamanillo, 1988).

Os níveis médios sobre os quais ocorre a variação da seiche, e que determinam as condições de jusante foram obtidos a partir dos dados de níveis médios diários da Praça da Harmonia, considerando apenas os meses críticos de 1941 a 1967, totalizando 27 anos de registro. A curva de permanência destes valores permite determinar os níveis característicos (tab 4.5). O significado destes valores é o seguinte: por exemplo, a probabilidade de 50% indica que, em média, 50% dos dias do período de dezembro a fevereiro os níveis são maiores ou iguais a 57 cm na Praça da Harmonia. Da mesma forma, 25% dos dias do trimestre do verão são maiores ou iguais a 72 cm.

Tabela 4.5 - Cotas características de Praça da Harmonia para os meses de dezembro a fevereiro para a série de 1941 a 1967 (Zamanillo, 1988)

Probabilidade de excedência	Cota acima do nível do mar
5 %	0,99 m
10 %	0,89 m
25 %	0,72 m
50 %	0,57 m

A partir destes valores foi proposta uma oscilação senoidal próxima da seiche real com amplitude próxima dos 16cm, sobre os níveis médios correspondentes às probabilidades de não excedência de 50, 75, 90 e 95 por cento. Na figura abaixo, aparecem as senóides para algumas das altitudes estimadas da curva de permanência da Praça da Harmonia.

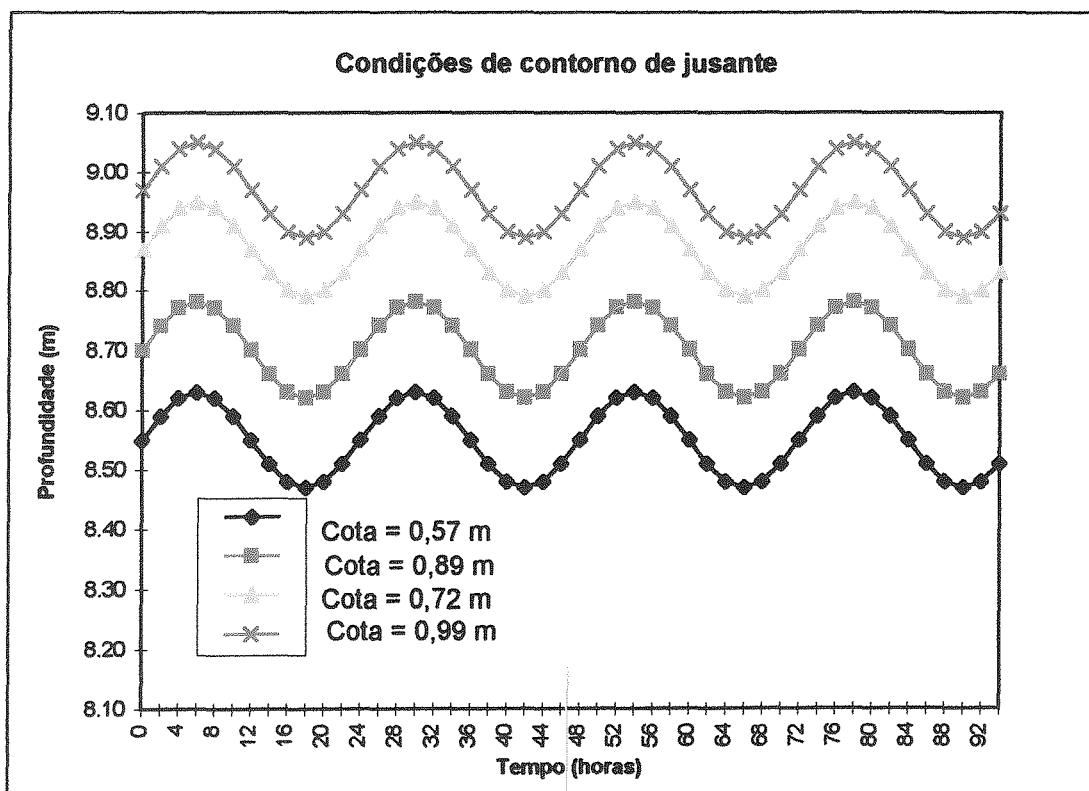


Figura 4.5 - Condições de jusante utilizadas na simulação do modelo

Como condições de contorno de montante foram escolhidas as vazões de estiagem para o posto fluviométrico de Campo Bom. Os valores de vazão de estiagem para este local foram obtidos a partir dos registros de vazões diárias deste posto fluviométrico, código DNAEE=87160000, cuja área de montante é 2875 km².

Na tabela 4.6 são apresentadas as vazões mínimas de duração de 7 dias, para os tempos de recorrência de 2, 5, 10 e 20 anos.

Tabela 4.6 - Vazões mínimas de 7 dias

Vazão de 7 dias, m ³ /s	Tempo de retorno, anos
2,47	20
3,00	10
4,11	5
7,73	2

O tempo de simulação total foi de 196 horas (8 dias e 4 horas), com um intervalo de cálculo de 30 minutos, e um incremento espacial médio do rio de aproximadamente 3 km. Foram avaliadas todas as possibilidades das condições de contorno apresentadas na tabelas acima. A discretização temporal das condições de contorno foi de 2 horas. Os resultados foram avaliados nas 21 seções do modelo. Na apresentação dos resultados estão representados os hidrogramas correspondentes ao período de tempo compreendido entre o intervalo de tempo 200 e 296. Isto foi feito com a finalidade de avaliar o hidrograma nas seções do modelo sem a influência das condições iniciais.

As simulações realizadas procuram combinar os níveis de jusante com as vazões de montante. Por exemplo, o nível de 0,57 cm que ocorre pelo menos metade do período de verão, associado com a vazão de 7,73 m³/s, que é média das mínimas de 7 dias, indica uma situação muito freqüente. Enquanto que, para a cota de 0,99m a jusante, que ocorre somente 5% do tempo com a vazão de 2,47 m³/s, representa uma situação pouco freqüente.

Nas figuras abaixo são apresentados os hidrogramas típicos em duas seções de interesse, Captação de Esteio (km 16,4) e Captação São Leopoldo (km 44,1), representando a pior e a melhor das condições simuladas e as características dos hidrogramas.

A análise da influência de jusante para uma vazão de 20 anos e 7 dias (2,47 m³/s), condição normalmente utilizada para simular condições ambientais, indica que as vazões negativas ocorrem até 44,5 km da foz. Este ponto se situa um pouco acima da seção de captação de São Leopoldo, o que permite afirmar que, nos períodos de maior estiagem, a influência de jusante se torna mais intensa.

Na tabela 4.7 são apresentados os valores característicos das simulações, identificando a distância a partir da foz até onde existe vazão negativa. Os resultados obtidos demonstram que as variações ocorrem de acordo com o nível no Delta do Jacuí e as vazões afluentes do rio dos Sinos. No entanto, a vazão do rio dos Sinos é o principal fator que condiciona esta variação.

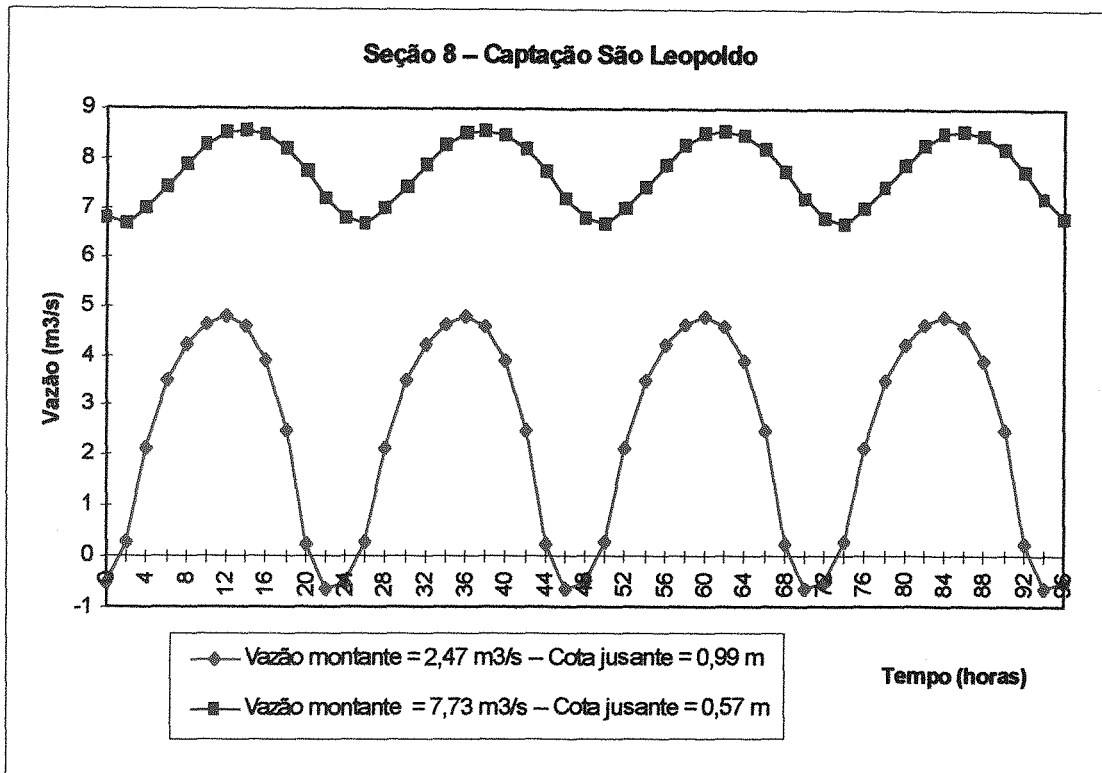


Fig. 4.6 – Hidrograma simulado na seção 8 (44,1 km da foz)

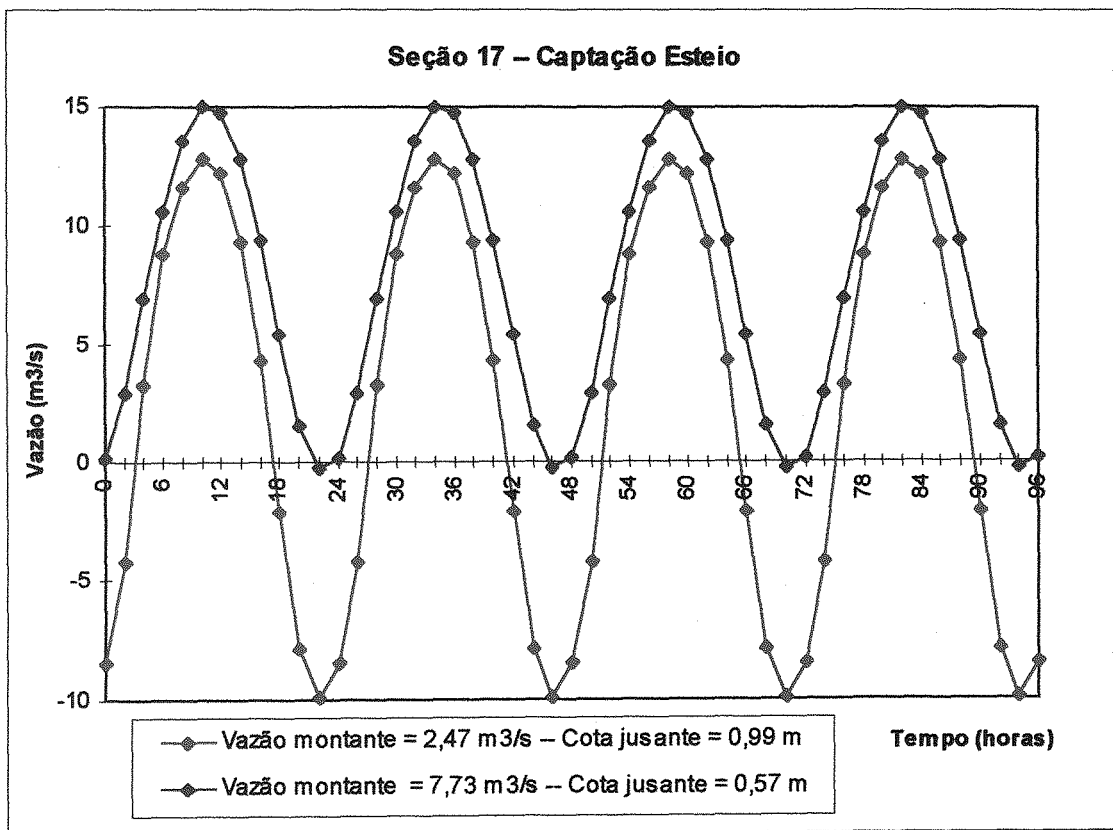


Figura 4.7 - Hidrograma simulado na seção 17 (16,4 km da foz)

Tabela 4.7 - Distâncias da foz (Km) até onde ocorrem vazões negativas

Níveis (m)	Vazão (m ³ /s)		
	2,47	4,11	7,73
0,99	45,81	40,8	22,62
0,89	45,26	38,73	21,25
0,72	44,13	36,47	19,06
0,57	42,75	33,39	17,38

A seguir são apresentados os hidrogramas das simulações realizadas em 5 das 21 seções do modelo para um vazão de montante de 2,47 m³/s e um nível médio de jusante de 0,99 m. Nesta situação, o rio sofre de forma mais intensa as influências do regime de não-permanência.

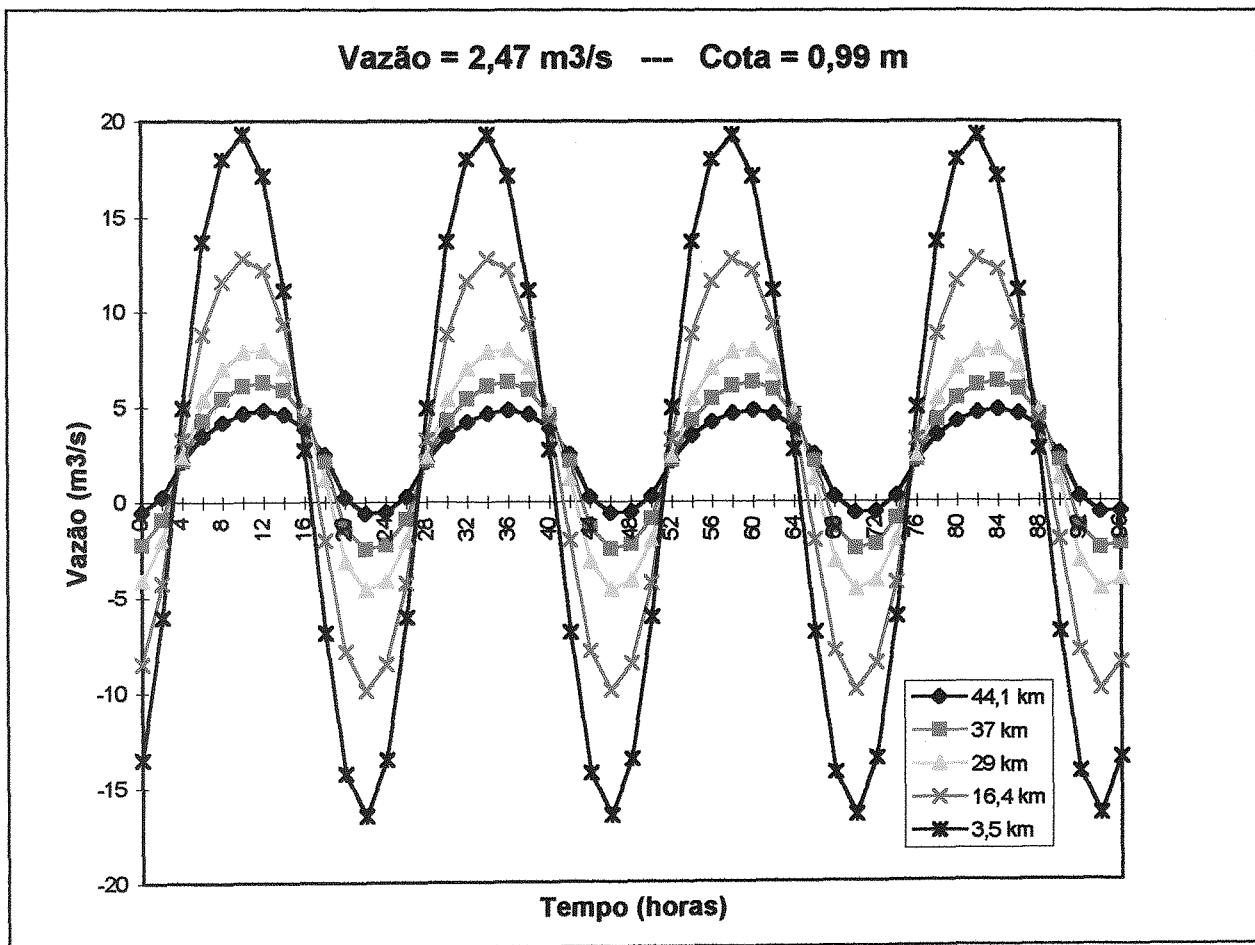


Figura 4.8 - Simulação de uma condição de estiagem com cota elevada a jusante

4.4 - Simulação do módulo de qualidade da água

4.4.1 - Análise dos dados

A simulação dos processos físicos, químicos e biológicos que afetam a concentração das substâncias presentes no corpo hídrico é fortemente influenciada pelas condições hidráulicas deste sistema. Sendo assim, a simulação do módulo de qualidade da água realizada neste trabalho buscou observar este aspecto durante a execução do programa.

Os dados de qualidade da água disponíveis foram obtidos, em cada uma das 6 seções de amostragem, num mesmo horário e, na grande maioria dos casos, na mesma data, conforme pode ser verificado no anexo A. Este fato nos possibilita avaliar as condições ambientais do rio em um determinado instante, embora não nos permita avaliar, de forma direta, a dinâmica das transformações químicas e biológicas.

Na simulação do módulo de qualidade da água, foram analisadas as seguintes variáveis:

- DBO
- Oxigênio dissolvido
- Nitrogênio total
- Fósforo total

Inicialmente, os valores das medições mensais das 4 variáveis avaliadas, nas 6 seções de controle do modelo, foram ordenados segundo a ordem crescente de vazão registrada no posto fluviométrico de Campo Bom (S1). Sendo assim, nos foi possível relacionar as concentrações das substâncias analisadas às condições hidráulicas do sistema.

Após isto, foram arbitradas 7 faixas de vazões, onde foram agrupados os registros de vazão do posto de Campo Bom, conforme demonstrado na tabela 4.8. Esta tabela apresenta ainda o número de registros, a vazão máxima, a vazão mínima e a média ponderada das vazões registradas em cada uma das faixas.

Tabela 4.8 - Limites das faixas de vazões arbitradas

Faixa de Vazão	Nº de registros	Vazão mínima (m ³ /s)	Vazão máxima (m ³ /s)	Vazão média (m ³ /s)
1	6	6,70	20	14,43
2	10	20,01	30	24,54
3	6	30,01	40	34,17
4	6	40,01	60	49,60
5	11	60,01	100	75,63
6	12	100,01	150	125,7
7	9	150,01	367	213,56

Em cada faixa de vazão estabelecida, foi calculado a média ponderada da vazão nas demais seções de interesse e, por diferença, a vazão de contribuição lateral em cada trecho. As tabelas 4.9 e 4.10 apresentam os resultados obtidos.

Tabela 4.9 - Vazões médias (m³/s) registradas nas seções de controle do modelo

Faixa de vazão	S01	S04	S08	S10	S17	S20
1	14,43	14,87	18,33	18,70	21,10	21,42
2	24,54	25,70	27,39	27,88	31,40	34,51
3	34,17*	34,79*	35,41	36,04	40,61	41,24
4	49,60	52,08	54,25	55,23	62,22	63,20
5	75,63	79,45	99,56	92,37	103,99	105,60
6	125,70	156,87	172,70	175,54	194,62	197,37
7	213,56	224,44	255,67	260,44	293,44	298,11

OBS: Os valores assinalados com asterisco (*) foram obtidos como uma média da contribuição lateral registrada no primeiro e segundo trecho devido ao valor negativo de contribuição lateral calculado para o segundo trecho.

Tabela 4.10 - Contribuição lateral média (m³/s) nos trechos definidos pelas seções de amostragem

Faixa de vazão	S1-S4	S4-S8	S8-S10	S10-S17	S17-S20
1	0,74	3,46	0,37	2,40	0,32
2	1,16	1,69	0,49	3,52	3,11
3	0,62*	0,62*	0,63	4,57	0,63
4	2,48	2,17	0,98	6,99	0,98
5	3,82	11,11	1,81	11,62	1,61
6	6,17	15,83	2,84	19,08	2,75
7	10,88	31,23	4,77	33,00	4,67

Em seguida, foi calculado, em cada uma das faixas de vazões estabelecidas, a média e os valores máximo e mínimo da concentração de OD, DBO, N total e P total, nas 6 seções de amostragem.

A tabela 4.11 apresenta os valores médias das concentrações destas substância em todas as faixas de vazões. Numa análise preliminar, podemos notar uma certa tendência na redução dos valores de concentração destas substâncias com o aumento da vazão de montante e que, dentro de uma mesma faixa de vazão, as maiores concentrações estão situadas nas seções situadas mais a jusante.

Os valores máximos e mínimos das concentrações das substâncias analisadas, registrados na primeira faixa de vazão, estão apresentados na tabela 4.12. A plotagem gráfica dos valores registrados, apresentada nas figuras 4.9 a 4.12, nos permite visualizar, de forma mais nítida, a deterioração da qualidade da água do rio dos Sinos que se verifica de montante para jusante.

Tabela 4.11 – Valores médios das concentrações nas faixas de vazões arbitradas (mg/l)

Faixa 1 --- Vazão média = 14,43 m3/s						
	S01	S04	S08	S10	S17	S20
N total	1,31	1,98	2,46	3,56	4,66	4,75
P total	0,23	0,41	0,75	0,77	0,67	0,62
OD	6,75	6,13	4,83	2,97	1,90	3,65
DBO	1,93	3,20	4,15	4,88	5,97	5,12
Faixa 2 --- Vazão média = 24,54 m3/s						
	S01	S04	S08	S10	S17	S20
N total	1,00	1,13	1,53	1,91	2,50	2,62
P total	0,20	0,26	0,41	0,48	0,45	0,44
OD	6,96	6,44	5,86	4,59	3,42	3,60
DBO	1,24	1,88	2,73	2,99	4,39	3,99
Faixa 3 --- Vazão média = 34,17 m3/s						
	S01	S04	S08	S10	S17	S20
N total	1,29	1,31	1,63	2,09	2,56	2,44
P total	0,16	0,22	0,28	0,33	0,35	0,36
OD	8,10	7,87	7,27	6,18	5,33	4,42
DBO	1,53	2,28	3,05	3,37	3,87	2,80
Faixa 4 --- Vazão média = 49,60 m3/s						
	S01	S04	S08	S10	S17	S20
N total	1,11	0,96	1,86	1,79	2,06	2,05
P total	0,22	0,28	0,35	0,39	0,38	0,37
OD	7,60	7,12	6,72	6,07	5,02	4,48
DBO	1,12	1,47	2,02	2,77	3,57	2,53
Faixa 5 --- Vazão média = 75,63 m3/s						
	S01	S04	S08	S10	S17	S20
N total	1,01	1,11	1,37	1,51	1,66	1,71
P total	0,22	0,23	0,33	0,31	0,32	0,33
OD	7,12	6,68	6,48	6,07	5,11	4,90
DBO	1,40	1,74	2,46	3,04	3,22	2,95
Faixa 6 --- Vazão média = 125,58 m3/s						
	S01	S04	S08	S10	S17	S20
N total	1,13	1,26	1,41	1,37	1,61	1,46
P total	0,26	0,29	0,33	0,44	0,42	0,41
OD	7,34	6,86	6,63	6,25	5,40	4,97
DBO	1,59	1,50	1,72	2,07	2,06	1,84
Faixa 7 --- Vazão média = 213,56 m3/s						
	S01	S04	S08	S10	S17	S20
N total	0,94	1,01	0,98	1,29	1,26	1,30
P total	0,27	0,28	0,27	0,37	0,33	0,32
OD	7,13	7,08	6,14	6,11	5,34	5,10
DBO	1,43	1,69	1,26	1,68	1,84	1,61

Tabela 4.12 - Concentrações registradas na primeira faixa de vazão (mg/l) -- Q = 14,43m³/s

	S 01	S04	S08	S 10	S17	S 20
N máx.	1,67	2,86	4,41	7,86	9,79	7,68
N mín.	0,98	1,04	1,15	1,66	2,05	2,89
N médio	1,31	1,85	2,30	3,29	4,64	4,52
P máx.	0,28	0,58	1,73	1,35	1,07	0,95
P mín.	0,19	0,26	0,39	0,47	0,41	0,38
P médio	0,23	0,39	0,70	0,73	0,65	0,62
OD máx.	7,60	8,80	6,00	3,80	3,80	5,30
OD mín.	6,00	5,00	4,00	1,80	0,00	0,80
OD médio	6,75	6,19	4,91	3,06	1,87	3,53
DBO máx.	4,00	7,80	6,80	11,30	14,00	8,20
DBO mín.	0,50	1,20	1,10	1,30	1,70	2,30
DBO médio	1,93	2,94	3,81	4,51	5,83	5,19

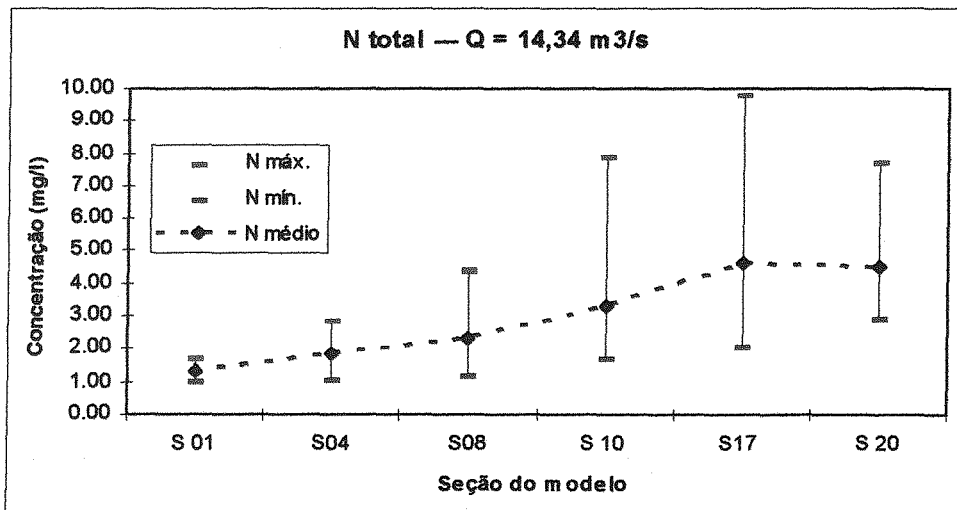


Fig. 4.9 - Concentrações de N total registradas na primeira faixa de vazão

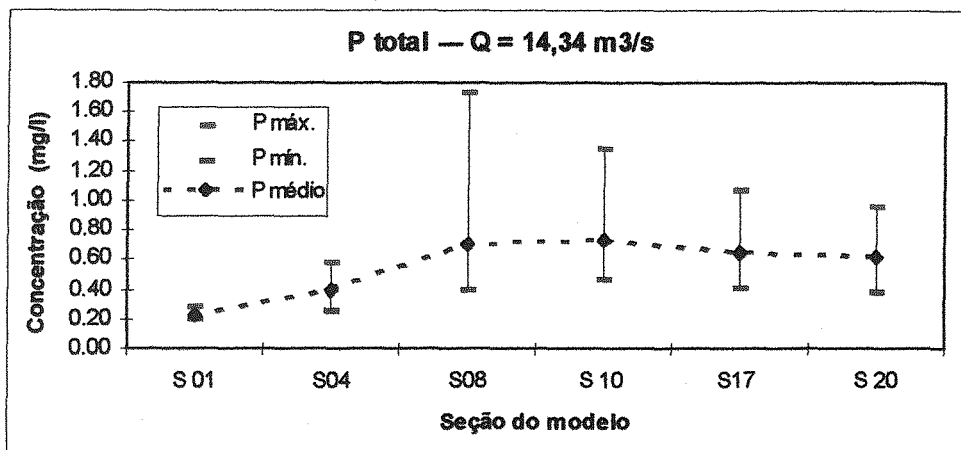


Fig. 4.10 - Concentrações de P total registradas na primeira faixa de vazão

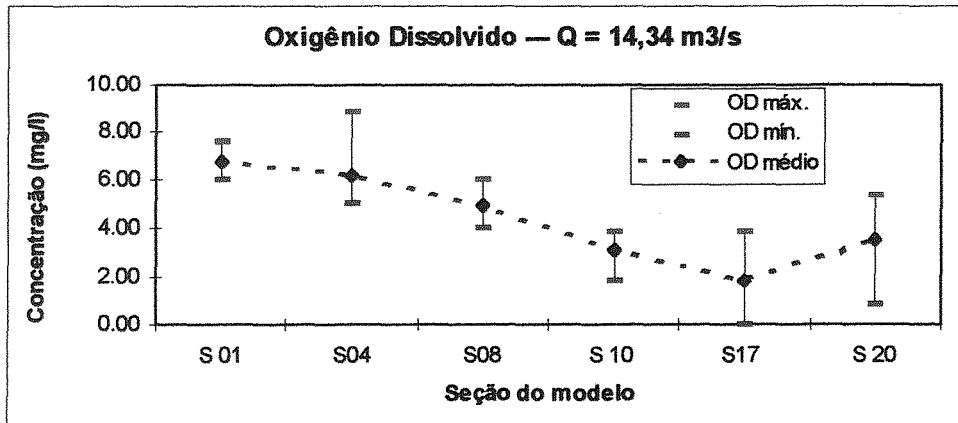


Fig. 4.11 - Concentrações de OD registradas na primeira faixa de vazão

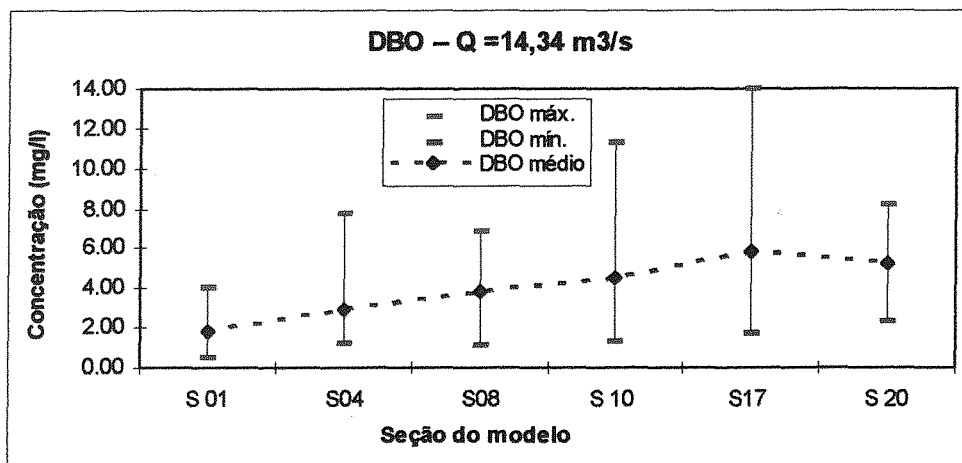


Fig. 4.12 - Concentrações de DBO registradas na primeira faixa de vazão

4.4.2 - Simulação

A simulação do módulo de qualidade foi realizada então, de forma preliminar, utilizando como condição de montante a vazão média determinada na primeira faixa de vazão para a primeira seção do trecho analisado (S1 - Captação Sapiranga/Campo Bom) e, para fins de comparação, duas condições de jusante extremas, a saber:

Situação 1 : Cota de jusante = 0,99 m

Situação 2 : Cota de jusante = 0,40 m

Nas duas situações foi utilizado um intervalo de tempo de dados de 2 horas e um intervalo de tempo de cálculo de 1 hora; adotando-se, na seção de jusante, uma oscilação senoidal dos valores da cota em torno do valor médio utilizado com ciclo de 24 horas e amplitude de 16 cm, conforme já descrito na seção 4.3 . O sistema foi avaliado para um tempo total de simulação de 6 dias. Este valor foi adotado a partir da análise do transporte

de um poluente através do trecho analisado desde a seção de montante até a seção de jusante do sistema.

Os valores médios das concentrações na seção de montante para a primeira faixa de vazão foram utilizados como uma das condições de contorno do modelo e a outra condição de contorno utilizada é descrita pelas equações (3.20) e (3.21), onde é considerado nulo o valor da segunda derivada da concentração na seção de jusante.

A condição inicial do módulo de transporte de massa utilizada foi obtida a partir da interpolação espacial dos valores médios de concentração registrados na primeira faixa de vazão.

Cabe aqui salientar que, quando se realiza a simulação de um sistema fluvial em regime não-permanente, após um certo período de tempo, a condição inicial deixa de influenciar o resultado final obtido. Este período de tempo, no tocante ao módulo de transporte de massa, é determinado pelo tempo necessário para o transporte advectivo de um poluente desde a seção de montante até a seção de jusante do sistema analisado. Nesta simulação preliminar, tivemos o cuidado de respeitar este período de tempo mínimo relativo ao transporte advectivo de um poluente.

A ausência de uma maior quantidade de dados disponíveis para avaliar as concentrações das diversas formas de nitrogênio e fósforo presentes no rio dos Sinos, nos levou a adotar, no cálculo das condições iniciais e no contorno de montante, uma estimativa obtida a partir da análise dos registros citados numa publicação do DMAE (1981), conforme descrito abaixo:

Nitrogênio:

Orgânico: 50 % Amônia: 15 % Nitrito: 4 % Nitrato: 31 %

Fósforo:

Orgânico: 35 % Dissolvido: 65 %

Adotou-se ainda, apenas para fins comparativos, as contribuições laterais relativas à primeira faixa de vazão e calculou-se, para cada substância analisada, as concentrações associadas a estas contribuições laterais, considerando-se a carga média anual despejada por trecho como um produto da contribuição lateral pela concentração equivalente neste trecho. As demais condições utilizadas nesta simulação, relativas aos coeficientes das equações presentes no módulo de qualidade, são apresentadas a seguir:

Coeficiente de desoxigenação (K1) : 0,20 dia⁻¹

Taxa de consumo de oxigênio por unidade de oxidação de amônia: 3,5 mg-O / mg-N

Taxa de consumo de oxigênio por unidade de oxidação de nitrito: 1,2 mg-O / mg-N

Taxa de oxidação biológica do nitrogênio amoniacal: 0,15 dia⁻¹

Taxa de oxidação biológica do nitrogênio/nitrito: 1,0 dia⁻¹

Taxa de decaimento do nitrogênio orgânico em amônia: 0,25 dia⁻¹

Taxa de decaimento do fósforo orgânico em fósforo dissolvido: 0,2 dia⁻¹

Os valores adotados para os coeficientes apresentados acima foram obtidos a partir de uma análise dos valores sugeridos no modelo QUAL2E (Brown e Barnell, 1985) e do trabalho desenvolvido por Moretti (1980). O coeficiente de dispersão longitudinal (E) foi calculado pela equação de Harleman - eq. (3.39) - e o coeficiente de reaeração (K2) foi obtido pela equação de O'Connor e Dobbins - eq. (3.43). Os demais coeficientes do modelo foram considerados nulos nesta primeira avaliação.

A figura 4.13 apresenta os valores das concentrações médias de 1 dia das 4 substâncias analisadas, para a primeira faixa de vazões, nas duas situações propostas, e mostra que a influência associada à variação da condição de jusante não é tão significativa para a concentração média diária, mas pode variar consideravelmente ao longo do dia.

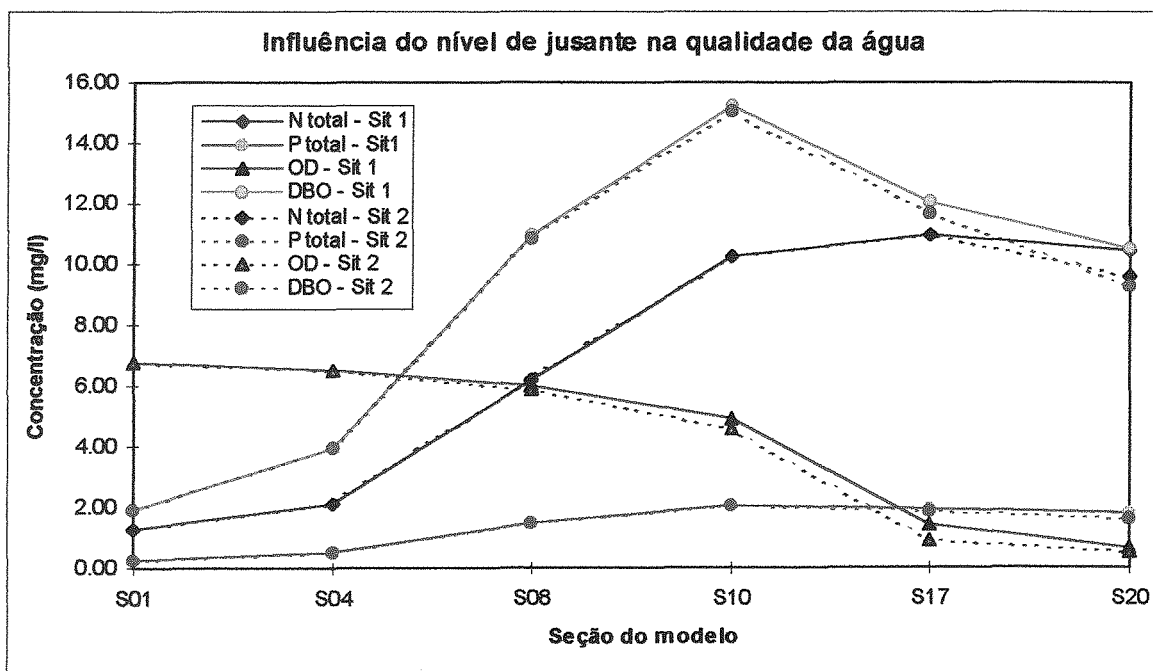


Fig.4.13 - Concentrações médias num ciclo de 24 horas

A seguir foram calculadas as variações das concentrações das substâncias analisadas para o último ciclo de 24 horas, nas duas situações simuladas, em 5 seções do modelo. Em cada situação, tomou-se o valor máximo e o mínimo da concentração destas substâncias e a diferença obtida foi comparada com o valor médio da concentração da substância nas 5 seções do modelo.

Os gráficos obtidos são apresentados na figura 4.14 e 4.15 e, a partir dos mesmos, pode-se observar claramente que a influência da variação senoidal da condição de jusante sobre a qualidade da água será notada, de forma mais significativa, apenas nas seções que se situam mais próximas da foz. Isto fica mais evidenciado quando se analisa a concentração de OD e DBO em ambas as situações.

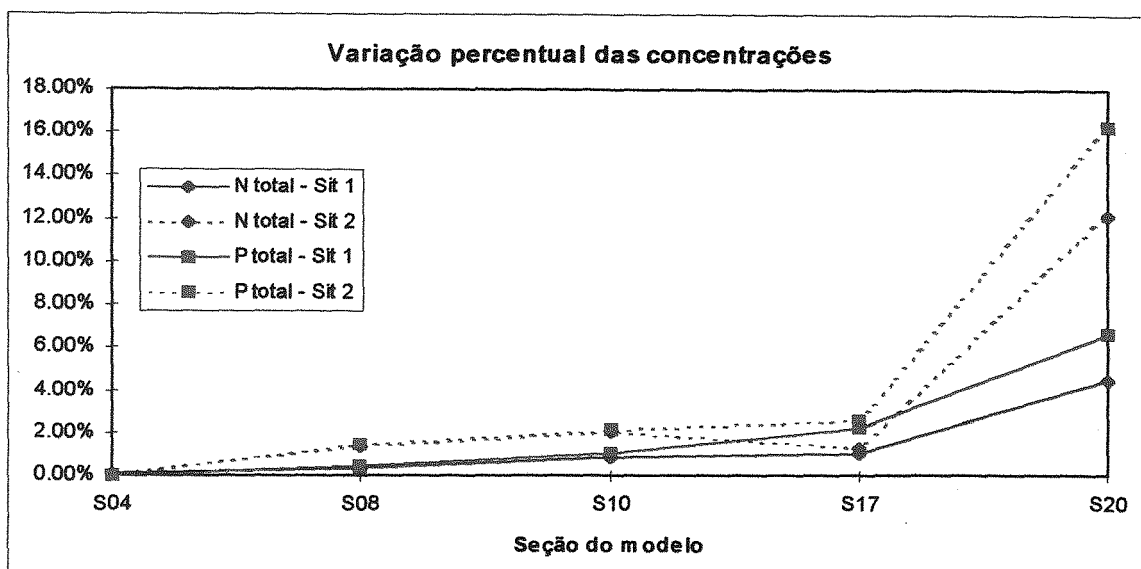


Fig. 4.14 - Variação percentual das concentrações de N e P no último ciclo de 24 horas

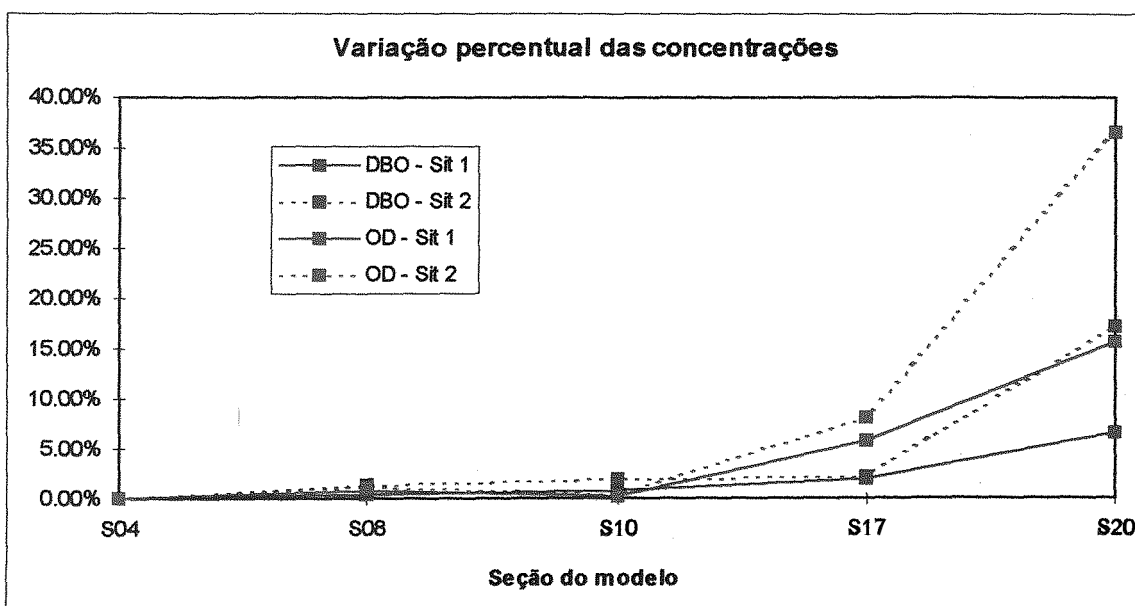


Fig. 4.15 - Variação percentual das concentrações de OD e DBO no último ciclo de 24 horas

4.4.3 - Ajuste

A partir da análise das simulações realizadas na etapa anterior e das condições hidráulicas e ambientais do sistema em estudo, foi proposta a variação de alguns dos coeficientes presentes nas equações formuladas para o termo " S_i ".

O ajuste foi realizado de forma isolada para cada uma das faixas de vazão de montante, sendo que, em cada faixa, foi adotada a vazão média de montante na primeira seção do modelo (S1) como uma das condições de contorno e a condição de jusante adotada foi aquela correspondente à cota cuja probabilidade de excedência era de 50%, ou seja, 57 cm.

As vazões de contribuição lateral média para cada faixa de vazão de montante, apresentadas na tabela 4.10, foram interpoladas espacialmente ao longo das 20 intervalos determinados pelas 21 seções do modelo, obtendo-se, desta forma, a vazão de contribuição lateral média em todos os intervalos.

Num segundo momento, procurou-se avaliar a influência das condições iniciais sobre o escoamento analisado. Para isso, adotamos a hipótese de que a condição de contorno hidráulica de montante do sistema correspondia ao valor médio das vazões registradas nesta faixa de vazão, e a condição de jusante, correspondia a uma função de oscilação senoidal da cota, conforme já referido.

A condição hidráulica inicial foi obtida a partir de uma simulação prévia do módulo hidráulico por um período de 6 dias onde se calculou, para o último ciclo de 24 horas, os valores dos níveis e vazões em todas as seções do modelo.

Do ponto de vista da qualidade da água, torna-se mais difícil estabelecer uma condição de permanência para a determinação das condições iniciais porque o tempo necessário para que seja atingido um regime de permanência é extremamente longo, pois, como já foi dito, este está associado ao transporte advectivo dos poluentes.

Visando-se evitar este problema e realizar uma avaliação mais consistente da qualidade da água, a simulação do modelo de qualidade da água foi realizada apenas para um período de 24 horas utilizando-se um intervalo de tempo de cálculo de 1 hora, sendo que em cada faixa de vazão foram analisadas as seções que estivessem inseridas no trecho atingido pelo transporte advectivo durante o tempo de simulação.

A condição inicial do módulo de qualidade da água foi obtida a partir de uma estimativa média dos valores registrados nas seções de medição e que foi estendida para todas as seções do modelo, adotando-se, para o cálculo das concentrações das diversas formas de fósforo e nitrogênio, o critério apresentado na seção anterior. A seguir são apresentados os valores de concentração adotados como condição inicial:

N total -- 2,0 mg/l P total -- 0,3 mg/l OD -- 5,5 mg/l DBO -- 3,0 mg/l

A carga de contribuição lateral média em cada intervalo, para cada uma das substâncias analisadas, foi obtida a partir da interpolação espacial dos valores das cargas poluidoras médias anuais nos trechos (Tab 4.4). A concentração associada à contribuição lateral hídrica em cada intervalo é o quociente entre a carga despejada e a vazão de contribuição lateral no intervalo.

A condição de contorno de montante adotada foi obtida a partir dos valores médios das concentrações registradas na primeira seção do modelo (S1) para cada uma das substâncias em cada uma das faixas de vazão analisadas, e a condição de jusante foi aquela correspondente à equação (3.21).

Neste ponto é importante ressaltar que a complexidade do modelo e o grande número de coeficientes, associados às taxas de reações químicas e processos físicos presentes no corpo hídrico, podem nos conduzir facilmente a uma infinidade de situações a serem simuladas.

Sendo assim, neste trabalho, optou-se pela realização de uma avaliação inicial do grau de influência direta de cada coeficiente sobre as concentrações das substâncias analisadas no modelo. Esta avaliação nos levou a uma classificação preliminar dos coeficientes em três grupos, a saber:

Grupo I - Coeficientes principais

Grupo II - Coeficientes secundários

Grupo III - Coeficientes de importância relativa

O primeiro grupo é constituído pelos coeficientes cuja variação afeta diretamente as concentrações das substâncias analisadas. Estes coeficientes apresentam uma importância fundamental no modelo de qualidade da água e muitos deles são avaliados experimentalmente através de amostragens de campo e ensaios laboratoriais.

No segundo grupo estão incluídos alguns coeficientes cuja variação pode influenciar sensivelmente as concentrações das substâncias analisadas, mas apresenta relação direta com algum coeficiente do primeiro grupo e, desta forma, torna-se mais interessante o ajuste destes coeficientes numa etapa posterior.

Finalmente, o terceiro grupo é constituído por uma série de coeficientes cuja faixa de variação relativa é diminuta e cuja variação afeta de forma indireta, e em menor grau, as concentrações das substâncias analisadas.

Em nosso trabalho, o primeiro grupo de coeficientes é compreendido por 3 coeficientes, a saber:

- * K1 – taxa de desoxigenação da DBO carbonácea (dia^{-1})
- * K3 - taxa de sedimentação da DBO carbonácea (dia^{-1})
- * Concentração de algas (mg/l)

Os dois primeiros coeficientes foram incluídos neste grupo devido à sua importância no processo de degradação da matéria orgânica. Por outro lado, embora a concentração de algas possa ser considerada como um parâmetro indicativo da qualidade da água, esta variável foi adotada como um coeficiente do modelo, em razão da ausência de dados disponíveis deste parâmetro e da sua influência sobre a concentração das demais substâncias analisadas.

No segundo grupo, estão incluídos os seguintes coeficientes:

- * μ - taxa de crescimento máximo de algas
- * ρ - taxa de respiração de algas
- * σ_1 - taxa de sedimentação de algas

Estes coeficientes estão associados ao ciclo do fósforo e do nitrogênio e ao metabolismo do ecossistema aquático.

Os demais coeficientes foram mantidos fixos, conforme apresentado na tabela abaixo:

K4 - Demanda bentônica de oxigênio = $0,2 \text{ mg-O/ft}^2 \cdot \text{dia}$

Kn - Constante de Michaelis-Menten de saturação média para o nitrogênio = $0,15 \text{ mg-N/l}$

Kp - Constante de Michaelis-Menten de saturação média para o nitrogênio = $0,05 \text{ mg-P/l}$

P_n - Fator de preferência por amônia (algas) = 0,5

α_1 - fração mássica de nitrogênio na biomassa de algas = 0,085 mg-N/mg-A

α_2 - fração mássica de fósforo na biomassa de algas = 0,012 mg-P/mg-A

α_3 - taxa de produção de oxigênio por unidade de crescimento de algas = 1,5 mg-O/mg-A

α_4 - taxa de consumo de oxigênio por unidade de respiração de algas = 2,0 mg-O/mg-A

α_5 - taxa de consumo de oxigênio por unidade de oxidação de amônia = 3,5 mg-O/mg-N

α_6 - taxa de consumo de oxigênio por unidade de oxidação de nitrito = 1,2 mg-O/mg-N

β_1 - taxa de oxidação biológica do nitrogênio amoniacal = 0,15 dia⁻¹

β_2 - taxa de oxidação biológica do nitrogênio/nitrito = 1,0 dia⁻¹

β_3 - taxa de hidrólise do nitrogênio orgânico em nitrogênio amoniacal = 0,25 dia⁻¹

β_4 - taxa de decaimento de fósforo orgânico em fósforo dissolvido = 0,2 dia⁻¹

σ_2 - taxa de produção bentônica de fósforo dissolvido = 0,09 mg-P/ft².dia

σ_3 - taxa de produção bentônica de nitrogênio amoniacal = 0,36 mg-N/ft².dia

σ_4 - taxa de sedimentação do nitrogênio orgânico = 0,1 dia⁻¹

σ_5 - taxa de sedimentação do fósforo orgânico = 0,1 dia⁻¹

A escolha dos valores dos coeficientes utilizados para avaliar o sistema foi estabelecida a partir de dados de literatura, entre os quais incluem-se o manual do QUAL2E e publicações que avaliam a qualidade da água do rio dos Sinos.

Foram simuladas as 3 primeiras faixas de vazão, em duas etapas, onde foram avaliadas as seguintes seções:

* 1º faixa de vazão: S04 e S08

* 2º faixa de vazão: S04, S08 e S10

* 3º faixa de vazão: S04, S08, S10 e S17.

O ajuste foi realizado em duas etapas, sendo que, na primeira delas foram simuladas as 27 combinações resultantes dos valores adotados para cada um dos coeficientes do primeiro grupo. Numa segunda etapa, realizou-se o mesmo processo para a simulação dos coeficientes do segundo grupo.

O critério utilizado para a determinação da condição que mais se aproxima dos valores de concentração observados foi a diferença quadrática média entre os valores de concentração, nas seções mencionadas, obtidos nas simulações realizadas, e os valores de concentração apresentados na tabela 4.11. Os coeficientes do primeiro grupo (K_1 , K_3 e C_{algas}) associados à condição selecionada na primeira etapa foram utilizados na segunda etapa da simulação.

A diferença quadrática média foi obtida como uma soma dos quadrados das diferenças entre os valores de concentração de P_{total} , N_{total} , OD e DBO obtidos nas simulações realizadas e os valores médios destas concentrações registrados nas seções de interesse, nas 3 primeiras faixas de vazão, seguida de uma divisão pelo número de registros computados em cada faixa. Nas tabelas 4.13a a 4.13c, estão apresentados os valores obtidos para cada uma das combinações simuladas, onde é destacado o valor da diferença quadrática mínima que corresponde à combinação de coeficientes que melhor se ajusta aos dados experimentais.

Tabela 4.13a - Ajuste dos valores dos coeficientes na primeira faixa de vazão

	K1 = 0,15			K1 = 0,18			K1 = 0,20		
K3	0,0	0,05	0,1	0,0	0,05	0,1	0,0	0,05	0,1
$C_{algas} = 0,5 \text{ mg/l}$	0,226	0,178	0,209	0,227	0,222	0,209	0,227	0,221	0,213
$C_{algas} = 1,0 \text{ mg/l}$	0,203	0,198	0,178	0,198	0,184	0,177	0,197	0,186	0,180
$C_{algas} = 2,5 \text{ mg/l}$	0,255	0,231	0,238	0,240	0,228	0,222	0,231	0,225	0,220
	$\mu = 0,5$			$\mu = 1,0$			$\mu = 2,0$		
ρ	0,1	0,2	0,3	0,1	0,2	0,3	0,1	0,2	0,3
$\sigma_1 = 0,5$	0,210	0,237	0,264	0,169	0,176	0,193	0,393	0,326	0,274
$\sigma_1 = 1,0$	0,211	0,239	0,269	0,170	0,177	0,195	0,376	0,319	0,266
$\sigma_1 = 2,0$	0,214	0,236	0,262	0,169	0,179	0,196	0,345	0,309	0,244

Tabela 4.13b - Ajuste dos valores dos coeficientes na segunda faixa de vazão

	K1 = 0,15			K1 = 0,18			K1 = 0,20		
K3	0,0	0,05	0,1	0,0	0,05	0,1	0,0	0,05	0,1
$C_{algas} = 0,5 \text{ mg/l}$	0,768	0,746	0,718	0,753	0,730	0,704	0,745	0,719	0,695
$C_{algas} = 1,0 \text{ mg/l}$	0,785	0,755	0,736	0,793	0,760	0,720	0,761	0,734	0,712
$C_{algas} = 2,5 \text{ mg/l}$	0,872	0,841	0,829	0,854	0,835	0,812	0,842	0,833	0,799
	$\mu = 0,5$			$\mu = 1,0$			$\mu = 2,0$		
ρ	0,1	0,2	0,3	0,1	0,2	0,3	0,1	0,2	0,3
$\sigma_1 = 0,5$	0,690	0,690	0,689	0,700	0,695	0,693	0,765	0,741	0,734
$\sigma_1 = 1,0$	0,690	0,690	0,689	0,699	0,695	0,693	0,762	0,740	0,731
$\sigma_1 = 2,0$	0,690	0,690	0,689	0,699	0,694	0,692	0,757	0,737	0,729

Tabela 4.13c - Ajuste dos valores dos coeficientes na terceira faixa de vazão

K3	K1 = 0,15			K1 = 0,18			K1 = 0,20		
	0,0	0,05	0,1	0,0	0,05	0,1	0,0	0,05	0,1
$C_{\text{algas}} = 0,5 \text{ mg/l}$	0,707	0,687	0,672	0,704	0,693	0,668	0,669	0,669	0,670
$C_{\text{algas}} = 1,0 \text{ mg/l}$	0,687	0,654	0,649	0,682	0,667	0,645	0,647	0,645	0,645
$C_{\text{algas}} = 2,5 \text{ mg/l}$	0,674	0,645	0,637	0,664	0,649	0,626	0,631	0,624	0,622
σ_4	$\mu = 0,5$			$\mu = 1,0$			$\mu = 2,0$		
	0,1	0,2	0,3	0,1	0,2	0,3	0,1	0,2	0,3
$\sigma_1 = 0,5$	0,638	0,684	0,724	0,650	0,623	0,625	1,342	1,216	0,995
$\sigma_1 = 1,0$	0,639	0,684	0,724	0,647	0,622	0,625	1,317	1,119	0,980
$\sigma_1 = 2,0$	0,640	0,685	0,724	0,641	0,622	0,626	1,266	1,178	0,949

Na tabela 4.14 são apresentados os valores dos coeficientes ajustados nas três primeiras faixas de vazão:

Tabela 4.14 - Valores dos coeficientes obtidos no ajuste

	K_1 (dia ⁻¹)	K_3 (dia ⁻¹)	C_{algas} (mg/l)	μ (dia ⁻¹)	ρ (dia ⁻¹)	σ_1 (ft/dia)
1ª faixa de vazão	0,18	0,1	1,0	1,0	0,1	2,0
2ª faixa de vazão	0,20	0,1	0,5	0,5	0,3	2,0
3ª faixa de vazão	0,20	0,1	2,5	1,0	0,2	2,0

Na figuras 4.16 a 4.27 são apresentados os gráficos onde são comparados os valores de concentração calculados com os valores observados experimentalmente. Nesta comparação, podemos visualizar uma melhor concordância entre os valores calculados e observados quando se analisa a primeira faixa de vazão. Um dos motivos para que isso venha a ocorrer está no fato de que os coeficientes estimados estão orientados na avaliação de uma situação de estiagem, onde a situação referente à qualidade da água é mais crítica.

Os resultados obtidos são bons considerando as limitações dos dados utilizados quanto ao seguinte:

1. As condições de contorno de jusante adotadas não foram as reais e a de montante foi um valor médio do período;
2. As contribuições laterais de vazão e carga foram estimados por cenários e não medidas;
3. As condições iniciais foram estimadas e os dados experimentais utilizados referem-se a valores de medições pontuais isoladas, pois não foi simulado nenhum evento específico.

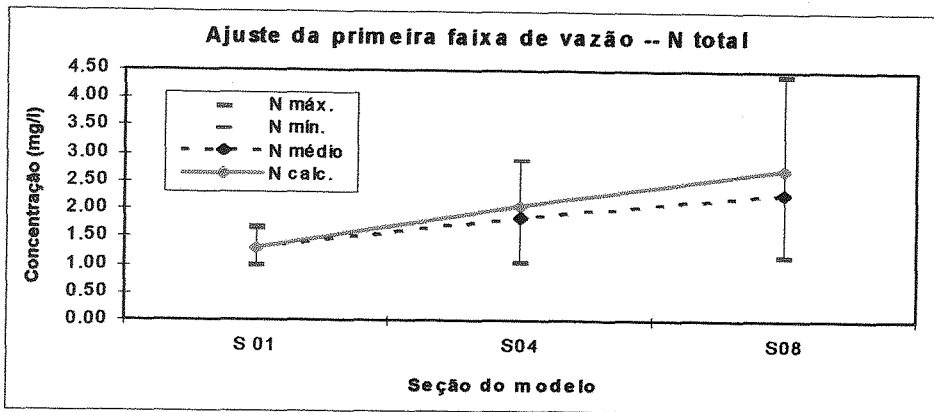


Fig. 4.16 - Concentrações de N total para a primeira faixa de vazão ($Q = 14,34 \text{ m}^3/\text{s}$)

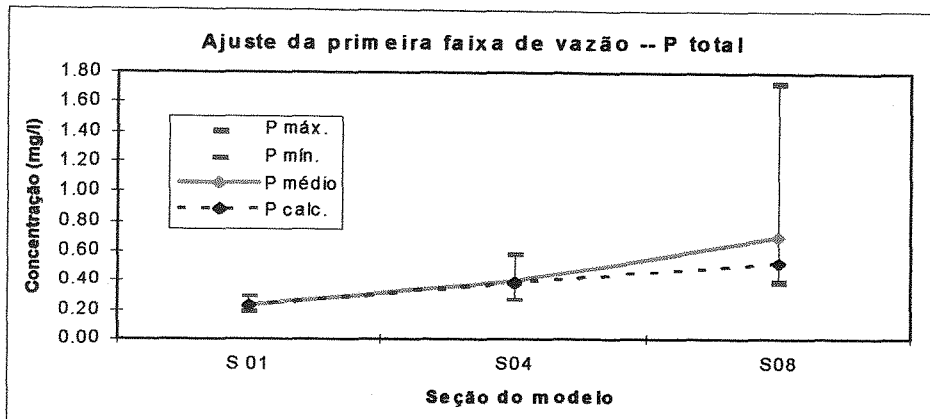


Fig. 4.17 - Concentrações de P total para a primeira faixa de vazão ($Q = 14,34 \text{ m}^3/\text{s}$)

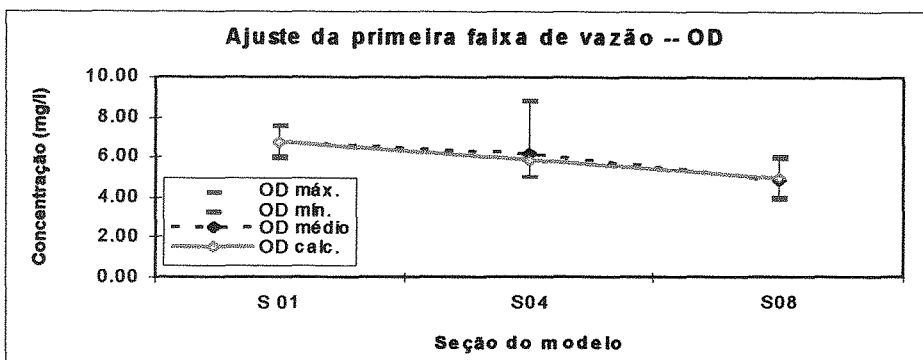


Fig. 4.18 - Concentrações de OD para a primeira faixa de vazão ($Q = 14,34 \text{ m}^3/\text{s}$)

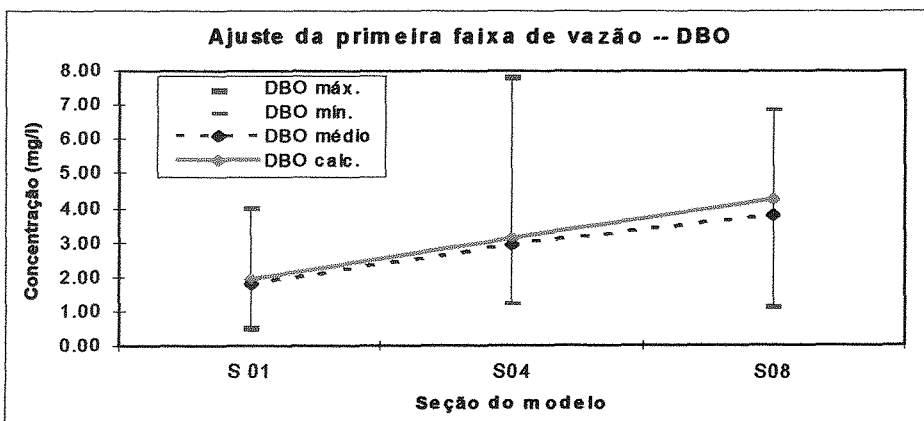


Fig. 4.19 - Concentrações de DBO para a primeira faixa de vazão ($Q = 14,34 \text{ m}^3/\text{s}$)

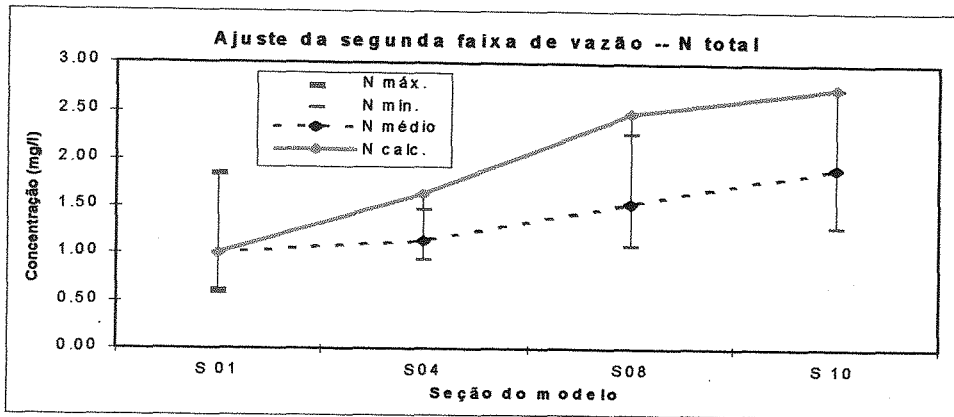


Fig. 4.20 - Concentrações de N total para a segunda faixa de vazão ($Q = 24,54 \text{ m}^3/\text{s}$)

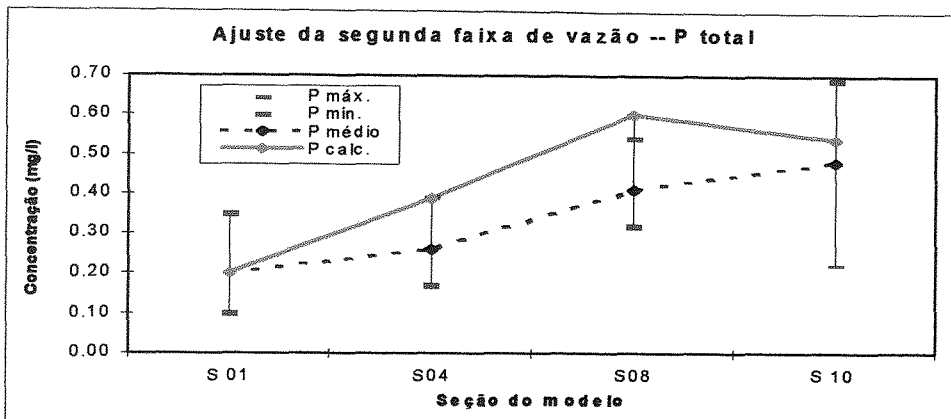


Fig. 4.21 - Concentrações de P total para a segunda faixa de vazão ($Q = 24,54 \text{ m}^3/\text{s}$)

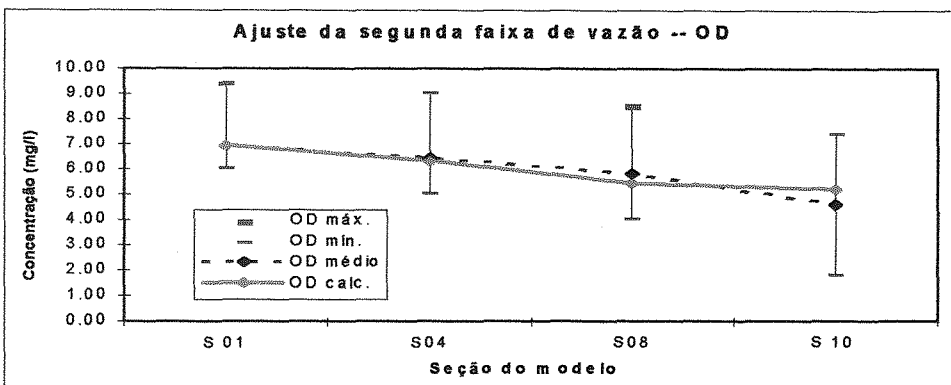


Fig. 4.22 - Concentrações de OD para a segunda faixa de vazão ($Q = 24,54 \text{ m}^3/\text{s}$)

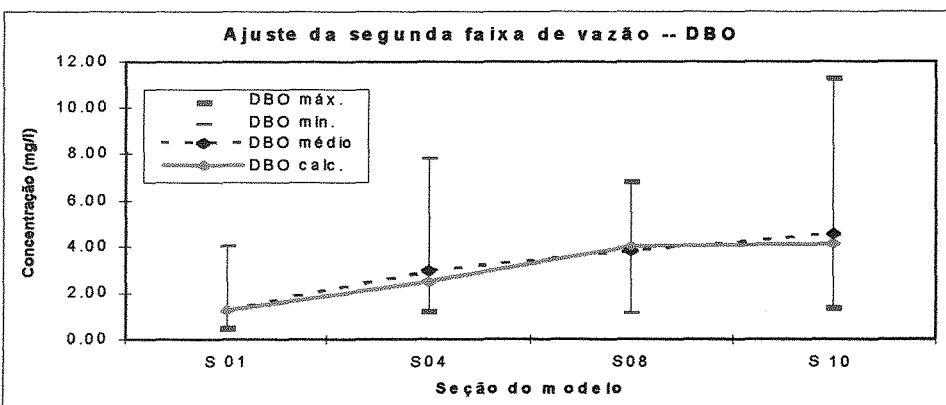


Fig. 4.23 - Concentrações de DBO para a segunda faixa de vazão ($Q = 24,54 \text{ m}^3/\text{s}$)

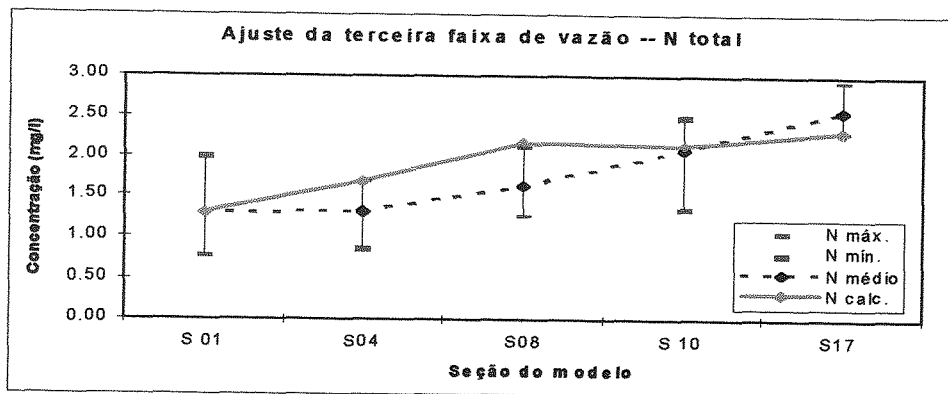


Fig 4.24 - Concentrações de N total para a terceira faixa de vazão ($Q = 34,17 \text{ m}^3/\text{s}$)

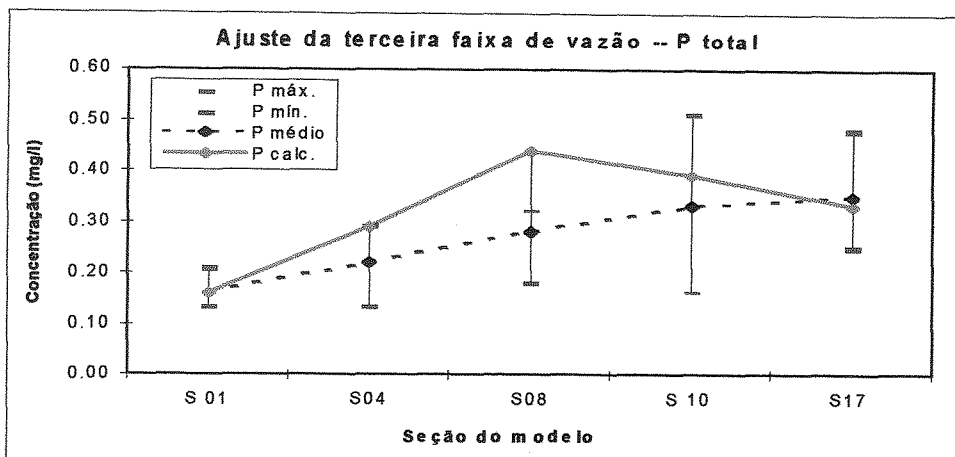


Fig. 4.25 - Concentrações de P total para a terceira faixa de vazão ($Q = 34,17 \text{ m}^3/\text{s}$)

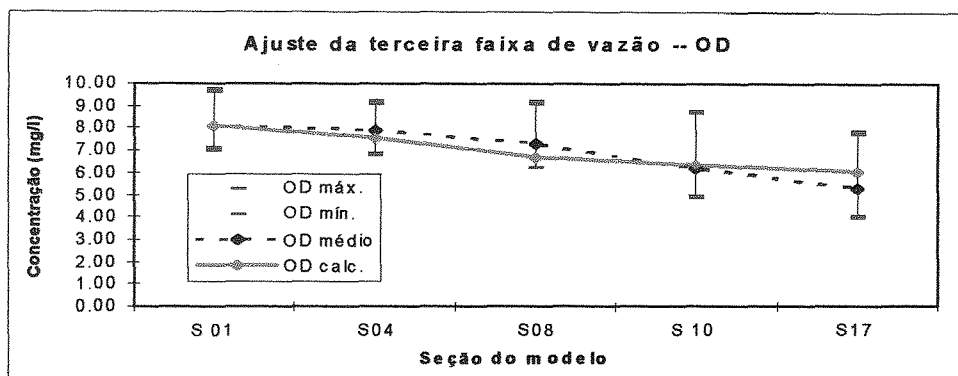


Fig. 4.26 - Concentrações de OD para a terceira faixa de vazão ($Q = 34,17 \text{ m}^3/\text{s}$)

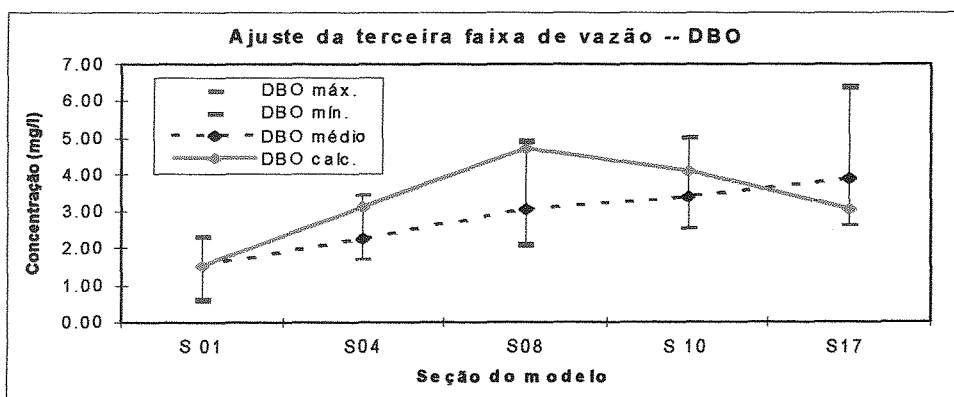


Fig. 4.27 - Concentrações de DBO para a terceira faixa de vazão ($Q = 34,17 \text{ m}^3/\text{s}$)

4.4.4 - Previsão de cenários

A partir do ajuste efetuado na etapa anterior e dos dados hidrológicos referentes aos postos fluviométricos de Campo Bom e a série de dados de cotas na Praça da Harmonia, buscou-se utilizar o modelo desenvolvido na avaliação de uma condição de estiagem extrema, ou seja, utilizou-se a vazão de montante $Q_{7,10}$ como condição de montante. Essa vazão tem sido utilizada como a condição hidrológica crítica de estiagem e representa uma vazão mínima com 7 dias de duração com risco de 10% num ano qualquer. A condição de jusante utilizada foi aquela correspondente a uma condição de permanência de 50%. Essa condição foi assim adotada porque não tem sentido buscar riscos críticos nas duas condições de contorno, já que o risco combinado seria muito baixo. Nesse caso, o risco combinado dependeria de estabelecer a correlação entre os riscos da bacia dos Sinos e do Guaíba e utilizar uma função bivariada, o que não está no escopo desse estudo, nessa fase. A simulação foi realizada inicialmente utilizando-se como condição inicial do módulo de qualidade da água as concentrações médias das substâncias calculadas para a primeira faixa de vazão. Foram adotadas as cargas médias anuais anteriormente avaliadas e foi respeitada a sua distribuição espacial ao longo das seções do modelo.

No intuito de avaliar os possíveis efeitos de uma redução dos despejos poluentes no rio dos Sinos, foram realizadas mais algumas simulações onde se estabeleceu uma redução percentual uniforme da carga média anual nos seguintes percentuais: 15%, 25%, 40%, 75% e 90%. Isto nos permite avaliar, de forma mais objetiva, a importância da redução dos despejos poluentes para a melhoria da qualidade das águas do rio. O sistema em estudo foi simulado para um período de 7 dias, conforme estabelecido pela própria condição de jusante de vazão.

Em todas as simulações efetuadas foram utilizados, como coeficientes do módulo de qualidade da água, os valores ajustados para a primeira faixa de vazão e os valores arbitrados para os coeficientes que não foram analisados na etapa de ajuste.

As tabelas 4.15a a 4.15d apresentam os valores de concentração obtidos agrupados por substância (N total, P total, OD e DBO). Nas figuras 4.28 a 4.31, onde são apresentados os gráficos associados a estes valores, pode-se visualizar uma melhoria da qualidade da água nas seções situadas mais a jusante. No entanto, deve-se observar que esta melhoria ocorre não apenas pela inversão de fluxo que se verifica no trecho final do rio dos Sinos quando este está sujeito a uma condição de estiagem, mas também pelo transporte demasiadamente lento dos poluentes que se realiza nestas condições.

Tabela 4.15a - Concentração média de N total nas últimas 24 horas de um período de 7 dias (Q_{7,10})

	Nitrogênio Total (mg/l)					
	S01	S04	S08	S10	S17	S20
Carga atual	1,31	4,70	11,05	13,69	9,46	6,38
15% redução	1,31	4,17	9,54	11,77	8,37	5,92
25% redução	1,31	3,82	8,53	10,49	7,64	5,61
40% redução	1,31	3,28	7,02	8,58	6,55	5,15
75% redução	1,31	2,04	3,50	4,12	4,01	4,07
90% redução	1,31	1,51	1,99	2,21	2,93	3,61

Tabela 4.15b - Concentração média de P total nas últimas 24 horas de um período de 7 dias (Q_{7,10})

	Fósforo Total (mg/l)					
	S01	S04	S08	S10	S17	S20
Carga atual	0,23	1,36	3,02	3,10	1,02	0,98
15% redução	0,23	1,19	2,60	2,66	0,93	0,91
25% redução	0,23	1,07	2,31	2,37	0,88	0,86
40% redução	0,23	0,90	1,89	1,93	0,79	0,79
75% redução	0,23	0,49	0,89	0,91	0,60	0,63
90% redução	0,23	0,32	0,46	0,47	0,51	0,56

Tabela 4.15c - Concentração média de OD nas últimas 24 horas de um período de 7 dias (Q_{7,10})

	Oxigênio Dissolvido (mg/l)					
	S01	S04	S08	S10	S17	S20
Carga atual	6,75	4,87	1,17	0,25	0,32	0,80
15% redução	6,75	4,92	1,38	0,32	0,35	0,98
25% redução	6,75	4,96	1,54	0,38	0,38	1,03
40% redução	6,75	5,02	1,82	0,53	0,44	1,11
75% redução	6,75	5,15	2,61	1,38	0,68	1,50
90% redução	6,75	5,19	3,00	2,06	0,86	1,82
98% redução	6,75	5,65	5,08	4,87	4,02	5,19

Tabela 4.15d - Concentração média de DBO nas últimas 24 horas de um período de 7 dias (Q_{7,10})

	Demanda Bioquímica de Oxigênio (mg/l)					
	S01	S04	S08	S10	S17	S20
Carga atual	1,93	9,02	16,55	16,09	4,13	5,20
15% redução	1,93	7,90	14,15	13,61	3,66	4,80
25% redução	1,93	7,15	12,57	11,97	3,35	4,42
40% redução	1,93	6,02	10,21	9,54	2,90	3,85
75% redução	1,93	3,40	4,80	4,18	1,87	2,49
90% redução	1,93	2,27	2,52	2,06	1,45	1,90

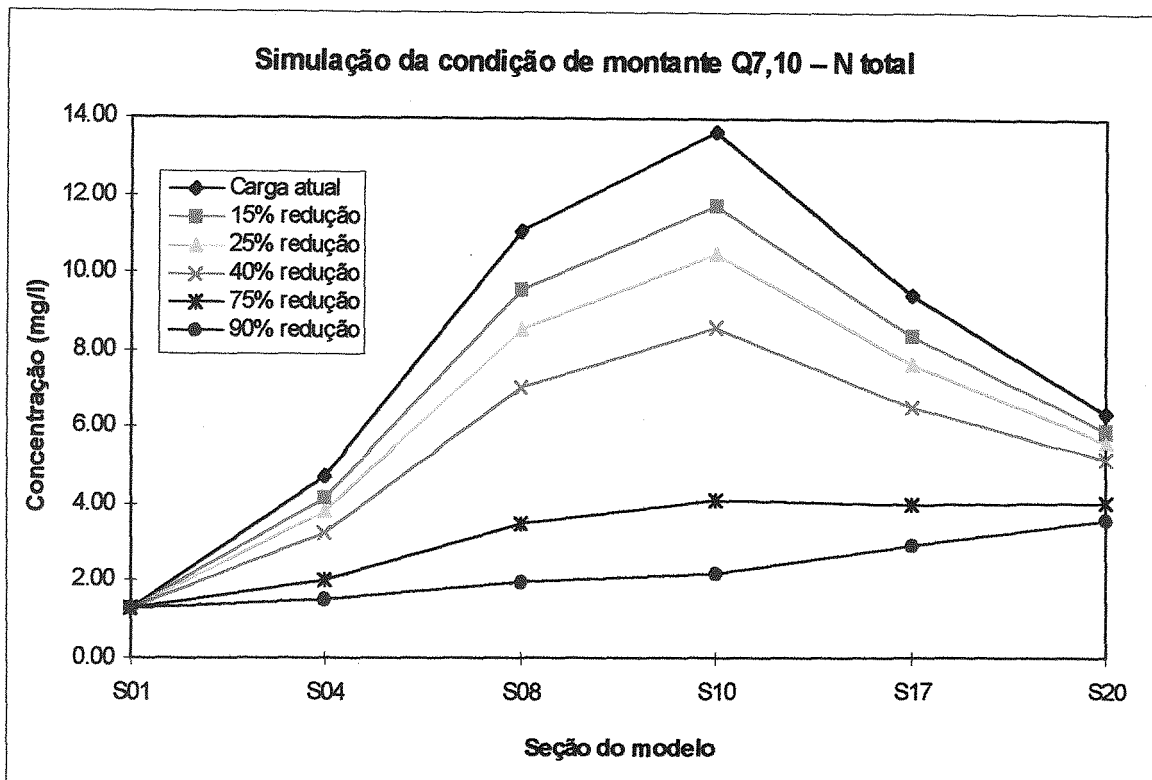


Fig. 4.28 - Concentração média de N total no último ciclo de 24 horas

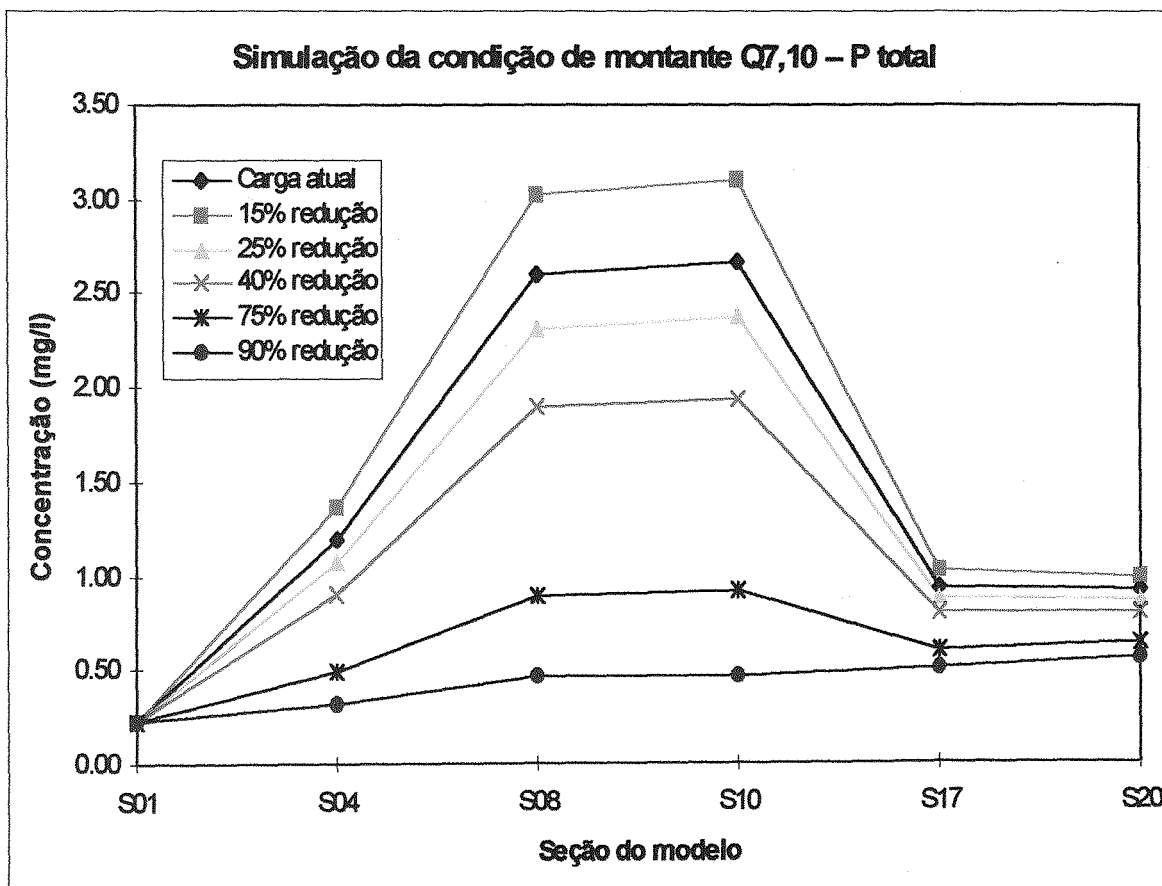


Fig. 4.29 - Concentração média de P total no último ciclo de 24 horas

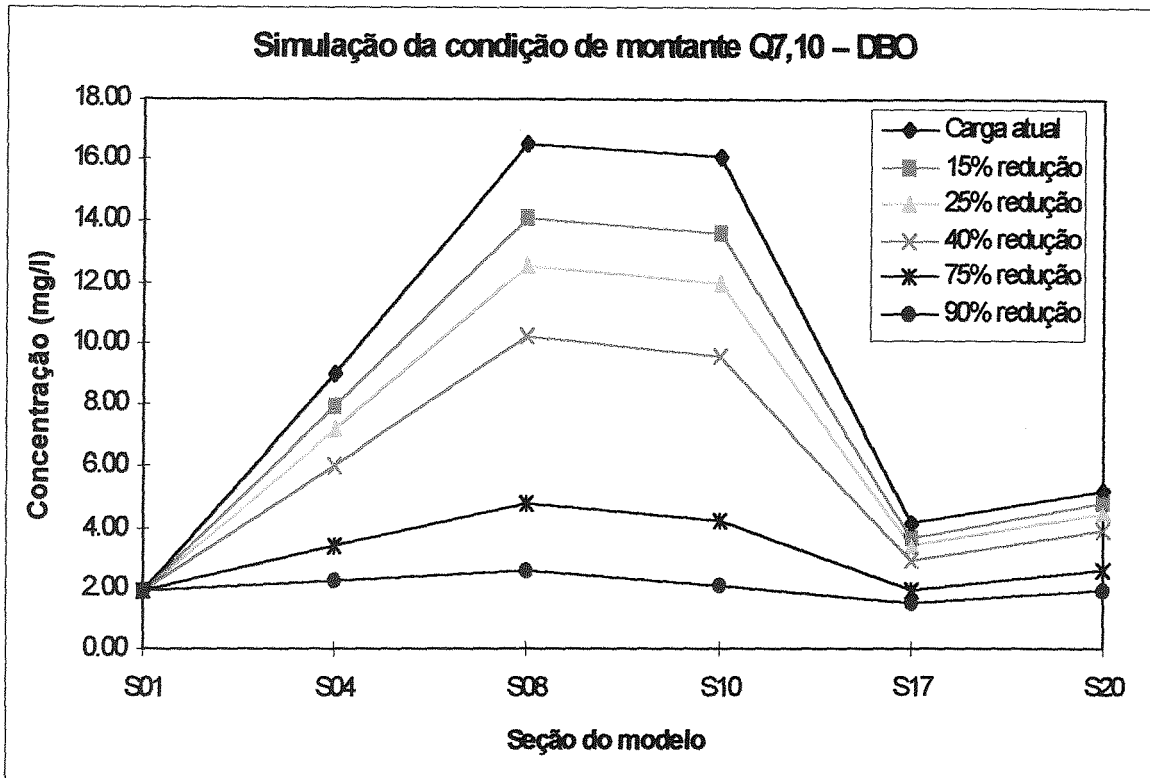


Fig. 4.30 - Concentração média de DBO no último ciclo de 24 horas

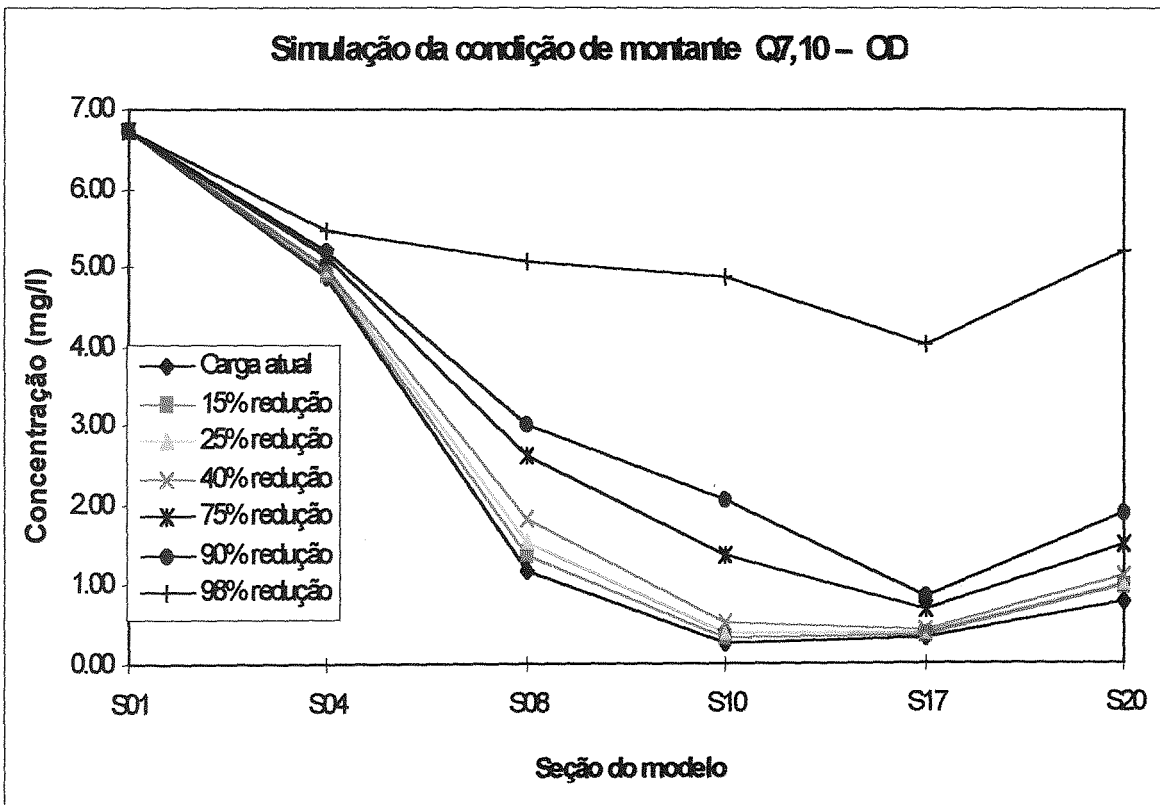


Fig. 4.31 - Concentração média de OD no último ciclo de 24 horas

Os altos valores de concentração que se verificam entre as seções 8 e 10 estão associados ao deslocamento da onda de poluentes, por um período de 6 dias, desde a seção de montante do trecho em estudo até estas seções. É importante ressaltar que para a vazão de montante adotada como condição de contorno o escoamento se produz em uma velocidade extremamente baixa, o que implica num período de tempo demasiadamente longo até que o sistema atinja uma condição de permanência de concentrações médias diárias.

A simulação realizada apresenta valores de concentrações bastante altos, principalmente na porção média do trecho em estudo, para todas as substâncias analisadas, à exceção do oxigênio dissolvido, cuja concentração torna-se muito reduzida no trecho final do rio. No entanto, pode-se perceber pela análise dos gráficos expostos que a redução da carga despejada permite obter uma melhoria significativa da qualidade da água.

Na simulação realizada também foi avaliada a variação máxima diária das concentrações das substâncias analisadas. Nas figuras 4.32 a 4.35 estão representados os gráficos associados a estas variações para cada uma das substâncias analisadas nas 21 seções do modelo. Numa primeira análise podemos inferir que a variação máxima percentual diária é mais alta quando se avalia o rio nas condições atuais de despejos de cargas poluentes. É possível observar ainda que, em geral, as variações associadas aos parâmetros OD e DBO são mais elevadas do que àquelas associadas ao P e N total. Isto se traduz pela dependência direta dos parâmetros OD e DBO com o regime de escoamento; pois, quanto maior a variação da velocidade de escoamento, maior será a variação do coeficiente de reaeração (K_2), o que irá provocar uma maior variação absoluta diária das concentrações de OD e DBO. A variação da reaeração é mais intensa nas proximidades da foz e devido às baixas concentrações médias de OD e DBO que se verificam nestas seções, tanto para as condições atuais como numa condição de redução de 90% da carga despejada, é gerada uma maior variação percentual diária destas concentrações, o que pode ser evidenciado pelo cruzamento das curvas registrado na figura 4.34.

Os resultados obtidos demonstram ainda que a utilização de um modelo não-permanente na avaliação da qualidade da água no trecho final do rio dos Sinos torna-se necessária quando se analisa uma condição de estiagem crítica, onde se verifica uma melhoria significativa da qualidade da água nas seções próximas à foz.

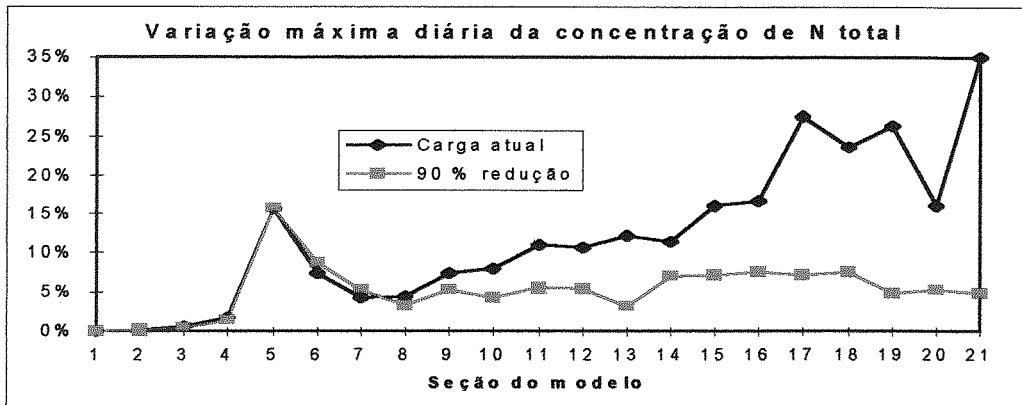


Fig 4.32 - Varição máxima diária da concentração de N total

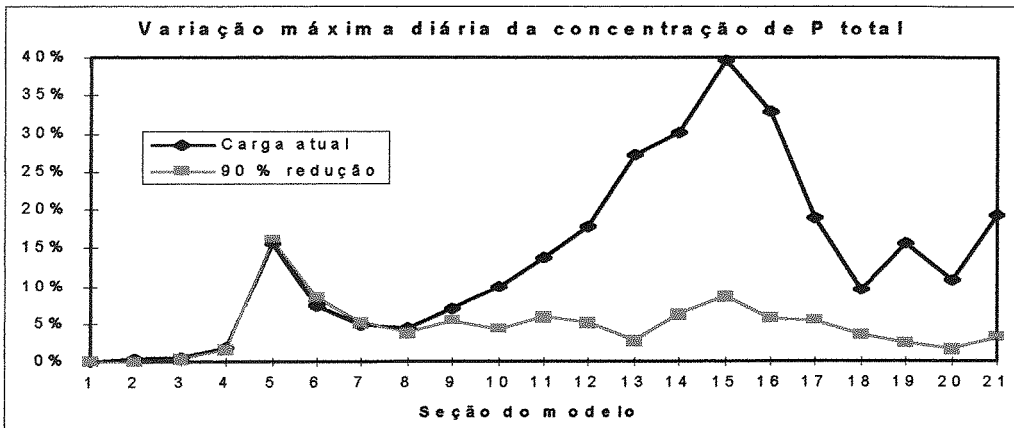


Fig 4.33 - Varição máxima diária da concentração de P total

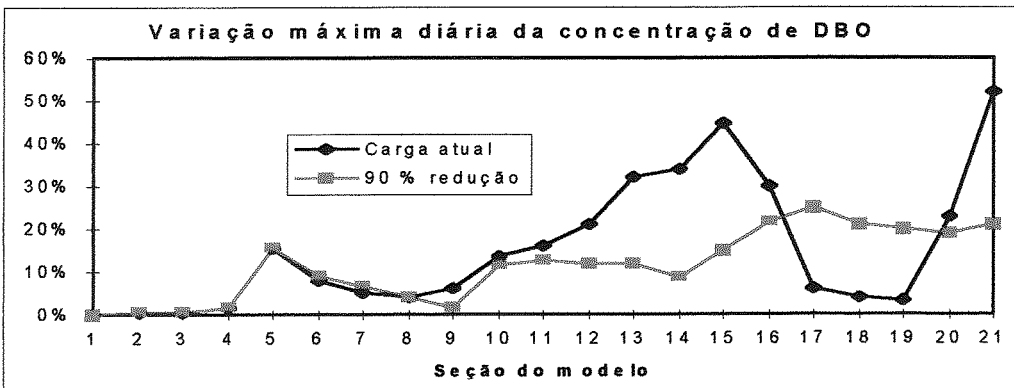


Fig 4.34 - Varição máxima diária da concentração de DBO

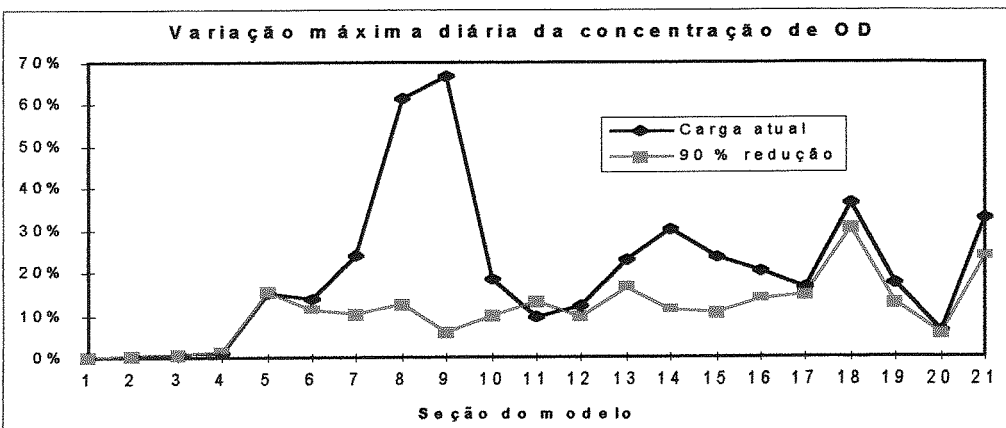


Fig 4.35 - Varição máxima diária da concentração de OD

Um outro aspecto que deve ser avaliado em uma condição crítica de estiagem é a concentração de OD mínima necessária para que, a despeito dos demais parâmetros de qualidade, o rio possa ser enquadrado na classe 3, conforme Resolução 20/86 do CONAMA, a qual estabelece um valor de OD mínimo igual a 4 mg/l. No intuito de se obter uma concentração de OD maior ou igual a este valor é necessário uma redução de 98 % da carga atual despejada, conforme pode apresentado na tabela 4.15d. Finalmente, deve-se salientar que o modelo utilizado permite simular a variação das concentrações ao longo do dia, o que pode ser relevante em algumas situações.

5 - CONCLUSÃO

Os resultados obtidos na simulação das condições associadas a cada uma das faixas de vazão e a simulação de uma condição de estiagem extrema nos permite tecer algumas considerações a respeito do sistema hídrico em estudo.

Numa análise inicial, pode-se inferir claramente que a necessidade de se considerar um escoamento permanente para realizar uma simulação dos parâmetros de qualidade da água em rios sujeitos a um efeito de jusante, pode nos levar a obter resultados inconsistentes, em virtude das simplificações que devem ser adotadas. Em primeiro lugar, não se estabelece uma condição de permanência de vazões devido aos efeitos de jusante, embora se produza uma variação cíclica diária dos valores de níveis e vazões em todas as seções do modelo, conforme observado na seção 4.3. Por outro lado, o estabelecimento desta condição cíclica demanda um certo período de tempo que varia de algumas horas até vários dias. Por exemplo, na simulação realizada na seção 4.4.4, este tempo é de 60 horas. No entanto, o estabelecimento de uma condição de permanência de concentrações, ainda que sujeita a uma variação cíclica diária, é uma situação muito afastada do comportamento real do sistema hídrico analisado. Este problema torna-se mais crítico na medida em que procuramos simular vazões mais baixas pois, invariavelmente, estas estão associadas a velocidades menores, o que implica um maior tempo necessário para o transporte de poluentes ao longo do rio, conforme já mencionado nas seções anteriores. Talvez resida neste ponto a principal restrição à utilização de um modelo permanente na avaliação da qualidade de água em sistemas hídricos sujeitos a efeitos de jusante; pois, a aplicação de um modelo de qualidade da água como uma ferramenta na previsão de situações futuras ocorre, na grande maioria dos casos, associada a uma condição de estiagem.

Além disso, considerando regime permanente, admite-se o fluxo unidirecional (usualmente de montante para jusante) e apenas a carga (vazão X concentração) de montante tem capacidade de interagir com o trecho em estudo, desprezando-se o efeito da carga de jusante, que pode contribuir para diluir ou agravar as condições da qualidade da água do trecho. No caso do rio dos Sinos, o Delta do Jacuí contribui para diluir suas cargas.

Em vista do exposto, nos parece claro que a utilização de um modelo não-permanente de qualidade da água é a alternativa mais adequada para a simulação da qualidade da água no trecho final do rio dos Sinos.

O tratamento inicial dos dados, realizado na seção 4.1, nos permite perceber, a partir da análise da tabela 4.11, que um aumento da vazão implica não só na melhoria da qualidade da água do rio, como também em um deslocamento do ponto crítico - aquele onde se verificam as piores condições ambientais - para jusante do sistema hídrico. Em relação às três faixas de vazão utilizadas no ajuste, notamos que a diferença entre os valores máximo e mínimo das concentrações das substâncias analisadas diminui à medida que aumenta a vazão. Este fato se explica pelo maior volume de água presente nos intervalos delimitados pelas seções do modelo e, conseqüentemente, em uma menor influência da variação instantânea da carga de poluentes sobre a concentração final das substâncias

Por outro lado, deve ser também ressaltado que os dados utilizados para o ajuste do modelo referem-se a valores de concentrações obtidos a partir da análise de uma amostra mensal, onde não é considerado o comportamento hidráulico do sistema fluvial. Isto reduz um pouco a potencialidade da utilização de um modelo não-permanente tornando-se necessário arbitrar um período de tempo associado a condição hidráulica observada no sistema fluvial naquele instante. Embora seja mais eficaz a utilização de um evento hidrológico na realização do ajuste, a aproximação obtida nos ajustes realizados nos permitiu avaliar de forma razoável o sistema fluvial em estudo.

O ajuste do modelo de qualidade para uma condição de estiagem busca, entre outros motivos, reduzir a influência da velocidade do escoamento sobre os processos físicos, químicos e biológicos que ocorrem no meio aquático. Embora a utilização de um modelo não-permanente de qualidade da água esteja geralmente associada à simulação de uma situação ambiental crítica, nada impede que o modelo seja ajustado para a simulação de outras situações de interesse potencial.

Neste ponto é interessante destacar que, embora a permanência de uma vazão tão baixa por um período de 7 dias venha a se constituir em uma situação extremamente rara, a utilização de um modelo não-permanente permite avaliar situações em que ocorram variações significativas na vazão de montante por um curto período de tempo. É claro, no entanto, que a maior ou menor precisão do resultado obtido estará diretamente associada a uma correta avaliação das cargas despejadas e das condições de contorno hidráulicas do sistema avaliado.

A questão que se coloca ainda no tocante à qualidade da água do rio dos Sinos, e que pode ser estendida a um sistema fluvial em condições semelhantes, é a importância da correta avaliação e quantificação das cargas despejadas no sistema hídrico, bem como o monitoramento e controle periódico das águas. Estes fatores associados a um programa de

controle ambiental visando a redução dos despejos poluentes permitiria uma melhoria significativa na qualidade da água de um sistema hídrico, onde o modelo aqui descrito poderia servir como ferramenta na simulação das diversas situações que poderiam advir deste programa.

Embora a maioria das análises apresentem apenas os valores de OD, Ntotal, Ptotal e DBO, o modelo utilizado simula, também, a concentração de algas e subdivide a carga de N(4) e P(2) presente no meio aquático, em quatro e duas espécies químicas distintas, respectivamente. Optou-se por não se realizar uma análise mais detalhada destes parâmetros de qualidade devido a uma carência de dados relativos às suas concentrações ao longo do trecho estudado. Além disso, na etapa de ajuste do modelo, a concentração inicial de algas foi utilizada como um dos coeficientes deste ajuste. Entretanto, os valores obtidos permitem uma análise mais detalhada da qualidade da água que aborde estes parâmetros, no rio dos Sinos ou em outro sistema hídrico cujo comportamento hidráulico e ambiental possa ser razoavelmente descrito pela formulação utilizada no modelo, bastando para isso uma maior disponibilidade de dados experimentais.

Uma outra avaliação importante diz respeito à introdução de alguns parâmetros de qualidade da água no modelo ampliado em relação ao modelo desenvolvido por Tucci(1978) e que serviu de base este trabalho. As concentrações de Ntotal e Ptotal, bem como de suas diversas espécies químicas, nos fornecem algumas informações a respeito do tipo de despejo realizado ao longo do rio. No caso do rio dos Sinos, os altos teores de Ptotal presentes no meio aquático são consequência, principalmente, dos lançamentos domésticos, já que a poluição encontrada é de origem orgânica e fecal, mostrando a deficiência dos sistemas públicos de coleta e tratamento de esgotos nas cidades localizadas na bacia.

Outras conclusões poderiam ser obtidas do modelo de qualidade da água utilizado no rio dos Sinos e dos dados apresentados, porém todas elas refletem a necessidade de um maior tratamento dos despejos. Não obstante, seria interessante a obtenção de mais dados e informações, que avaliem os diversos processos físicos, químicos e biológicos abordados na formulação do modelo; bem como a coleta de dados, associados às concentrações dos diversos parâmetros abordados, em um evento hidrológico relacionado a uma condição de estiagem, a fim de que se pudesse realizar um ajuste mais preciso do modelo para o trecho em estudo. Isto nos permitiria aperfeiçoar a simulação de cenários, que se constitui numa importante ferramenta para o controle da poluição atual e futura.

REFERÊNCIAS :

- 1 ABBOTT, M. B. 1975. Method of characteristics. In: MAHMOOD, K., YEVJEVICH, V. (ed.). Unsteady flow in open channels. Fort Collins: Water Resources Publication. V. I, ch. 3, p. 63-68.
- 2 ABBOTT, M. B. 1979. Computational hydraulics. Boston: Pitman. 326 p.
- 3 AMBÜHL, H. 1978. Der Anteil der Waschmittel - Phosphate bei Eutrophierung der Seen. Jarb. Schweiz. Naturforsch. Gessel, Wiss. Teil. 279-283.
- 3 BRANCO, S. M. 1972. Poluição. Rio de Janeiro: Ao Livro Técnico S.A. 157 p.
- 4 BROWN, L. C., BARNWELL, T. O., Jr. 1985. Computer program documentation for the enhanced stream water quality model QUAL2E . Athens: EPA. 235 p. (EPA 600/3-85/065).
- 5 CHEN, Y. H., HOLLY, F. M., MAHMOOD, K., SIMONS, D.B. 1975. Transport of material by unsteady flow. In: MAHMOOD, K., YEVJEVICH, V. (ed.) Unsteady flow in open channels. Fort Collins: Water Resources Publications. V. 1, ch.8, p. 313-365.
- 6 COMITÊ EXECUTIVO DE ESTUDOS INTEGRADOS DA BACIA HIDROGRÁFICA DO GUAÍBA. s.d. Projeto gerencial 001/79 enquadramento dos mananciais. Porto Alegre. 136 f.
- 7 CUNGE, J. A. 1975. Applied mathematical modeling of open channel flow. In: MAHMOOD, K., YEVJEVICH, V. (ed.) Unsteady flow in open channels. Fort Collins: Water Resources Publications. V. 1, ch. 10, p. 379-405.
- 8 CUNGE, J. A., HOLLY, F. M., Jr., VERWEY, A. 1980. Practical aspects of computational river hydraulics. Boston: Pitman. 419 p.

- 9 DMAE. CESB. 1975. Qualidade sanitária do rio dos Sinos. Porto Alegre. 108 p. (DMAE. Publicação n. 16).
- 10 DMAE. CESB. 1981. Qualidade sanitária do rio dos Sinos. Porto Alegre. V. 2. (DMAE. Publicação n. 33).
- 11 ESTEVES, F. A. 1988. Fundamentos de Limnologia. Interciência: FINEP. Rio de Janeiro.
- 12 FUNDAÇÃO DE ECONOMIA E ESTATÍSTICA. 1995. Censo sócio-econômico dos municípios do Estado do Rio Grande do Sul. Porto Alegre
- 13 HENDERSON-SELLERS, B. 1984. Engineering limnology. London: Pitman.
- 14 HUTCHINSON, G. G. 1957. A treatise on limnology. I Geography, physics and chemistry. New York, John Willwy, 1015 p.
- 15 ITALCONSULT-LATINOCONSULT BRASILEIRA. 1974. Estudo hidrosanitário do rio dos Sinos. Roma. 259 p.
- 16 JORGENSEN, S. E. & GROMIEC, M., J. 1989. Mathematical submodels in water quality systems. Elsevier. Amsterdam.
- 17 LIGGETT, J. A. 1975. Stability. In: MAHMOOD, K., YEVJEVICH, V. (ed.) Unsteady flow in open channels. Fort Collins: Water Resources Publications. V.1, ch. 6, p. 259-282.
- 18 LIGGETT, J. A., CUNGE, J. A. 1975. Numerical solution of the unsteady flow equations. In: MAHMOOD, K., YEVJEVICH, V. (ed.) Unsteady flow in open channels. Fort Collins: Water Resources Publications. V. 1, ch. 4, p. 89-182.
- 19 Mc CARTHY, J. J. & GOLDMAN, J. C. 1979. Nitrogenous nutrition of marine phytoplankton in nutrient-depleted waters. *Science*, 203:670-672.
- 20 MORETTI, L. B. M. 1980. Análise de autodepuração em cursos de água. Porto Alegre: UFRGS - Curso de Pós-Graduação em Recursos Hídricos e Saneamento. 131 f. Dissertação (Mestrado).

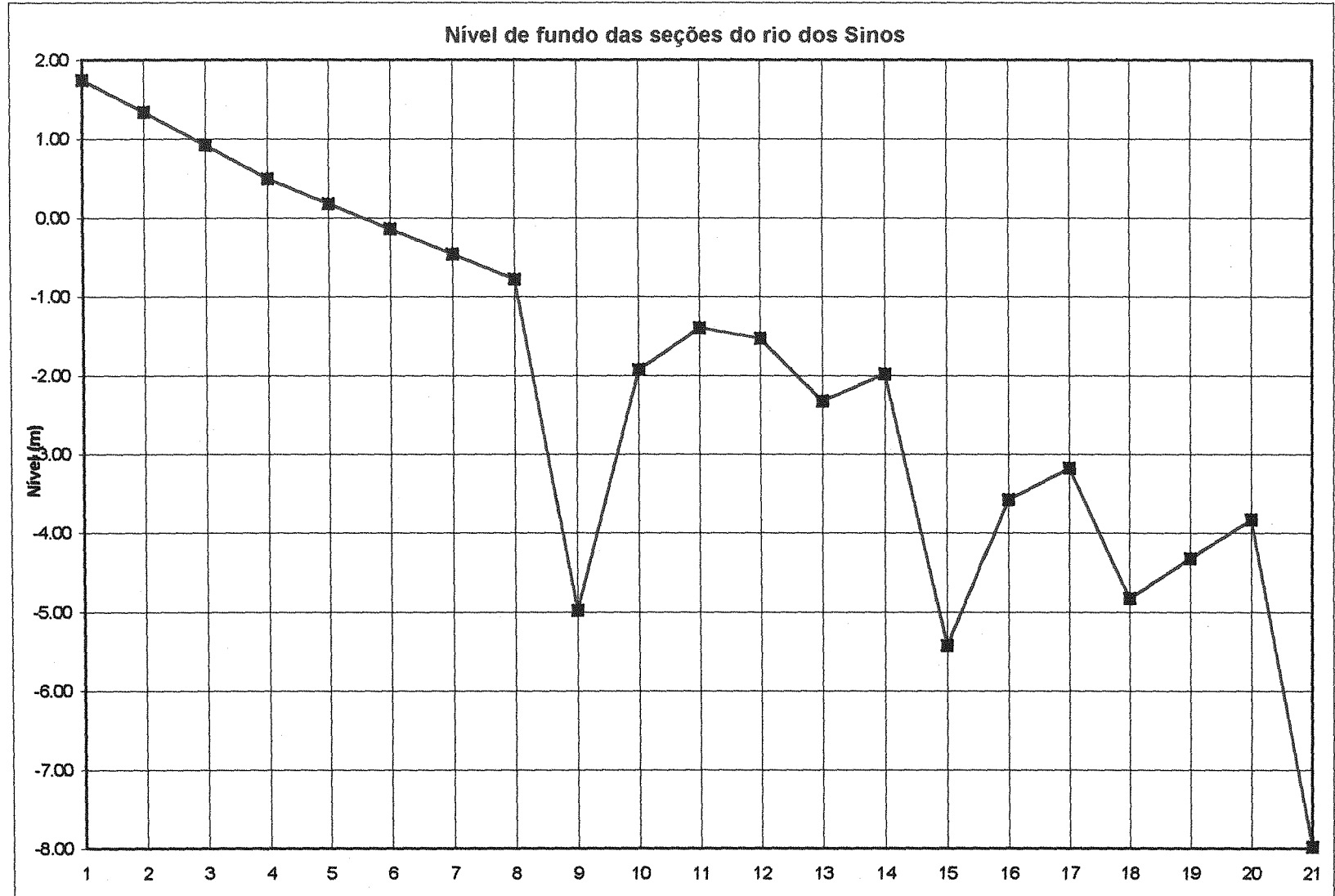
- 21 NAJARIAN, T. O., HARLEMAN, D. R. F. 1975. A real time model of nitrogen-cycle dynamics in an estuarine system. Corvallis: Massachusetts Institute of Technology.
- 22 POMEROY, L. R.; MATHEWS, H. M.; MIN, N. S. 1963. Excretion of phosphate and soluble organic phosphorus compounds by zooplankton. Limnol. Oceanogr., 8:50-55.
- 23 PEREIRA, J. S. 1996. Análise de critérios de outorga e de cobrança pelo uso da água na bacia do rio dos Sinos, RS. Porto Alegre: UFRGS - Curso de Pós-Graduação em Recursos Hídricos e Saneamento. 109 f. Dissertação (Mestrado)
- 24 ROSAURO, N. M. L. 1979. Modelo hidrodinâmico para rios e redes de canais naturais. Porto Alegre: UFRGS - Curso de Pós-Graduação em Hidrologia Aplicada. 154 f. Dissertação (Mestrado).
- 25 SINALDI, S., SONCINI-SESSA, R., STEHFEST, H., TAMURA, H. 1979. Modelling and control of river quality. London: McGraw-Hill.
- 26 SMITH, D. J. 1978. Water quality for river-reservoir systems. Davis: U.S. Army Corps of Engineers.
- 27 STUMM, W. & MORGAN, J. J. 1981. Aquatic Chemistry. New York, John Wiley & Sons.
- 28 TUCCI, C. 1978. Hydraulic and water quality model for a river network. Fort Collins: Colorado State University. Tese (Doutorado).
- 29 TUCCI, C. 1986. Modelos matemáticos em hidrologia e hidráulica. Rio de Janeiro: RBE. 3 v.
- 30 VOGLER, P. 1965. Beiträge zur Phosphatanalytik in der Limnologie. Forsch. Wassersch. Grenzgeb, 2:100-119.
- 31 ZISON, S. W.; MILLS, D. DEIMER, AND CHEN, C. W. 1978. Rates, Constants and Kinetics Formulations in Surface Water Quality Modeling. Athens, Georgia.

ANEXO A

Nível de fundo e perfil geométrico das seções transversais do trecho analisado

SEÇÕES TRANSVERSAIS DO TRECHO ANALISADO

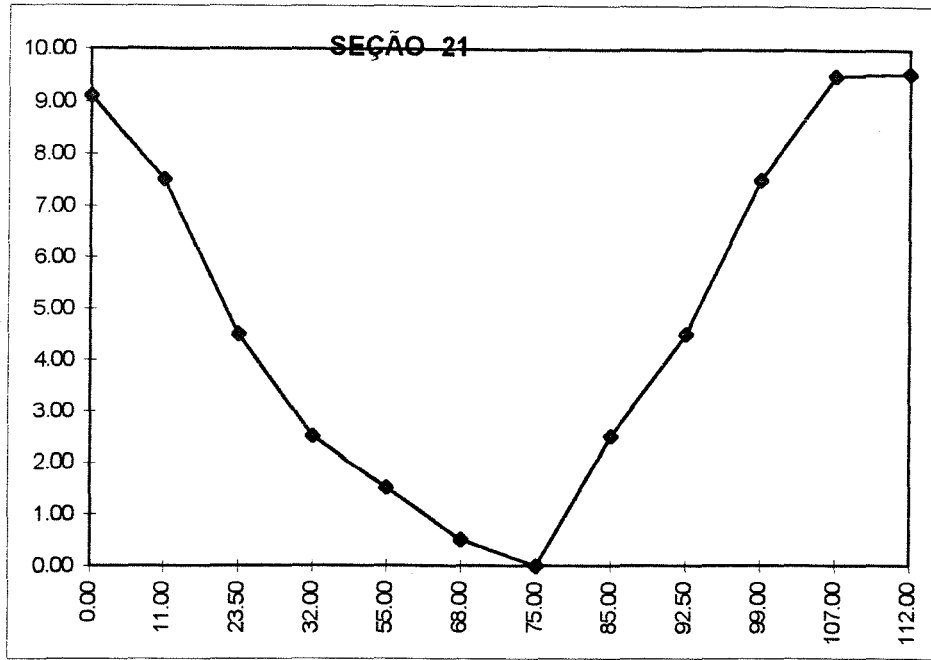
Seção	Nível de fundo
1	1.75
2	1.34
3	0.92
4	0.50
5	0.18
6	-0.14
7	-0.46
8	-0.78
9	-4.98
10	-1.93
11	-1.40
12	-1.53
13	-2.33
14	-1.98
15	-5.43
16	-3.58
17	-3.18
18	-4.83
19	-4.32
20	-3.83
21	-7.98



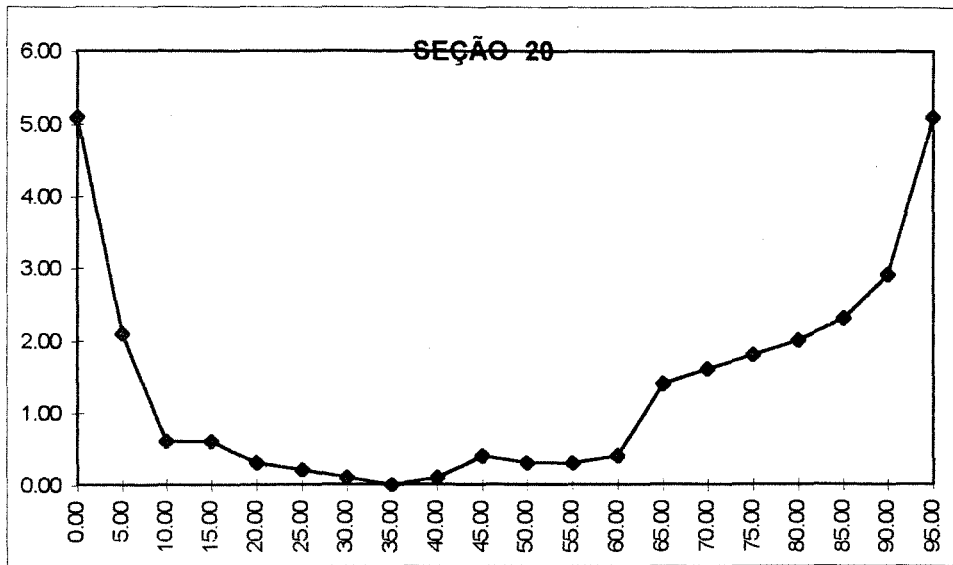
Comp. do intervalo (m)	SEÇÃO																				
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21
Nível de fundo (m)	1.75	1.34	0.92	0.50	0.18	-0.14	-0.46	-0.78	-4.98	-1.93	-1.40	-1.53	-2.33	-1.98	-5.43	-3.58	-3.18	-4.83	-4.32	-3.83	-7.98

PERFIL GEOMÉTRICO DAS SEÇÕES TRANSVERSAIS DO RIO DOS SINOS

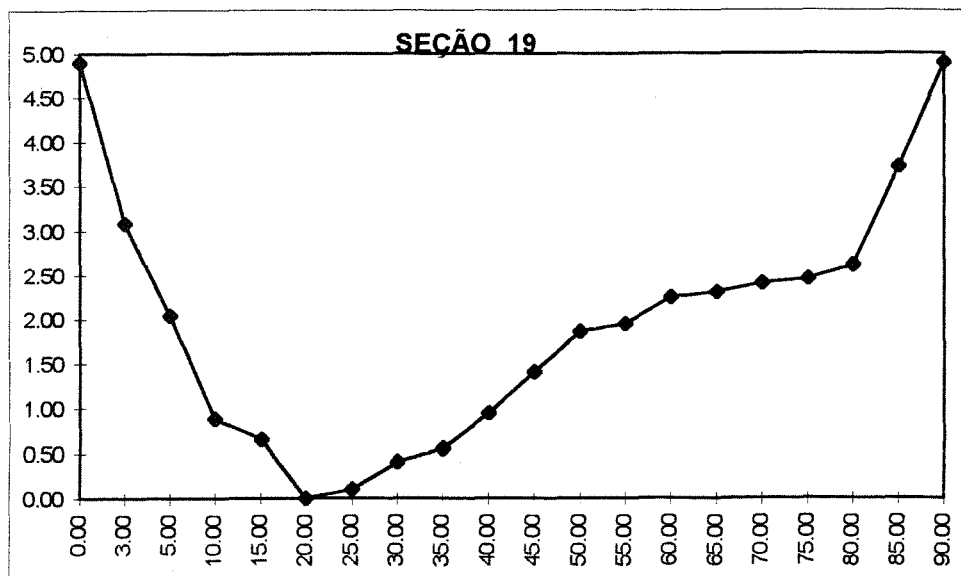
X	Y
0.00	9.10
11.00	7.50
23.50	4.50
32.00	2.50
55.00	1.50
68.00	0.50
75.00	0.00
85.00	2.50
92.50	4.50
99.00	7.50
107.00	9.50
112.00	9.55



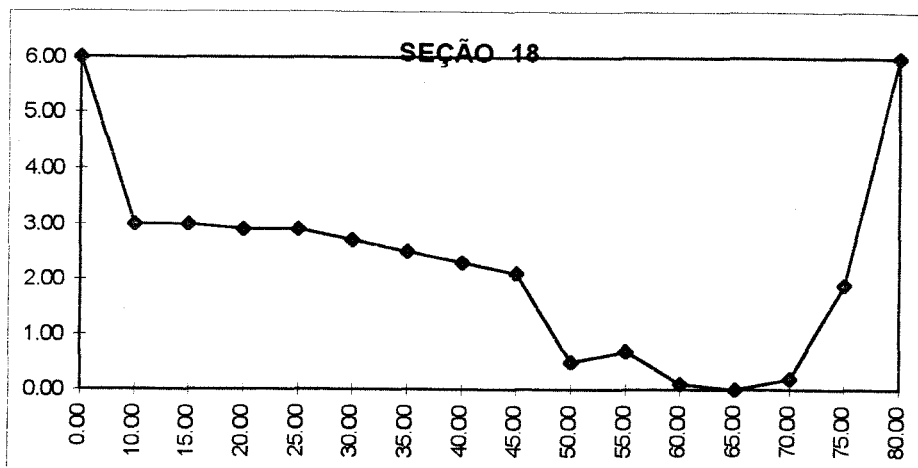
X	Y
0.00	5.10
5.00	2.10
10.00	0.60
15.00	0.60
20.00	0.30
25.00	0.20
30.00	0.10
35.00	0.00
40.00	0.10
45.00	0.40
50.00	0.30
55.00	0.30
60.00	0.40
65.00	1.40
70.00	1.60
75.00	1.80
80.00	2.00
85.00	2.30
90.00	2.90
95.00	5.10



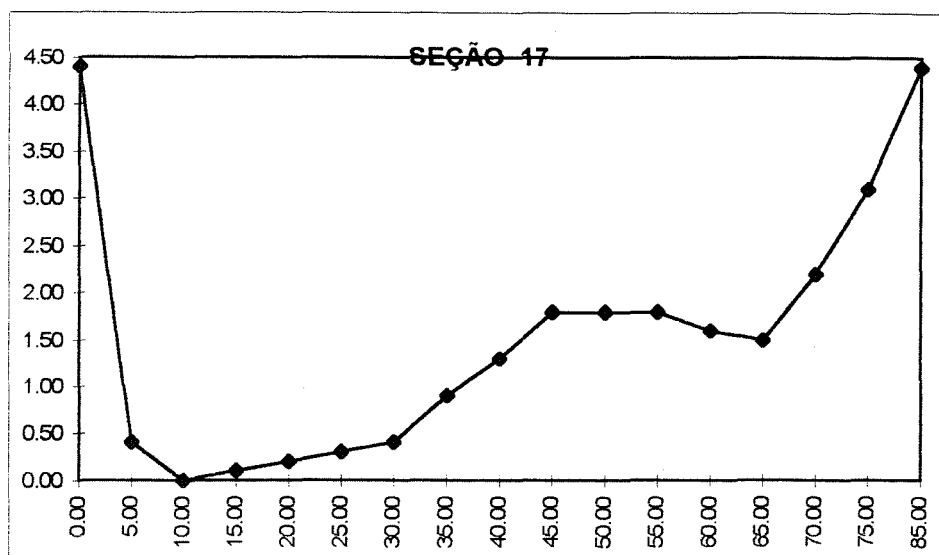
X	Y
0.00	4.90
3.00	3.08
5.00	2.04
10.00	0.88
15.00	0.65
20.00	0.00
25.00	0.10
30.00	0.40
35.00	0.55
40.00	0.94
45.00	1.40
50.00	1.85
55.00	1.94
60.00	2.24
65.00	2.30
70.00	2.40
75.00	2.45
80.00	2.60
85.00	3.70
90.00	4.90



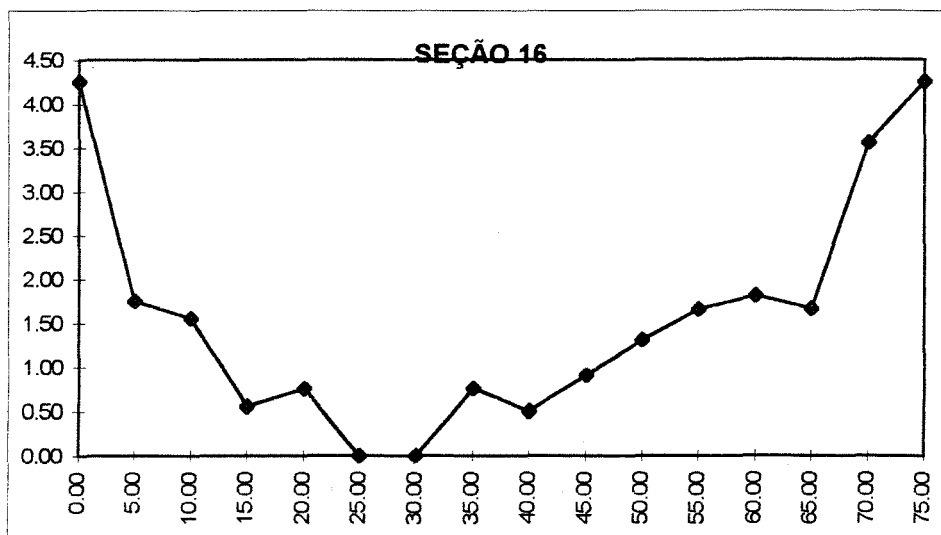
X	Y
0.00	6.00
10.00	3.00
15.00	3.00
20.00	2.90
25.00	2.90
30.00	2.70
35.00	2.50
40.00	2.30
45.00	2.10
50.00	0.50
55.00	0.70
60.00	0.10
65.00	0.00
70.00	0.20
75.00	1.90
80.00	6.00



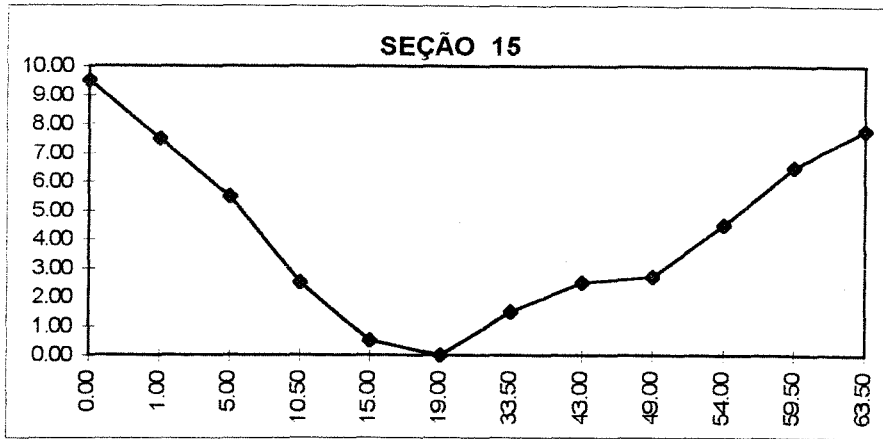
X	Y
0.00	4.40
5.00	0.40
10.00	0.00
15.00	0.10
20.00	0.20
25.00	0.30
30.00	0.40
35.00	0.90
40.00	1.30
45.00	1.80
50.00	1.80
55.00	1.80
60.00	1.60
65.00	1.50
70.00	2.20
75.00	3.10
85.00	4.40



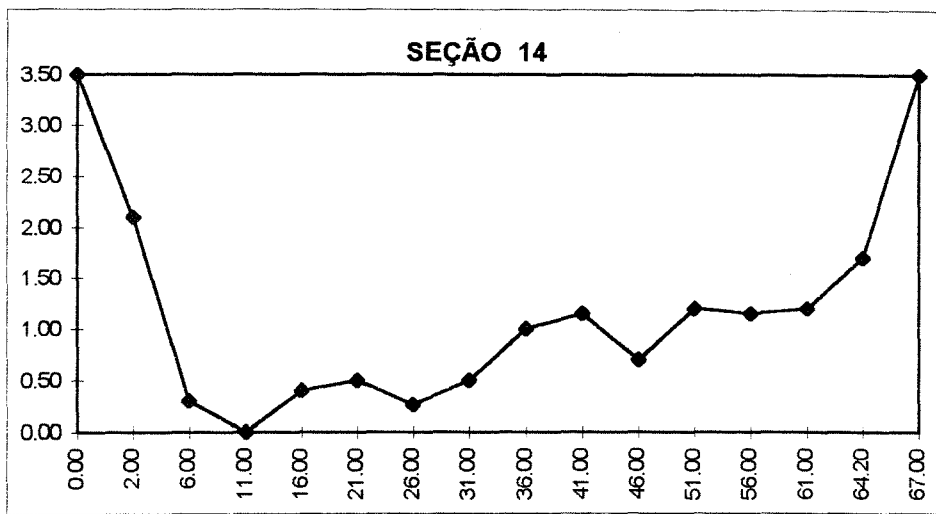
X	Y
0.00	4.25
5.00	1.75
10.00	1.55
15.00	0.55
20.00	0.75
25.00	0.00
30.00	0.00
35.00	0.75
40.00	0.50
45.00	0.90
50.00	1.30
55.00	1.65
60.00	1.80
65.00	1.65
70.00	3.55
75.00	4.25



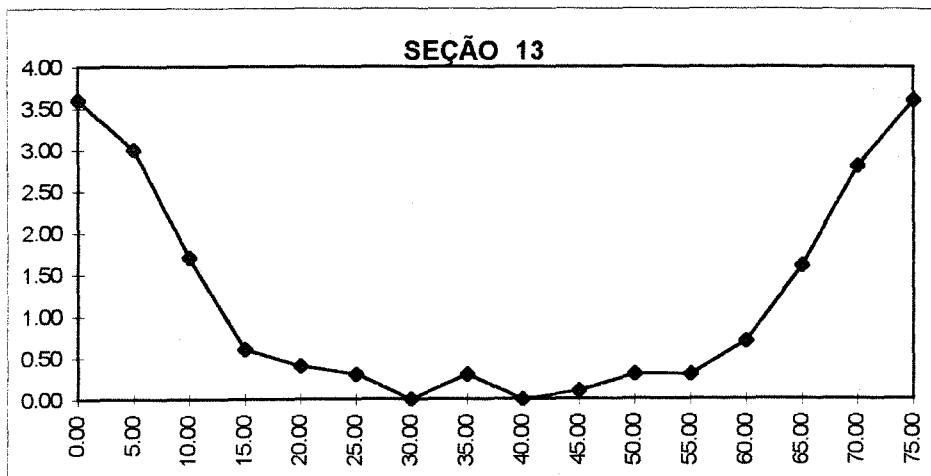
X	Y
0.00	9.50
1.00	7.50
5.00	5.50
10.50	2.50
15.00	0.50
19.00	0.00
33.50	1.50
43.00	2.50
49.00	2.70
54.00	4.50
59.50	6.50
63.50	7.80



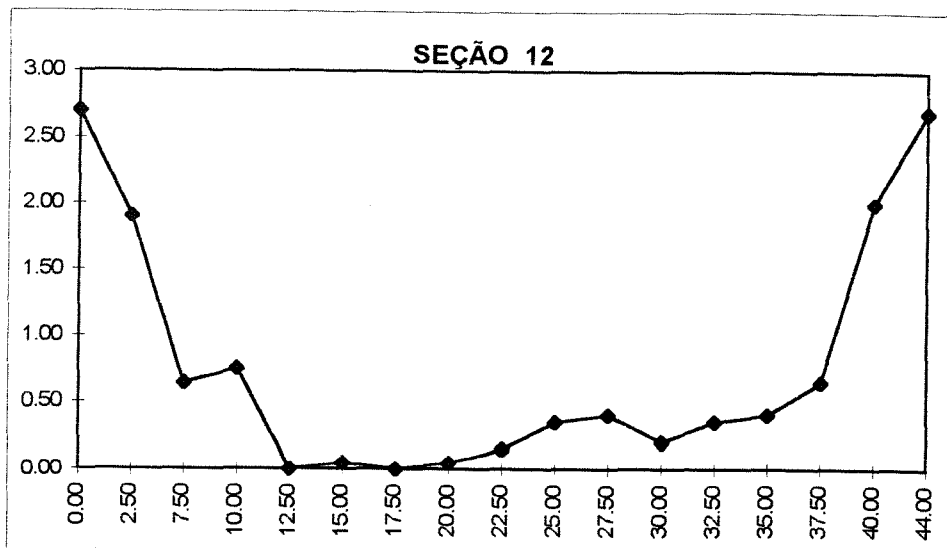
X	Y
0.00	3.50
2.00	2.10
6.00	0.30
11.00	0.00
16.00	0.40
21.00	0.50
26.00	0.26
31.00	0.50
36.00	1.00
41.00	1.15
46.00	0.70
51.00	1.20
56.00	1.15
61.00	1.20
64.20	1.70
67.00	3.50



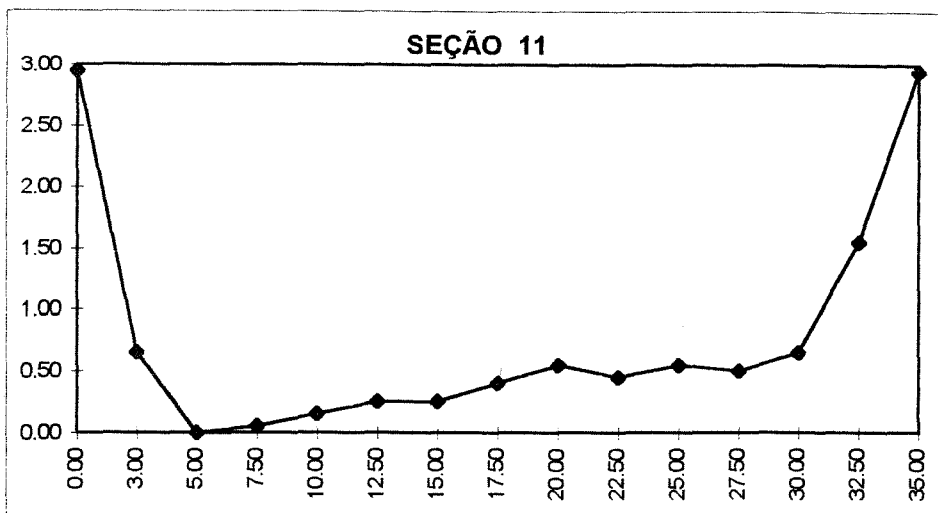
X	Y
0.00	3.60
5.00	3.00
10.00	1.70
15.00	0.60
20.00	0.40
25.00	0.30
30.00	0.00
35.00	0.30
40.00	0.00
45.00	0.10
50.00	0.30
55.00	0.30
60.00	0.70
65.00	1.60
70.00	2.80
75.00	3.60



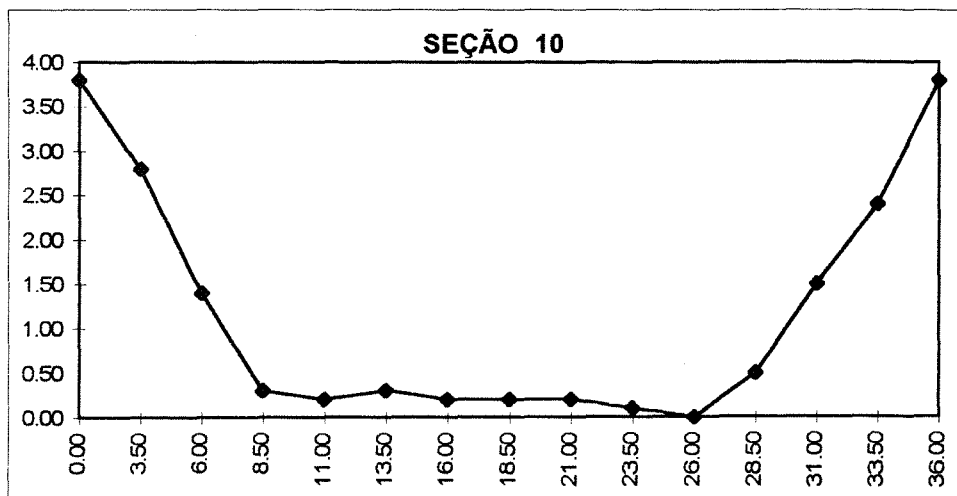
X	Y
0.00	2.70
2.50	1.90
7.50	0.64
10.00	0.75
12.50	0.00
15.00	0.05
17.50	0.00
20.00	0.05
22.50	0.15
25.00	0.35
27.50	0.40
30.00	0.20
32.50	0.35
35.00	0.40
37.50	0.65
40.00	2.00
44.00	2.70



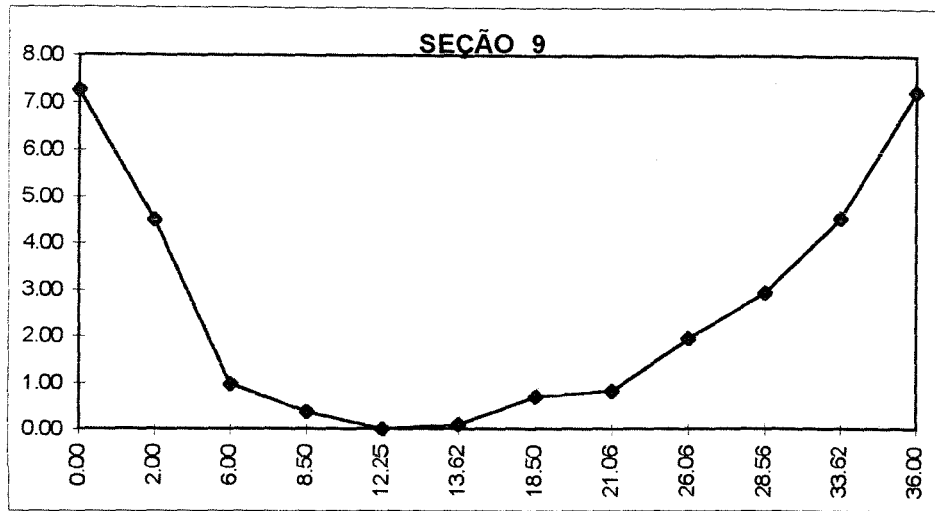
X	Y
0.00	2.95
3.00	0.65
5.00	0.00
7.50	0.05
10.00	0.15
12.50	0.25
15.00	0.25
17.50	0.40
20.00	0.55
22.50	0.45
25.00	0.55
27.50	0.50
30.00	0.65
32.50	1.55
35.00	2.95



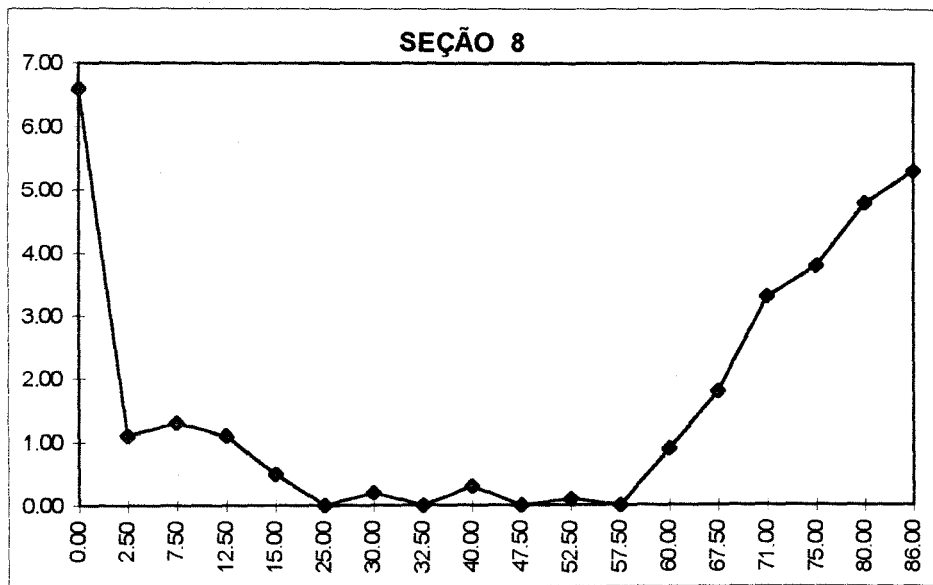
X	Y
0.00	3.80
3.50	2.80
6.00	1.40
8.50	0.30
11.00	0.20
13.50	0.30
16.00	0.20
18.50	0.20
21.00	0.20
23.50	0.10
26.00	0.00
28.50	0.50
31.00	1.50
33.50	2.40
36.00	3.80



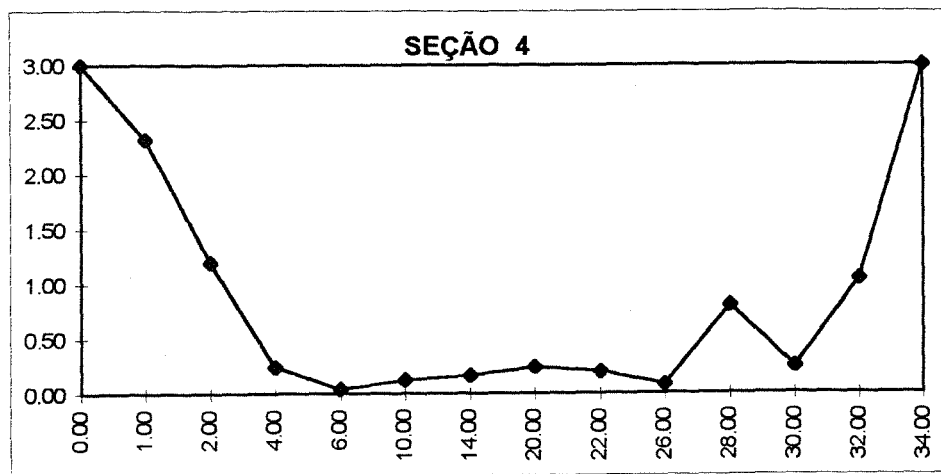
X	Y
0.00	7.25
2.00	4.49
6.00	0.97
8.50	0.37
12.25	0.00
13.62	0.09
18.50	0.70
21.06	0.82
26.06	1.95
28.56	2.94
33.62	4.55
36.00	7.25



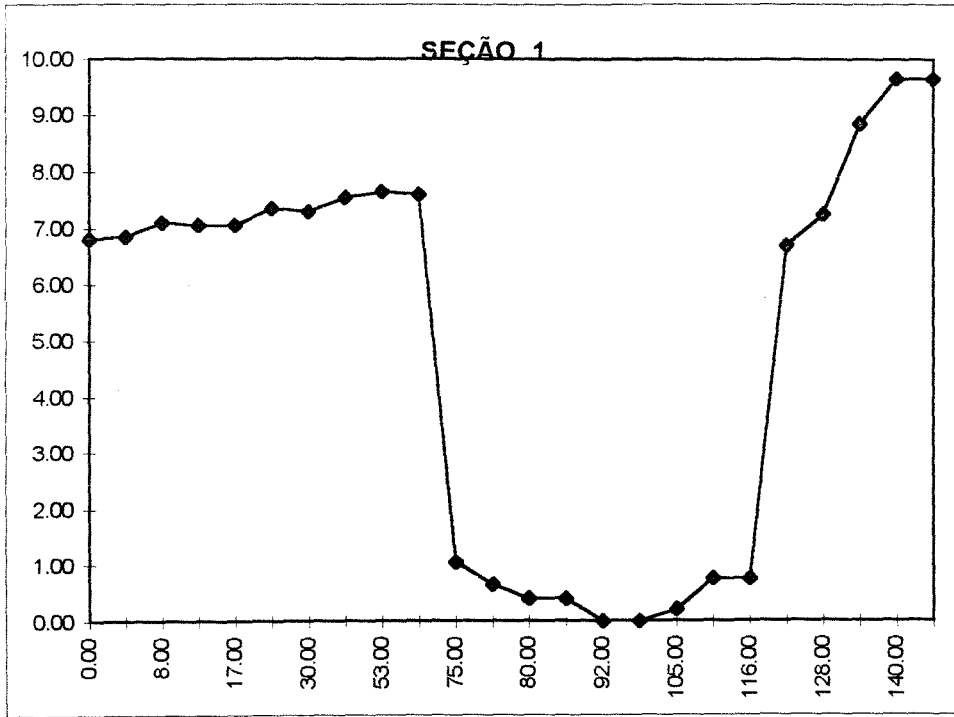
X	Y
0.00	6.60
2.50	1.10
7.50	1.30
12.50	1.10
15.00	0.50
25.00	0.00
30.00	0.20
32.50	0.00
40.00	0.30
47.50	0.00
52.50	0.10
57.50	0.00
60.00	0.90
67.50	1.80
71.00	3.30
75.00	3.80
80.00	4.80
86.00	5.30



X	Y
0.00	3.00
1.00	2.32
2.00	1.20
4.00	0.24
6.00	0.04
10.00	0.12
14.00	0.16
20.00	0.24
22.00	0.20
26.00	0.08
28.00	0.80
30.00	0.24
32.00	1.04
34.00	3.00



X	Y
0.00	6.80
2.50	6.85
8.00	7.10
15.00	7.05
17.00	7.05
23.50	7.35
30.00	7.30
50.00	7.55
53.00	7.65
59.00	7.60
75.00	1.05
77.00	0.65
80.00	0.40
85.50	0.40
92.00	0.00
99.50	0.00
105.00	0.20
111.00	0.75
116.00	0.75
124.50	6.70
128.00	7.25
129.50	8.85
140.00	9.65
160.00	9.65



ANEXO B

**Valores das medições de vazão e
concentrações de N total, P total, OD e
DBO efetuadas pela FEPAM no período
1989-1994**

SEÇÃO 1

Data	Hora	Vazão m3/s	Dbo5 mg/l	N total mg/l	P total mg/l	Oxigênio mg/l
02/10/89	1445	63.40	1	0.86	0.16	7.1
07/11/89	1130	22.90	1.4	0.73	0.14	7.8
05/12/89	1110	25.90	0.6	0.72	0.20	6.5
09/01/90	1120	17.80	1.8	1.02	0.19	6.4
06/02/90	1115	21.40	1	1.05	0.22	6
08/03/90	1105	53.60	0.8	0.95	0.21	6.7
03/04/90	1215	61.40	1.3	1.83	0.28	7
10/05/90	1115	67.30	1	0.71	0.19	7.4
05/06/90	1100	121.00	1.2	0.89	0.24	7.5
10/07/90	1305	144.00	0.9	0.48	0.12	8.6
07/08/90	1130	29.30	1.6	0.83	0.17	9.4
11/09/90	1120	100.00	1.4	0.68	0.19	7.5
10/10/90	1210	146.00	1.1	0.98	0.26	7.2
06/11/90	1200	133.00	1.4	0.83	0.24	7.1
04/12/90	1130	25.90	2.5	1.09	0.35	6.9
08/01/91	1145	18.50	0.5	1.67	0.22	6.7
05/02/91	1200	16.20	1	1.03	0.21	6.4
05/03/91	1145	16.40	1.4	0.98	0.28	6
02/04/91	1040	6.70	4	1.44	0.23	7
05/05/91	****	****	****	****	****	****
04/06/91	****	10.00	2.5	1.48	0.27	6.8
02/07/91	1055	43.80	1	1.31	0.25	9.5
06/08/91	1115	115.00	1.7	1.25	0.18	9.5
03/09/91	1100	31.80	2.3	1.33	0.16	8.1
08/10/91	1130	71.90	2.4	1.48	0.43	8.6
05/11/91	1100	59.20	1.4	1.16	0.21	8.2
04/12/91	1115	21.80	1.1	1.12	0.26	6.6
07/01/92	1100	64.20	1.2	0.67	0.14	6
04/02/92	1040	218.00	0.6	1.04	0.23	4.4
10/03/92	1049	20.60	1.1	1.09	0.20	6.5
07/04/92	1100	151.00	1.7	1.18	0.47	6.5
05/05/92	930	36.80	1.3	0.83	0.17	7.8
02/06/92	1115	159.00	0.5	0.62	0.03	7.5
07/07/92	1125	263.00	1.1	0.88	0.30	7.5
04/08/92	1140	160.00	1	0.96	0.17	9.5
06/09/92	1105	70.80	1.5	1.1	0.20	7.5
06/10/92	1105	99.40	1.2	1.02	0.17	7.2
04/11/92	1045	140.00	2.9	2.63	0.55	7.3
02/12/92	1055	18.80	2.2	1.27	0.19	7.6
05/01/93	1100	104.00	2.7	1.29	0.49	7
09/02/93	1055	45.90	1	1.26	0.22	6.4
02/03/93	1150	111.00	0.6	0.61	0.16	5.4
06/04/93	1120	87.40	1.7	1.01	0.30	6.3
04/05/93	1050	21.70	0.9	0.92	0.10	7
02/06/93	1120	237.00	1.4	1.14	0.31	8.6
06/07/93	1245	367.00	3.6	0.95	0.49	8.5
03/08/93	1130	39.60	1.5	1.71	0.14	9.7
14/09/93	1045	30.60	2.2	1.12	0.13	8.7
05/10/93	1210	75.30	1.6	0.97	0.16	7
09/11/93	1210	35.40	1.3	0.78	0.13	7.1
07/12/93	1050	103.00	1.5	1.45	0.31	6.4
04/01/94	1110	26.50	0.6	1.86	0.17	6.7
08/02/94	1115	29.40	1.6	0.6	0.17	6.2
02/03/94	1120	176.00	1.6	1	0.15	4.9
05/04/94	1100	30.80	0.6	1.99	0.21	7.2
03/05/94	1100	70.80	1.1	0.75	0.21	6.7
07/06/94	1125	191.00	1.4	0.72	0.26	6.8
06/07/94	1100	131.00	0.8	0.94	0.17	8.5
03/08/94	1135	136.00	1.3	0.83	0.30	7.6
13/09/94	1145	42.10	1.5	1.03	0.20	7.8
18/10/94	1115	123.00	3	1.37	0.12	6
08/11/94	1100	53.00	1	0.97	0.21	7
06/12/94	1150	40.00	1.8	****	0.3	6.4

Media	83.12	1.5	1.09	0.23	7.2
Moda	25.90	1.0	0.83	0.17	7.0
Mediana	62.40	1.4	1.02	0.21	7.1
Máximo	367.00	4.0	2.63	0.55	9.7
Mínimo	6.70	0.5	0.48	0.03	4.4
Desv padrão	71.10	0.7	0.38	0.10	1.1

SEÇÃO 4

Data	Hora	Vazão m3/s	Dbo5 mg/l	N total mg/l	P total mg/l	Oxigênio mg/l
03/10/89	1045	67.10	2	1.19	0.24	7.4
08/11/89	1000	22.20	1.8	1.01	0.25	7.4
06/12/89	930	26.60	2.4	0.92	0.27	5.3
09/01/90	1300	18.70	****	1.33	0.32	5
06/02/90	1300	22.50	1.8	1.09	0.27	5.6
08/03/90	1305	56.30	0.8	1.12	0.33	6.2
03/04/90	1145	64.50	0.8	1.15	0.26	6.6
10/05/90	1230	70.70	1.4	0.83	0.22	6.4
05/06/90	1215	126.00	1.3	0.95	0.26	7.3
10/07/90	1430	151.00	1.2	0.8	0.19	8.2
07/08/90	1310	32.30	1.6	1.11	0.22	9
11/09/90	1240	105.00	0.9	0.71	0.22	7.2
10/10/90	1340	153.00	1	0.95	0.21	7
06/11/90	1330	139.00	2.2	1.07	0.26	6.3
04/12/90	1230	27.20	4	1.46	0.39	6.7
08/01/91	1325	19.50	1.8	1.04	0.30	6.6
05/02/91	1350	17.00	1.2	1.66	0.36	5
05/03/91	1300	17.30	2.2	2.76	0.40	5.2
02/04/91	1320	7.00	7.8	2.86	0.54	8.8
05/05/91	****	****	****	****	****	****
04/06/91	****	10.50	4.4	2.53	0.58	5.4
02/07/91	1200	46.00	1.5	0.93	0.23	9.1
06/08/91	1220	121.00	0.9	1.3	0.19	9
03/09/91	1210	33.40	2.6	1.33	0.20	7.6
08/10/91	1230	75.50	2.2	1.46	0.33	8
05/11/91	1230	62.20	1.4	0.68	0.25	7.6
04/12/91	1215	22.90	1.5	1.3	0.24	5.9
07/01/92	1200	67.40	1.8	0.92	0.20	5.3
04/02/92	1150	229.00	1.7	0.79	0.21	5.1
10/03/92	1230	21.70	1.4	1.07	0.27	6.5
07/04/92	1215	159.00	2.4	2.42	0.60	6.7
05/05/92	1145	38.70	1.7	0.87	0.19	7.7
02/06/92	1245	167.00	1.1	0.76	0.16	7.5
07/07/92	1245	276.00	1.2	0.85	0.32	7.6
04/08/92	1245	168.00	1.2	0.93	0.15	9.1
06/09/92	1225	74.40	2.5	1.42	0.31	7.2
06/10/92	1200	104.00	1.2	1.01	0.17	6.8
04/11/92	1135	147.00	2	1.42	0.36	6.5
02/12/92	1220	19.70	1.8	1.05	0.26	5.8
05/01/93	1220	110.00	2	2.69	0.50	6.6
09/02/93	1215	48.20	1.3	1.16	0.29	5.9
02/03/93	1315	117.00	1.2	1	0.15	4.4
06/04/93	1220	91.80	2.8	1.47	0.13	5.9
04/05/93	1150	22.80	1.3	1.12	0.17	6.3
02/06/93	1220	249.00	1.2	0.8	0.28	8.6
06/07/93	1400	386.00	3.6	0.79	0.37	8.8
03/08/93	1225	41.50	1.7	1.33	0.13	9.2
14/09/93	1200	32.20	3.4	1.67	0.25	8.5
05/10/93	1327	79.10	2.1	1.19	0.17	6.6
09/11/93	1330	37.10	2.1	1.38	0.29	6.8
07/12/93	1090	109.00	1.8	1.44	0.38	6.3
04/01/94	1225	27.90	1.1	1.18	0.24	6.1
08/02/94	1220	30.90	1.9	1.05	0.31	5.6
02/03/94	1230	185.00	1.8	1.11	0.18	4.2
05/04/94	1210	32.40	2.2	1.29	0.24	7.4
03/05/94	1155	74.40	1.4	0.89	0.26	6.1
07/06/94	1240	201.00	1	0.62	0.21	6.1
06/07/94	1150	137.00	0.7	0.92	0.18	7.9
03/08/94	1225	142.00	1.1	1	0.21	7.2
13/09/94	1305	44.20	2.3	0.85	0.31	7.4
18/10/94	1120	129.00	2.6	1.62	0.60	5.6
08/11/94	1200	55.60	1.5	1.03	0.27	6.5
06/12/94	1310	42.00	2	****	0.35	5.7

Media	87.28	1.9	1.22	0.28	6.8
Moda	74.40	1.8	0.92	0.26	7.4
Mediana	65.80	1.7	1.09	0.26	6.6
Máximo	386.00	7.8	2.86	0.60	9.2
Mínimo	7.00	0.7	0.62	0.13	4.2
Desv padrão	74.70	1.1	0.50	0.11	1.2

SEÇÃO 8

Data	Hora	Vazão m3/s	Dbo5 mg/l	N total mg/l	P total mg/l	Oxigênio mg/l
03/10/89	1135	70.30	3.7	1.49	0.42	6.4
08/11/89	1130	23.20	2.8	1.53	0.38	6.6
06/12/89	1045	27.90	1.2	1.37	0.35	5
10/01/90	920	19.20	****	1.89	0.46	4.6
07/02/90	1215	20.60	3.1	1.89	0.41	4.6
09/03/90	945	49.30	2.3	1.82	0.46	5.8
04/04/90	945	63.80	2.1	1.14	0.30	6.5
14/05/90	945	38.70	2.3	0.95	0.32	7.5
06/06/90	1015	129.00	1.1	1.21	0.28	6.7
11/07/90	945	158.00	2	0.56	0.24	7.9
08/08/90	945	30.80	2.4	1.08	0.36	8.5
13/09/90	1000	245.00	2.5	2.18	0.46	6.2
11/10/90	1030	160.00	1.4	0.96	0.39	6.4
08/11/90	940	188.00	2	0.96	0.27	5.8
05/12/90	1005	28.60	2.3	1.11	0.32	6.2
09/01/91	950	19.00	1.1	1.15	0.46	5.2
06/02/91	1000	17.40	4.4	1.49	0.47	4
06/03/91	930	18.10	6.8	2.34	0.76	4.8
03/04/91	945	8.70	4	4.14	0.67	5
02/05/91	****	****	****	****	****	****
05/06/91	****	28.00	5.4	4.41	1.73	4
05/07/91	925	43.60	2.4	2.97	0.35	8.8
07/08/91	1015	170.00	1.7	4.17	0.22	8.5
04/09/91	940	32.40	3.1	1.61	0.27	7.1
09/10/91	930	80.20	1.6	1.01	0.35	8.2
06/11/91	920	64.00	1.8	1.94	0.29	6.8
05/12/91	950	24.00	2.5	1.67	0.52	5.2
08/01/92	920	57.20	1.8	1.06	0.36	5.1
05/02/92	915	221.00	0.3	1.09	0.24	3.8
11/03/92	930	20.90	1.8	1.35	0.39	5.4
08/04/92	925	182.00	1.6	1.04	0.47	6
06/05/92	1005	39.50	2.1	1.26	0.28	7.1
03/06/92	1010	164.00	1.8	0.89	0.22	7
08/07/92	940	324.00	1	0.77	0.31	6.2
05/08/92	1010	211.00	1.3	0.78	0.17	8.1
06/09/92	945	69.10	2.4	1.46	0.37	7.4
07/10/92	915	101.00	0.7	0.94	0.23	6.4
05/11/92	920	170.00	1.9	1.42	0.43	6.6
03/12/92	930	20.60	3.2	1.24	0.39	6
06/01/93	950	117.00	3	1.68	0.57	6.2
10/02/93	925	46.00	0.8	1.37	0.33	5.8
03/03/93	950	121.00	0.8	1.09	0.22	4.8
07/04/93	915	115.00	3	1.51	0.51	5.8
05/05/93	950	41.60	5.4	2.26	0.54	6
03/06/93	920	233.00	1.2	1.13	0.15	8.1
07/07/93	940	597.00	1.2	1.47	0.44	6
04/08/93	945	40.30	2.3	1.58	0.18	9.2
15/09/93	910	28.70	4.9	2.11	0.32	7.6
06/10/93	921	85.90	2	1.16	0.22	6.8
10/11/93	945	34.50	3.6	1.51	0.31	6.4
08/12/93	1005	101.00	1.9	1.25	0.29	6.1
05/01/94	950	28.50	3	1.56	0.43	6
09/02/94	950	27.80	2.8	1.46	0.40	5.1
03/03/94	940	176.00	2	1.19	0.21	3.8
06/04/94	1005	37.10	2.3	1.73	0.31	6.2
04/05/94	930	70.00	5	2.18	0.05	5
08/06/94	945	193.00	0.9	0.43	0.20	6.3
07/07/94	940	148.00	1.5	0.7	0.25	7.5
04/08/94	1014	148.00	1.3	1.26	0.27	7.2
14/09/94	940	56.90	2.7	1.65	0.35	6.5
19/10/94	1000	161.00	2	1.6	0.49	5.9
09/11/94	940	65.70	2.1	1.41	0.30	6.6
07/12/94	940	32.60	2.8	****	0.49	5.6

Media	97.48	2.4	1.53	0.37	6.3
Moda	20.60	2.3	1.49	0.35	6.2
Mediana	63.90	2.1	1.41	0.35	6.2
Máximo	597.00	6.8	4.41	1.73	9.2
Mínimo	8.70	0.3	0.43	0.05	3.8
Desv padrão	97.07	1.3	0.77	0.22	1.2

SEÇÃO 10

Data	Hora	Vazão m3/s	Dbo5 mg/l	N total mg/l	P total mg/l	Oxigênio mg/l
03/10/89	1300	71.60	5.2	1.52	0.39	6.8
08/11/89	1230	23.60	4.1	1.68	0.41	6.1
06/12/89	1210	28.40	3.7	2.04	0.48	4
10/01/90	1050	19.50	****	1.98	0.50	3
07/02/90	1315	21.00	3.2	2.34	0.56	3.5
09/03/90	1050	50.20	4.9	2.1	0.52	4.6
04/04/90	1200	64.90	0.7	1.55	0.39	6
14/05/90	1035	39.40	3	1.32	0.44	6.5
06/06/90	1110	131.00	2	0.82	0.36	6.4
11/07/90	1045	161.00	2	1.3	0.29	6.6
08/08/90	1045	31.40	3.3	1.57	0.46	7.4
13/09/90	1030	251.00	3.1	2.62	0.50	6.1
11/10/90	1200	163.00	1.2	1.05	0.43	5.8
08/11/90	1040	192.00	2.6	1.03	0.27	5.8
05/12/90	1115	29.10	4.8	1.28	0.22	6.2
09/01/91	1120	19.40	1.3	1.66	0.47	3.6
06/02/91	1110	17.80	5.5	3.11	0.58	1.8
06/03/91	1040	18.40	1.3	2.16	1.10	3.4
03/04/91	1035	8.90	11.3	4.33	0.65	3.4
02/05/91	****	****	****	****	****	****
05/06/91	****	28.50	7.6	7.86	1.35	1.8
05/07/91	1020	44.40	2.9	1.77	0.38	8.1
07/08/91	1105	173.00	3	1.61	1.11	8
04/09/91	1010	33.00	3.6	2.24	0.34	6
09/10/91	1015	81.70	2.6	1.51	0.18	8
06/11/91	1000	65.20	2.4	1.8	0.39	6.6
05/12/91	1030	24.40	1.2	2.22	0.69	3.3
08/01/92	1005	58.30	2.3	1.37	0.42	3.9
05/02/92	1000	225.00	0.5	0.8	0.28	4
11/03/92	1000	21.20	2.3	1.69	0.48	3.6
08/04/92	1005	185.00	2.5	1.28	0.48	5.8
06/05/92	1040	40.20	2.5	1.34	0.34	6.1
03/06/92	1040	168.00	3.4	1.35	0.55	7
08/07/92	1045	330.00	1.2	1.01	0.30	7.2
05/08/92	1045	215.00	1.3	1.64	0.23	7.9
06/09/92	1025	70.40	4.1	1.71	0.36	7.3
07/10/92	943	103.00	2.5	1.34	0.29	6.2
05/11/92	950	174.00	2.3	1.55	0.38	6.5
03/12/92	1000	21.00	2.3	2.22	0.49	3.8
06/01/93	1035	119.00	2.3	1.55	0.49	6
10/02/93	1005	46.80	0.6	1.33	0.35	5.4
03/03/93	1020	123.00	1.6	1.29	0.29	4.4
07/04/93	955	117.00	3.3	1.05	0.18	4.7
05/05/93	1045	42.40	3.8	2.74	0.53	3.9
03/06/93	955	237.00	1.9	1.37	0.34	7.9
07/07/93	1040	608.00	1.4	1.62	0.62	5.5
04/08/93	1020	41.00	3	2.44	0.17	8.7
15/09/93	940	29.20	5	2.5	0.51	6.1
06/10/93	1000	87.50	2.7	1.36	0.22	6.4
10/11/93	1025	35.10	3.6	2.16	0.44	4.9
08/12/93	1030	103.00	2.4	1.72	0.40	5.8
05/01/94	1040	29.00	2.8	1.63	0.51	4
09/02/94	1030	28.30	0.7	1.95	0.44	3.9
03/03/94	1015	180.00	2	1.35	0.30	3.5
06/04/94	1015	37.80	2.5	1.84	0.16	5.3
04/05/94	1005	71.30	3.9	1.23	0.03	4.9
08/06/94	1020	196.00	0.9	1.22	0.23	6.2
07/07/94	1230	151.00	1.6	1.19	0.35	7.2
04/08/94	1055	151.00	1.4	1.59	0.32	7
14/09/94	1012	57.90	3.1	2.01	0.35	6.1
19/10/94	1040	164.00	2.4	1.71	0.56	5.5
09/11/94	1005	66.90	2.7	1.75	0.38	5.6
07/12/94	1010	33.20	3	****	0.58	4.4

Media	99.33	2.8	1.81	0.43	5.5
Moda	21.00	2.3	1.55	0.39	6.1
Mediana	65.05	2.5	1.62	0.40	5.8
Máximo	608.00	11.3	7.86	1.35	8.7
Mínimo	8.90	0.5	0.80	0.03	1.8
Desv padrão	98.92	1.7	0.98	0.22	1.6

SEÇÃO 17

Data	Hora	Vazão m3/s	Dbo5 mg/l	N total mg/l	P total mg/l	Oxigênio mg/l
03/10/89	1330	80.60	2.5	1.42	1.42	5.8
08/11/89	1330	26.50	5.7	1.8	1.80	5.8
06/12/89	1300	32.00	2.7	2.5	2.50	2.6
10/01/90	1140	22.00	FQ103	2.86	2.86	2.7
07/02/90	1415	23.60	9.5	2.79	2.79	1.2
09/03/90	1150	56.50	6.4	1.77	1.77	4.3
04/04/90	1100	73.20	3.8	1.55	1.55	4.8
14/05/90	1125	44.40	7.6	1.92	1.92	5
06/06/90	1155	148.00	2	1.18	1.18	5.6
11/07/90	1125	181.00	2.6	1.4	1.40	6.7
08/08/90	1130	35.40	4.7	1.99	1.99	6.3
13/09/90	1155	282.00	2.9	1.73	1.73	5.3
11/10/90	1330	184.00	1.8	1.18	1.18	4.6
08/11/90	1150	216.00	3.2	1.17	1.17	4.8
05/12/90	1200	32.80	4	1.37	1.37	4.2
09/01/91	1250	21.80	1.7	2.05	2.05	3.8
06/02/91	1200	20.00	14	3.22	3.22	0
06/03/91	1145	20.80	2.3	3.3	3.30	2.8
03/04/91	1145	10.00	9.3	9.79	9.79	0.8
02/05/91	800	****	****	****	****	****
05/06/91	****	32.10	5.5	7.24	7.24	1
05/07/91	1115	50.00	3.8	2.05	2.05	7
07/08/91	1150	195.00	2.3	2.57	2.57	6.9
04/09/91	1050	37.10	3.2	2.3	2.30	4.8
09/10/91	1100	92.00	3.2	1.75	1.75	6.2
06/11/91	1035	73.40	3.9	1.9	1.90	5.5
05/12/91	1120	27.50	6	3.07	3.07	2
08/01/92	1050	65.60	2.7	1.12	1.12	3.4
05/02/92	1045	254.00	1.3	1.37	1.37	3
11/03/92	1100	233.90	5	4.57	4.57	1.7
08/04/92	1120	209.00	3.6	1.7	1.70	5
06/05/92	1155	45.20	6.4	2.93	2.93	5.4
03/06/92	1120	189.00	1.4	1.09	1.09	6
08/07/92	1125	372.00	0.8	1.13	1.13	6
05/08/92	1130	242.00	1.7	0.94	0.94	7.5
06/09/92	1110	79.20	3.4	1.57	1.57	6
07/10/92	1020	116.00	2.2	1.47	1.47	5.4
05/11/92	1040	196.00	2.8	1.22	1.22	5.4
03/12/92	1040	23.70	3	2.34	2.34	3
06/01/93	1125	134.00	0.8	2.59	2.59	5.1
10/02/93	1045	52.80	1.8	2.12	2.12	4.1
03/03/93	1055	139.00	1.5	1.43	1.43	3.5
07/04/93	1030	132.00	2	1.52	1.52	4.8
05/05/93	1125	47.80	2.3	1.71	1.71	3.1
03/06/93	1035	267.00	2.4	1.36	1.36	7
07/07/93	1125	685.00	1	1.66	1.66	5.3
04/08/93	1105	46.20	2.6	2.36	2.36	7.8
15/09/93	1025	33.00	4.8	2.9	2.90	5.8
06/10/93	1040	98.60	3.2	2.93	2.93	4.8
10/11/93	1105	39.60	3.3	2.5	2.50	4
08/12/93	1115	116.00	2.9	1.5	1.50	4.9
05/01/94	1120	32.70	3.8	3.2	3.20	3.9
09/02/94	1115	31.80	0.2	1.99	1.99	3.4
03/03/94	1110	202.00	3.3	1.19	1.19	2.9
06/04/94	1115	42.60	2.9	2.34	2.34	4.2
04/05/94	1045	80.30	1.9	1.31	1.31	4.7
08/06/94	1057	221.00	1.1	0.88	0.88	5.4
07/07/94	1320	170.00	2	1.49	1.49	7
04/08/94	1155	170.00	1.4	1.42	1.42	5.7
14/09/94	1050	65.20	3.1	2.24	2.24	5.1
19/10/94	1125	185.00	1.4	2.18	2.18	4.6
09/11/94	1050	75.40	2.4	2.29	2.29	4.1
07/12/94	1045	37.40	2.3	****	****	2.9

Media	111.90	3.3	2.17	2.17	4.6
Moda	116.00	3.2	1.42	1.42	4.8
Mediana	73.30	2.8	1.80	1.80	4.8
Máximo	685.00	14.0	9.79	9.79	7.8
Mínimo	10.00	0.2	0.88	0.88	0.0
Desv padrão	111.44	2.3	1.40	1.40	1.7

SEÇÃO 20

Data	Hora	Vazão m3/s	Dbo5 mg/l	N total mg/l	P total mg/l	Oxigênio mg/l
03/10/89	1355	81.90	6.1	1.37	0.34	8.2
08/11/89	1410	27.00	2	2.02	****	4.3
06/12/89	1340	32.50	4.3	2.4	0.25	3.5
10/01/90	1225	22.40	****	3.28	0.49	2.3
07/02/90	1500	24.00	6	2.64	0.36	5.8
09/03/90	1230	57.40	5.1	1.76	0.38	3.6
04/04/90	1150	74.30	2.9	3.38	0.37	4.4
14/05/90	1200	45.10	4.5	1.6	0.34	4.3
06/06/90	1245	150.00	1.6	1.19	0.35	5
11/07/90	1505	184.00	2.1	1.52	0.37	6
08/08/90	1205	35.90	5.8	3.24	0.44	5
13/09/90	1240	287.00	3.9	1.73	0.6	5.3
11/10/90	1415	187.00	1.3	1.28	0.37	4.4
08/11/90	1215	220.00	2.8	1.33	0.34	4.6
05/12/90	1240	33.30	5.4	1.97	0.3	3.6
09/01/91	1330	22.20	2.9	2.89	0.61	5.3
06/02/91	1230	20.30	8.2	3.48	0.41	3
06/03/91	1230	21.10	5.8	5.34	0.75	4.8
03/04/91	1230	10.10	6	7.68	0.61	4.4
02/05/91	800	****	****	****	****	****
05/06/91	****	32.60	5.5	6.17	0.95	0.8
05/07/91	1150	50.80	2.3	2.63	0.38	5.8
07/08/91	1240	198.00	2.2	1.65	0.7	7.4
04/09/91	1140	37.70	2.6	2.62	0.3	4
09/10/91	1130	93.50	2.4	1.66	0.36	5.2
06/11/91	1105	74.50	2.6	1.78	0.33	5.5
05/12/91	1155	27.90	4.3	3.88	0.78	1.8
09/01/92	1020	66.70	1.8	1.1	0.45	2.7
05/02/92	1110	258.00	3	1.48	0.35	3.2
11/03/92	1130	24.30	5.6	3.12	0.6	2.8
08/04/92	1145	212.00	1.3	1.32	0.44	3.3
06/05/92	1235	46.00	3.3	2.22	0.38	3.2
03/06/92	1145	192.00	1.6	1.03	0.31	5.8
08/07/92	1210	377.00	1.9	1.03	0.28	6.4
05/08/92	1205	246.00	1.6	1	0.25	7.2
06/09/92	1140	80.50	3.1	1.97	0.34	5.5
07/10/92	1050	117.00	1.3	1.06	0.3	5.2
05/11/92	1115	199.00	2.1	1.56	0.38	5.1
03/12/92	1115	24.00	2.3	2.94	0.38	3.6
06/01/93	1200	137.00	1	1.04	0.54	4
10/02/93	1130	53.60	0.6	2.12	0.44	3.4
03/03/93	1145	141.00	1.1	1.71	0.28	3.2
07/04/93	1110	134.00	2	1.91	0.18	3.8
05/05/93	1200	48.50	1.8	3.4	0.49	2.4
03/06/93	1110	272.00	1.7	1.29	0.29	6.8
07/07/93	1205	696.00	1.1	2.43	0.31	5.3
04/08/93	1140	46.90	2.4	2.36	0.29	7.3
15/09/93	1100	33.50	3.8	3.28	0.46	4.6
06/10/93	1120	100.00	2.5	1.46	0.26	4.9
10/11/93	1150	40.20	2.9	2.02	0.39	3.6
08/12/93	1140	117.00	2.1	1.63	0.43	4.4
05/01/94	1150	59.30	3.5	1.97	0.47	4.2
09/02/94	1145	32.40	1.2	1.55	0.43	2.6
03/03/94	1143	205.00	1.3	1.26	0.37	2.7
06/04/94	1145	43.20	1.8	2.14	0.32	3.8
05/05/94	1100	81.60	2	1.57	0.05	4.4
08/06/94	1127	225.00	1	0.89	0.24	5.2
07/07/94	1340	173.00	1.3	1.21	0.33	6.2
04/08/94	1225	173.00	1.5	1.35	0.36	5.5
14/09/94	1118	66.30	3	2.13	0.33	5.1
19/10/94	1155	188.00	3	2.01	0.44	3.9
09/11/94	1115	76.60	1.6	1.86	0.37	3.5
07/12/94	1115	38.0	1.3	****	0.49	2.6

Media	114.10	2.84	2.18	0.40	4.4
Moda	24.00	1.30	1.97	0.38	4.4
Mediana	74.40	2.30	1.86	0.37	4.4
Máximo	696.00	8.20	7.68	0.95	8.2
Mínimo	10.10	0.60	0.89	0.05	0.8
Desv padrão	112.98	1.67	1.23	0.15	1.4