

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE MINAS GERAIS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM SANEAMENTO, MEIO
AMBIENTE E RECURSOS HÍDRICOS**

**APLICAÇÃO DO MODELO DE SIMULAÇÃO DA QUALIDADE DAS
ÁGUAS DE RIOS – QUAL2E:
ANÁLISE DO BALANÇO DE OXIGÊNIO DISSOLVIDO EM UM
TRECHO DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO PARAPEBA EM
MINAS GERAIS**

Mauro da Costa Val

**Belo Horizonte
2001**

**APLICAÇÃO DO MODELO DE SIMULAÇÃO DA QUALIDADE DAS
ÁGUAS DE RIOS – QUAL2E:
ANÁLISE DO BALANÇO DE OXIGÊNIO DISSOLVIDO EM UM
TRECHO DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO PARAPEBA EM
MINAS GERAIS**

Mauro da Costa Val

Mauro da Costa Val

**APLICAÇÃO DO MODELO DE SIMULAÇÃO DA QUALIDADE DAS
ÁGUAS DE RIOS – QUAL2E: ANÁLISE DO BALANÇO DE OXIGÊNIO
DISSOLVIDO EM UM TRECHO DA
BACIA HIDROGRÁFICA DO
RIO PARAPEBA EM MINAS GERAIS**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos dos Departamentos de Engenharia Sanitária e Ambiental e Engenharia Hidráulica e Recursos Hídricos da Universidade Federal de Minas Gerais, como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos.

Área de concentração: Meio Ambiente

Linha de pesquisa: Caracterização, prevenção e controle da poluição

Orientador: Marcos von Sperling

Co-orientador: Nilo de Oliveira Nascimento

Belo Horizonte
Escola de Engenharia da UFMG
2001



UNIVERSIDADE FEDERAL DE MINAS GERAIS

Escola de Engenharia

Programa de Pós-Graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos

Avenida Antônio Carlos, 6627 - 4º andar - 31270-901 - Belo Horizonte - BRASIL

Telefax: 55 (31) 3409-1882 - posgrad@desa.ufmg.br

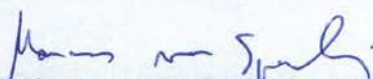
<http://www.smarh.eng.ufmg.br>

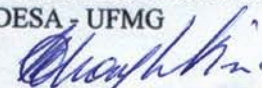
FOLHA DE APROVAÇÃO

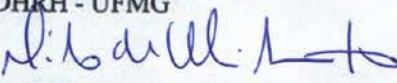
Aplicação do Modelo de Simulação da Qualidade das Águas de Rios - QUAL2E -
Análise do Balanço de Oxigênio Dissolvido
em um Trecho da Bacia Hidrográfica do Rio Paraopeba em Minas Gerais

MAURO DA COSTA VAL

Dissertação defendida e aprovada pela banca examinadora constituída pelos Senhores:


Prof. MARCOS VON SPERLING - Orientador
DESA - UFMG


Prof. MAURO DA CUNHA NAGHETTINI
DHRH - UFMG


Prof. NILO DE OLIVEIRA NASCIMENTO
DEHRH - UFMG


OSCAR DE MORAES CORDEIRO NETTO
ENC/UNB


WILLER HUDSON POS
IGAM

Aprovada pelo Colegiado do PG SMARH

Versão Final aprovada por

Profa. Juliana Calábria de Araújo
Coordenadora

Prof. Marcos von Sperling
Orientador

Belo Horizonte, 27 de agosto de 2001.

V135a

Val, Mauro da Costa.

Aplicação do modelo de simulação da qualidade das águas de rios - QUAL2E [manuscrito] : análise do balanço de oxigênio dissolvido em um trecho da Bacia hidrográfica do Rio Paraopeba em Minas Gerais / Mauro da Costa Val. - 2001.

xiv, 258 f., enc.: il.

Orientador: Marcos Von Sperling.

Coorientador: Nilo de Oliveira Nascimento.

Dissertação (mestrado) Universidade Federal de Minas Gerais, Escola de Engenharia.

Anexos: f. 203-258.

Bibliografia: f.196-202.

1. Engenharia sanitária - Teses. 2. Meio ambientes - Teses. 3. Recursos hídricos - Desenvolvimento - Teses. 4. Água - Qualidade - Teses. I. Sperling, Marcos Von. II. Nascimento, Nilo de Oliveira . III. Universidade Federal de Minas Gerais. Escola de Engenharia. IV. Título

CDU: 628(043)

Dedico este trabalho ao amor existente entre Mirele e Luís Filipe, frutificado em minha linda sobrinha Natália, para a qual tentaremos deixar um mundo mais belo e equilibrado.

Agradecimento Especial

*Ao Professor Honório Pereira Botelho,
cuja confiança e esperança em um aluno
atrevido e afoito tornaram-me um
engenheiro civil e sanitarista.*

AGRADECIMENTOS

Ao Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – DESA que desde 1986 vem proporcionando-me ampliar conhecimentos e aplicá-los na vida prática.

Ao Departamento de Hidráulica e Recursos Hídricos – EHR pela constante gentileza no atendimento de seus membros, somados aos novos horizontes técnicos abertos.

À Financiadora de Estudos e Projetos – FINEP do Ministério de Ciência e Tecnologia pelo apoio ao trabalho e à Rede Cooperativa de Pesquisa em Recursos Hídricos – REHIDRO.

Ao Instituto Mineiro de Gestão das Águas – IGAM pelo apoio de sua direção geral e pela cessão dos mapas digitalizados.

Ao amigo e Prefeito Municipal Vicente de Paiva Faria, Presidente do Consórcio Intermunicipal da Bacia Hidrográfica do Rio Paraopeba – CIBAPAR.

À Márcia Romanelli pelas decisivas sugestões para escolha do trecho a ser estudado do Rio Paraopeba, em nome de quem agradeço a Fundação Estadual do Meio Ambiente – FEAM pelo apoio.

Ao colega Joaquim Caetano de Aguirre Júnior, pela solidariedade e caridade na transferência de parte do amplo conhecimento e experiência acumulada na aplicação e uso do QUAL2E.

À Zenilde pelo permanente apoio técnico e pessoal, cuja energia positiva e enorme espírito de solidariedade, herança de família, são exemplos para nós todos.

Ao Professor e orientador Marcos, cuja fineza no trato, sabedoria e essência nas indicações do caminho a trilhar foram imprescindíveis.

Ao Professor e co-orientador Nilo, amigo desde a primeira aula ministrada em 1988, pelo constante apoio técnico e, sobretudo, por sua inteligência e por sua humildade, além da enigmática e sábia forma de desestruturar paradigmas.

Ao Válter Vilela pelas informações repassadas, em nome de quem agradeço a COPASA MG.

Ao Professor Alauá pelo apoio e fornecimento da cartografia.

Aos cinco meninos e um homem, desconhecidos, que tiraram o meu carro de um atoleiro e salvaram-me do desespero de estar perdido, sem comunicação, horas antes de fotografar um dos pontos de controle, a Ponte da Taquara, entre Papagaios e Caetanópolis.

Ao colega Marcelo, pelas informações hidráulicas e geométricas do Rio Paraopeba, em nome de quem agradeço à CPRM.

Ao companheiro da ABES MG Orlando Vignoli, em nome de quem agradeço à DAM Engenharia Ltda. pelo empréstimo da cartografia.

A todos que, com certeza deixei de citar, e que de alguma forma contribuíram nesta tarefa e etapa de vida, agradeço de coração.

RESUMO

O objetivo da presente dissertação foi analisar a aplicabilidade do modelo QUAL2E da Agência de Proteção Ambiental Norte Americana – EPA para o balanço de oxigênio dissolvido em um trecho correspondente a aproximadamente metade da bacia hidrográfica do rio Paraopeba, afluente do rio São Francisco em sua porção mais de montante. Foram realizadas 180 rodadas do QUAL2E em um processo de calibração por tentativa e erro, em dois cenários hidrológicos de simulação considerados representativos: período seco e período chuvoso. O trecho simulado tem extensão total de 243 km. Todavia foram simulados 496 km, considerando-se os tributários contidos nesta porção.

O modelo QUAL2E mostrou-se perfeitamente aplicável para a bacia hidrográfica estudada, alcançando-se bons resultados na simulação do OD, tal como aferido pelo coeficiente de determinação. A utilização de simplificações do modelo, até a simulação com modelo simplificado com apenas duas variáveis de estado, como o modelo de Streeter-Phelps, apresentou também resultados satisfatórios.

Os valores do coeficiente de reaeração atmosférica – K_2 sugeridos por ARCEIVALA (1981) mostraram-se significativamente mais adequados nas simulações com melhores ajustes aos dados experimentais, que aqueles calculados pelos equacionamentos internos do modelo QUAL2E. Os valores do coeficiente de desoxigenação – K_1 , denotando a velocidade de exercício da DBO, permaneceram na faixa usual sugerida pela bibliografia, para as mesmas simulações.

Prognósticos de cenários futuros, para o ano de 2006, considerando-se distintos níveis de tratamento dos esgotos sanitários municipais, indicaram a necessidade de tratamento em nível intermediário (com 70% de eficiência na remoção da DBO) para o município de Betim, de maneira a manter a concentração de oxigênio dissolvido próxima (4,9 mg/l no ponto de déficit crítico, aproximadamente 70 km após a foz do Ribeirão Betim) daquela preconizada pelo enquadramento das águas do Rio Paraopeba, para a qual o trecho estudado tem Classe 2 (5 mg/l). Caso Betim não tenha os seus esgotos tratados, o tratamento de todos os esgotos sanitários gerados pelas outras 19 sedes urbanas municipais, em nível secundário avançado (com eficiência de 90% na remoção de DBO), contidas na porção estudada da bacia hidrográfica, não proporcionará alcançar-se a concentração de 5 mg OD/l, obtendo-se uma concentração crítica, para este cenário, de 3,6 mg/l.

SUMÁRIO

CAPÍTULO 1 – INTRODUÇÃO	01
CAPÍTULO 2 – OBJETIVOS	09
2.1 - Objetivo geral	10
2.2 - Objetivos específicos	10
CAPÍTULO 3 – MODELAGEM DA QUALIDADE DAS ÁGUAS EM RIOS	11
3.1 - Conceitos Gerais	12
3.2 - Conceitos básicos	15
<i>Constituinte</i>	15
<i>Concentração</i>	16
<i>Advecção</i>	17
<i>Convecção</i>	17
<i>Difusão Molecular</i>	17
<i>Difusão Turbulenta</i>	18
<i>Advecção Diferenciada</i>	18
<i>Dispersão</i>	18
3.3 - Visão Geral – Modelos Existentes	19
3.4 - Hidrodinâmica e hidráulica	22
3.5 - Processos de transporte	23
3.6 - Processos de conversão	26
3.7 - O Modelo QUAL2E	26
3.7.1 - Equacionamento para o balanço de oxigênio e ciclo do nitrogênio	30
3.7.1.1 - Balanço de Oxigênio Dissolvido	30
3.7.1.2 - Ciclo do nitrogênio	32
3.8 - Outros modelos existentes e o QUAL2E	34
3.9. Programas de computador	38
3.10 - Utilização do modelo QUAL2E	39
3.10.1 - Estudos visando a implantação da Agência da Bacia do Rio das Velhas / MG	40

3.10.2 - Modelagem matemática do Rio Tietê com modelo QUAL2EU para preparação do Projeto Tietê	43
3.10.3 - Modelo matemático proposto para auxílio nos processos de outorga e cobrança pelo uso da água	45
3.10.4 - Simulações das capacidades de autodepuração dos cursos d'água da bacia do Rio Jaguaribe, no Estado do Ceará, quando sujeitos à transposição de águas do Rio São Francisco	47
3.10.5 - Influência dos métodos de estimativa do coeficiente de dispersão longitudinal na simulação de qualidade de água em rios devido a lançamentos instantâneos e contínuos de constituintes potencialmente poluidores	49
3.10.6 - Análise e modelagem da qualidade da água em rios	51
3.10.7 - Utilização de modelo computacional na análise de limites impostos aos parâmetros de qualidade de água em rios	53
3.10.8 - Simulação da qualidade de água do rio cadeia com aplicação de modelo matemático para determinação do aporte de poluentes em cursos d'água provenientes de drenagem de áreas rurais	55
3.10.9 - O coeficiente de reoxigenação no modelo QUAL2E: metodologia de previsão	57
3.10.10 - Aplicação do modelo QUAL2E na simulação de descargas acidentais contaminantes	59
3.10.11 - Simulação do oxigênio dissolvido no Rio das Velhas /MG em condições médias de vazão	61
3.10.12 - Utilização do modelo QUAL2E: estudo do decaimento bacteriano na bacia do Rio das Velhas	62
CAPÍTULO 4 – DESCRIÇÃO E ESCOLHA DO TRECHO DE ESTUDO	66
CAPÍTULO 5 – OBTENÇÃO DOS DADOS DE ENTRADA PARA O MODELO	76
5.1 - Aspectos Gerais	77
5.2 - Variáveis hidráulicas	78
Velocidade média	79

Profundidade média	80
Declividade média das paredes	80
5.3 - Telas de entrada de dados no programa QUAL2E	80
a) Tela 1 – Simulação no QUAL2E	81
b) Tela 2 – Sistema hidrográfico do curso d’água superficial	81
c) Tela 3 – Elementos computacionais	81
d) Tela 4 – Simulação da Qualidade das Águas	82
e) Tela 5 – Dados Geográficos e Climáticos	82
f) Tela 6 – Coeficientes Cinéticos Globais	82
g) Tela 7 – Fatores de Correção de Temperatura	82
h) Tela 8 – Dados Hidráulicos	83
i) Tela 9 – Taxas e constantes de reação para processos intervenientes no balanço de Oxigênio Dissolvido	83
j) Tela 10 – Taxas e constantes para o ciclo do nitrogênio	85
k) Tela 11 – Condições Iniciais do Curso D’Água	85
l) Tela 12 – Vazões Incrementais	85
k) Tela 13 – Dados de cabeceira	90
l) Tela 14 – Retiradas, Entradas e Cargas Pontuais	90
m) Tela 15 – Reaeração por quedas em barragens	94
5.4 - Tratamento aos dados de saída do modelo QUAL2E	95
5.5 - Avaliação do desempenho do modelo através do coeficiente de determinação	96

CAPÍTULO 6 – DADOS DE MONITORAMENTO DA QUALIDADE DAS ÁGUAS NO RIO PARAÓPEBA99

CAPÍTULO 7 – SIMULAÇÕES	109
7.1 - Preliminares	110
7.2 - Valores adotados para o coeficiente de reaeração	112
7.3 - Valores adotados para o coeficiente de desoxigenação	118
7.4 - Simulações para o período seco	121
7.4.1 - Estruturas utilizadas	121
7.4.2 - Utilização do modelo QUAL2E completo	124

7.4.2.1 - Simulações com K_2 segundo fórmulas hidráulicas.....	124
7.4.2.2 - Simulações com K_2 tabelado segundo ARCEIVALA	132
7.4.3 - Introdução de simplificações no modelo QUAL2-E	134
7.4.3.1 - Desconsideração da sedimentação	134
7.4.3.2 - Desconsideração da demanda bentônica	136
7.4.3.3 - Desconsideração do ciclo do nitrogênio	137
7.4.3.4 - Versão mais simplificada do modelo	139
7.4.4 - Influência dos principais lançamentos no perfil de OD do Rio Paraopeba	143
7.4.5 - Considerações sobre o coeficiente K_2	144
7.5 - Simulações para o período chuvoso	147
7.5.1 - Estruturas utilizadas	147
7.5.2 - Utilização do modelo QUAL2E completo	150
7.5.2.1 - Simulações com K_2 segundo fórmulas hidráulicas.....	150
7.5.2.2 - Simulações com K_2 tabelado segundo Arceivala	155
7.5.3 - Introdução de simplificações no modelo QUAL2-E	163
7.5.3.1 - Desconsideração da sedimentação	163
7.5.3.2 - Desconsideração da demanda bentônica	164
7.5.3.3 - Desconsideração do ciclo do nitrogênio	165
7.5.3.4 - Versão mais simplificada do modelo	166
7.5.4 - Influência dos principais lançamentos no perfil de OD do Rio Paraopeba.....	171
7.5.5 - Considerações sobre o coeficiente K_2	172
7.6 - Simulações em condições críticas de vazão	177
7.6.1 - Considerações gerais	177
7.6.2 - Simulação para $Q_{7,10}$	178
CAPÍTULO 8 – PROGNÓSTICOS	181
8.1 - Considerações Gerais	182
8.2 - Cenários escolhidos para prognósticos	183
8.3 - Prognósticos realizados	185

CAPÍTULO 9 – CONCLUSÕES	191
CAPÍTULO 10 – RECOMENDAÇÕES	196
CAPÍTULO 11 – REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	200
ANEXO I – ESTUDOS POPULACIONAIS	206
ANEXO II – TELAS DE ENTRADA DE DADOS NO QUAL2E	226
ANEXO III – ILUSTRAÇÕES DO RIO PARAÓPEBA	259

LISTA DE FIGURAS

FIGURA 3.1 - Descrição esquemática da qualidade de água do modelo QUAL2E	27
FIGURA 4.1 - Mapa da bacia hidrográfica do Rio Paraopeba. IGAM, 2001	68
FIGURA 4.2 - Trecho de estudo do Rio Paraopeba	71
FIGURA 4.3 - Diagrama hidrográfico da área em estudo	74
FIGURA III.1 - Ponto de Controle – PC1: cenários do Rio Paraopeba a montante da ponte principal de Belo Vale	260
FIGURA III.2 - Ponto de Controle – PC1: cenários do Rio Paraopeba a jusante da ponte principal de Belo Vale	261
FIGURA III.3 - Cenário do Rio Macaúbas a partir de uma ponte localizada a montante da sede urbana de Bonfim	262
FIGURA III.4 - Na parte superior, cenário de jusante da ponte (Rio Macaúbas). Abaixo, cenário do Ponto de Controle – PC2, Alberto Flores, a montante da sede urbana de Brumadinho	263
FIGURA III.5 - Cenários com maior proximidade do PC2, Alberto Flores	264
FIGURA III.6 - Aspectos do Rio Paraopeba a jusante do PC2, Alberto Flores. Estrada Vicinal na área de produção da FERTECO MINERAÇÃO Ltda.	265
FIGURA III.7 - Cenários do Rio Paraopeba a montante da ponte principal da sede urbana de Brumadinho	266
FIGURA III.8 - Cenários do Rio Paraopeba a jusante da ponte principal, na sede urbana de Brumadinho	267

FIGURA III.9 - Cenários do Rio Paraopeba a montante da localidade de Fecho do Funil, distrito de Brumadinho. Atividade de extração de areia	268
FIGURA III.10 - Cenários do Rio Paraopeba exatamente na transposição da Serra da Moeda, razão da denominação “Fecho do Funil”	269
FIGURA III.11 - Ponto de Controle – PC3: Visão do Rio Paraopeba a montante da Ponte Nova do Paraopeba, a jusante da sede urbana de Betim	269
FIGURA III.12 - Ponto de Controle – PC3: Visão do Rio Paraopeba a jusante da Ponte Nova do Paraopeba	270
FIGURA III.13 - Ponto de Controle – PC3: Visão com detalhe da FIG. III.12, com atividades de lazer no Rio Paraopeba	270
FIGURA III.14 - Ponto de Controle – PC4: Visão do Rio Paraopeba a montante (parte superior) e a jusante (parte inferior) da Ponte da Taquara, localizada entre os municípios de Caetanópolis e Papagaios	271
FIGURA III.15 - Ponto de Controle – PC4: Detalhe de componente da estrutura de medição de vazão, com lâmina d’água próximo à marcação “2”	272

LISTA DE TABELAS

TABELA 3.1 - Processos bioquímicos e físicos do modelo de qualidade de rios QUAL2E em notação de matriz (RAUCH <i>et al.</i> , 1998)	29
TABELA 3.2 - Faixas de aplicação de taxas e coeficientes cinéticos	34
TABELA 3.3 - Processos bioquímicos e físicos do rio do módulo de qualidade das águas de rios do modelo MIKE 11	34
TABELA 3.4 - Produtos de softwares importantes	38
TABELA 5.1 - Equações de previsão para o coeficiente de reaeração, K_2 (dia ⁻¹), na base e, a 20°C incorporadas ao modelo QUAL2E	83
TABELA 5.2 - Estação, localização no trecho, período da série histórica de vazões	84
TABELA 5.3 - Parâmetros estatísticos para as séries históricas de dados de vazão	84
TABELA 5.4 - Parâmetros estatísticos para as séries históricas de dados de vazão	85
TABELA 5.5 - Parâmetros estatísticos para as séries históricas de dados de vazão	85
TABELA 5.6 - Parâmetros estatísticos para as séries históricas de dados de vazão	86
TABELA 5.7 - Vazões médias para os períodos seco e chuvoso nas estações de monitoramento	86
TABELA 5.8 - Vazões incrementais por elemento dos trechos simulados do rio Paraopeba.....	88

TABELA 5.9 - Sistemas de Abastecimento de Água - COPASA MG - Valores Médios dos meses de julho/1999 a junho/2000.....	89
TABELA 5.10 - Manancial do SAA por município atendido pela COPASA MG no trecho em estudo	89
TABELA 5.11 - Valores de população média total e urbana e de vazões de retirada e vazões de esgotos	91
TABELA 5.12 - Retiradas, entradas e cargas pontuais por trecho e elemento computacional	91
TABELA 6.1 - Descrição das estações de amostragem	98
TABELA 6.2 - Estação de qualidade e sua localização municipal e no trecho sob estudo	98
TABELA 6.3 - Valores de oxigênio dissolvido, DBO e temperatura da estação de Belo Vale	99
TABELA 6.4 - Valores de oxigênio dissolvido, DBO e temperatura da estação de Melo Franco	101
TABELA 6.5 - Valores de oxigênio dissolvido, DBO e temperatura da estação de Fecho do Funil	102
TABELA 6.6 - Valores de oxigênio dissolvido, DBO e temperatura da Estação Rib. Sarzedo	103
TABELA 6.7 - Valores de oxigênio dissolvido, DBO e temperatura da Estação Jusante do Rib. Betim	104
TABELA 6.8 - Valores de oxigênio dissolvido, DBO e temperatura da Estação Cachoeirinha	105
TABELA 6.9 - Valores de oxigênio dissolvido, DBO e temperatura da Estação Rib. Macacos	106

TABELA 7.1 - Valores Médios do Coeficiente de Reaeração Atmosférica109
TABELA 7.2 - Formulações para o cálculo do Coeficiente de Reaeração109
TABELA 7.3 - Valores de vazão, velocidade e profundidade dos cursos d'água simulados114
TABELA 7.4 - Valores típicos de K_1 (base e, 20°C)116
TABELA 7.5 - Simulações realizadas para o período seco119
TABELA 7.6 - Valores de K_1 , K_2 e CD das melhores simulações120
TABELA 7.7 - Valores do Coeficiente de Reaeração Atmosférica K_2 (dia ⁻¹) por OWENS <i>et al.</i> e CHURCHILL <i>et al.</i> – Rio Paraopeba124
TABELA 7.8 - Valores do Coeficiente de Reaeração Atmosférica K_2 (dia ⁻¹) por THACKSTON & KRENKEL – Rio Paraopeba127
TABELA 7.9 - Valores adotados para o coeficiente de reaeração atmosférica K_2 (dia ⁻¹) ARCEIVALA – para todos os cursos d'água simulados – Período Seco128
TABELA 7.10 - Valores do Coeficiente de Reaeração Atmosférica K_2 (dia ⁻¹) – Rio Paraopeba141
TABELA 7.11 - Valores do Coeficiente de Reaeração Atmosférica K_2 (dia ⁻¹) - Para todos os cursos d'água simulados142
TABELA 7.12 - Simulações realizadas para o período chuvoso145
TABELA 7.13 - Valores de K_1 , K_2 e CD das melhores simulações146
TABELA 7.14 - Valores do Coeficiente de Reaeração Atmosférica K_2 (dia ⁻¹) por THACKSTON & KRENKEL e CHURCHILL – Rio Paraopeba e tributários149
TABELA 7.15 - Valores do Coeficiente de Reaeração Atmosférica K_2 (dia ⁻¹) por THACKSTON & KRENKEL – Rio Paraopeba151

TABELA 7.16 - Valores adotados para o coeficiente de reaeração atmosférica K_2 (dia^{-1}) ARCEIVALA – para todos os cursos d’água simulados – Período Chuvoso	152
TABELA 7.17a - Valores do Coeficiente de Reaeração Atmosférica K_2 (dia^{-1}), Rio Paraopeba	169
TABELA 7.17b - Valores do Coeficiente de Reaeração Atmosférica K_2 (dia^{-1}), Rio Paraopeba	170
TABELA 7.18a - Valores do Coeficiente de Reaeração Atmosférica K_2 (dia^{-1}) – Para todos os cursos d’água simulados	171
TABELA 7.18b - Valores do Coeficiente de Reaeração Atmosférica K_2 (dia^{-1}) – Para todos os cursos d’água simulados	172
TABELA 7.19 - Vazões com duração de 7 dias e tempo de recorrência de 10 anos – $Q_{7,10}$	174
TABELA 8.1 - Faixas de eficiência - remoção de DBO de processos de lodos ativados	180
TABELA II.1 - Estudos populacionais – Projeção populacional, por município, para 2006 e 2010, com base nos censos demográficos de 1970, 1980, 1991, 1996 e contagem preliminar de 2001	204

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ANA	- Agência Nacional de Águas
ANEEL	- Agência Nacional de Energia Elétrica
CD	- Coeficiente de determinação
CETEC	- Fundação Centro Tecnológico de Minas Gerais
CIBAPAR	- Consórcio Intermunicipal da Bacia Hidrográfica do Rio Paraopeba
COBRAPE	- Companhia Brasileira de Projetos e Empreendimentos
CONAMA	- Conselho Nacional do Meio Ambiente
COPASA MG	- Companhia de Saneamento de Minas Gerais
CPRM	- Companhia de Pesquisa de Recursos Minerais
DBO	- Demanda bioquímica de oxigênio aos 5 dias e a 20° C
DBO ₅	- Demanda bioquímica de oxigênio aos 5 dias e a 20° C
DBO _{5,20}	- Demanda bioquímica de oxigênio aos 5 dias e a 20° C
DBOu	- Demanda bioquímica de oxigênio última
DNAEE	- Departamento Nacional de Águas e Energia Elétrica (extinto)
DOS	- Demanda de oxigênio de sedimento
ECO 92	- Conferência das Nações Unidas sobre o Meio Ambiente
EPA/USA	- United States Environmental Protection Agency
ETE	- Estação de tratamento de esgotos
FEAM	- Fundação Estadual do Meio Ambiente
FINEP	- Financiadora de Estudos e Projetos do Ministério de Ciência e Tecnologia
FJP	- Fundação João Pinheiro
HIDROWEB	- 'Site' da ANEEL na rede mundial de computadores, Internet

IBGE	- Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
IGA	- Institutos de Geociências Aplicadas
IGAM	- Instituto Mineiro de Gestão das Águas
N	- Nitrogênio
OD	- Concentração de oxigênio dissolvido
Q _{7,10}	- Vazão mínima de estudo, com duração de 7 dias consecutivos que pode ocorrer ao menos uma vez em um período de 10 anos
REHIDRO	- Rede Cooperativa de Pesquisa em Recursos Hídricos
SAA	- Sistema de Abastecimento Público de Água
SE	- Sistema de Esgotamento Sanitário
SEMAD	- Secretaria de Estado do Meio Ambiente e Desenvolvimento Sustentável de Minas Gerais
SEPLAN/MG	- Secretaria de Estado do Planejamento e Coordenação Geral de Minas Gerais
USP	- Universidade de São Paulo
UASB	- Reator anaeróbio de fluxo ascendente com manta de lodo

CAPÍTULO 1

INTRODUÇÃO

É notório o aumento da participação social nas decisões relativas ao futuro dos fatores ambientais na sociedade brasileira nos últimos anos.

Pode-se creditar isto a uma diversidade de razões: o avanço gradual do processo democrático, após períodos de ditadura política; a sensibilização da humanidade quanto à degradação da base de recursos ambientais que a sustenta, traduzida em eventos transnacionais de alcance global, como a Conferência das Nações Unidas sobre o Meio Ambiente – ECO 92 e seus desdobramentos; a internalização na sociedade brasileira desta preocupação de caráter global, notada claramente na inserção de atitudes de organizações não governamentais no dia-a-dia das mídias locais e regionais.

A ECO 92, realizada no Rio de Janeiro em 1992, estabeleceu a base da agenda 21. No Brasil, expressões como “desenvolvimento sustentável”, “mobilização social”, “planejamento ambiental”, “efeito estufa”, “camada de ozônio”, dentre outras, passaram a figurar no vocabulário cotidiano da mídia e, posteriormente, dos cidadãos brasileiros (ZINATO *et al.*, 2000).

Com a radicalização dos problemas ambientais e com a conseqüente ameaça de destruição do homem e seu meio, tal questão assume uma dimensão política e passa a fazer parte necessária do exercício da cidadania. Os problemas locais e gerais trazidos pela agressão ao meio ambiente levam a uma consideração das relações entre democracia e meio ambiente, pobreza e meio ambiente, desigualdades internacionais e meio ambiente, fome e meio ambiente, produção industrial e meio ambiente, parcelamento do solo e meio ambiente, produção científica e meio ambiente, dentre

outras. Tais questões estão ligadas aos poderes e às relações de força entre os grupos sociais (AGUIAR, 1994).

O surgimento desta cidadania ambiental fica bem exemplificado no “Movimento Cidadania pelas Águas”, edificado em um momento de consolidação de uma nova faceta do cenário político - institucional, pré edição da “Lei das Águas” brasileira.

Essa participação inclui, em primeiro lugar, a busca de espaços políticos para a concretização dos princípios e práticas oriundos desse exercício. Manifesta-se, também, pela produção de novas práticas sociais, pela expressão de novas formas de conduta e pela introdução de novos paradigmas no conhecimento e nas práticas sociais. No âmbito jurídico, todas as formas legais são passíveis de utilização, pois a cidadania ambiental, por suas lutas, inscreverá progressivamente novos direitos na vida social, forçará os poderes públicos a respeitar normas que eles mesmos editaram e influirá no sentido da radical modificação na relação entre os homens, na medida em que aprofundar uma racionalidade da convivência e da emancipação, em oposição à da dominação e controle (AGUIAR, 1994).

Neste contexto, lança-se uma nova forma de organização administrativa para o setor de recursos hídricos, que teve início com a Lei Federal nº 9.433, sancionada pelo Senhor Presidente da República, Fernando Henrique Cardoso, em 08 de janeiro de 1997.

O texto legal possibilita uma interpretação de que o Estado Brasileiro assume sua fragilidade para operacionalizar os novos paradigmas introduzidos com a lei,

notadamente aquele em que “ a água é um bem vulnerável, finito e, por isso mesmo, de valor econômico”. Qual seja, o estado abre mão do poder de uso da discricionariedade que lhe cabe, de avaliar o momento e a oportunidade das intervenções no setor para, através dos fundamentos da participação e descentralização contidos na edição legal de janeiro de 1997, fazer estratégico uso do poder de mobilização e de sensibilização da própria sociedade civil, ao gerir contratos de gestão, nos quais delega, sob forte fiscalização e controle (e, principalmente, com a possibilidade de seu rompimento de maneira unilateral em função, por exemplo, do não alcance de metas preestabelecidas) atividades e competências de seu seio, de caráter público.

Nas dimensões e contextos expostos se insere a necessidade de aperfeiçoamento e democratização operacional de instrumentos de gestão já consagrados, mesmo que temporariamente pouco eficazes, como a outorga do direito de uso dos recursos hídricos.

Há de se obter e difundir conhecimento acerca dos recursos hídricos e ampliar cada vez mais a participação social na gestão. Vale dizer que, em Minas Gerais, superintender o processo de outorga e de suspensão de direito de uso de recursos hídricos, gerir o Sistema Estadual de Informações sobre Recursos Hídricos e manter sistema de fiscalização de uso das águas da bacia, são as atividades primeiras e de competência específica do Instituto Mineiro de Gestão das Águas – IGAM, órgão seccional da Secretaria de Estado do Meio Ambiente e Desenvolvimento Sustentável – SEMAD (LEI 13.199/97).

Inserir-se, também, nos contextos expostos anteriormente, a implementação de outros instrumentos tais como a cobrança pelo uso dos recursos hídricos, impulsionando o entendimento do seu valor econômico, atribuindo custos de oportunidade e internalizando os custos ambientais - transferidos em boa parte até então a outros usuários, além de dificultar a manutenção da biota aquática - dos empreendimentos fortemente poluidores e/ou modificadores dos regimes hidráulicos e dos principais parâmetros de qualidade das águas naturais.

A modelagem matemática é uma técnica que pode se tornar importante instrumento auxiliar às tomadas de decisão em prognósticos de qualidade das águas.

A modelagem da qualidade das águas impulsionará análises comparativas de custos e de benefícios de intervenções governamentais, assim denominadas mesmo que realizadas através de comitês de bacia, otimizando/maximizando os seus resultados positivos por indicação de pontos/locais frágeis/sensíveis dos corpos d'água superficiais, por exemplo, onde a resposta do "ser vivo" RIO será mais evidente.

O desenvolvimento e aplicação locais e regionais de modelos matemáticos de simulação da qualidade das águas possibilitará inserção de vieses filosóficos (salvar a água para salvar a vida e, conseqüentemente, o planeta) e científicos nas tomadas de decisão do processo de negociação social compartilhada que se almeja implementar na gestão dos recursos hídricos brasileira.

Trata-se de um fortalecimento de aspectos de gerenciamento. Gerenciamento este entendido como uma relevante faceta do processo de negociação social, posto fornecer dados e informações estratégicas auxiliares à tomada de decisão, a qual é competência primeira da gestão dos recursos hídricos através de instâncias colegiadas, compostas por representantes dos principais usuários dos recursos hídricos e de demais setores da sociedade e do estado em seus três níveis de governo.

O uso do programa do QUAL2E (BROWN & BARNWELL, 1987) - modelo matemático de qualidade de águas superficiais com redes hidrográficas arborescentes - cujo domínio é público e é facilmente descarregado a qualquer tempo e hora do “site” da Agência Norte - Americana de Proteção Ambiental – EPA/USA, disponível em www.epa.gov, permite: avaliar sua aplicabilidade ao contexto regional; comparar resultados de sua aplicação com estrutura completa e estruturas simplificadas; realizar análises da sensibilidade do modelo QUAL2E a coeficientes principais (p. e. K_1 e K_2) e prognosticar cenários futuros de qualidade das águas ao simular reduções de cargas poluidoras pontuais decorrentes da implantação de estações de tratamento de esgotos sanitários municipais.

A escolha do território da bacia hidrográfica do rio Paraopeba para o presente trabalho se deve a características exclusivas no uso das suas águas, como grande volume exportado para atendimento de uso prioritário de abastecimento público da região metropolitana de Belo Horizonte, como também no seu processo de gestão.

O processo de negociação social, condição *sine qua non* para a gestão, se iniciou espontaneamente em meados do ano de 1993 com a criação do Consórcio Intermunicipal da Bacia Hidrográfica do Rio Paraopeba – CIBAPAR, estendendo-se até os dias de hoje, e fortalecendo-se, segundo os princípios e fundamentos da Lei Federal 9.433, com a institucionalização do Comitê da Bacia – CBH-Paraopeba, através do DECRETO n. 40.398, de 28 de maio de 1.999 e com início de suas atividades em 11 de julho de 2000, com a posse de seus membros.

A finalidade do Comitê da Bacia, como preconiza o DECRETO n. 40.398 é *promover, no âmbito da gestão de recursos hídricos, a viabilização técnica e econômico-financeira de programas de investimento e consolidação de políticas de estruturação urbana e regional, visando ao desenvolvimento sustentável da Bacia.*

O presente trabalho está inserido na Rede Cooperativa de Pesquisa em Recursos Hídricos – REHIDRO, um projeto de cooperação entre quatro universidades brasileiras, em um propósito de aplicação regional, em contextos estaduais distintos, dos principais instrumentos de gestão dos recursos hídricos. A REHIDRO conta com financiamento parcial da Financiadora de Estudos e Projetos – FINEP, do Ministério de Ciência e Tecnologia.

A difusão das informações geradas, bem como atividades de integração dos organismos governamentais e não governamentais envolvidos no processo de gestão, fortalecerá as bases para obtenção de sucesso em sua finalidade superior, que é da promoção de uma

sustentabilidade nos usos das águas superficiais, de maneira a garantir qualidade e quantidade suficientes para atendimento da demanda das gerações futuras.

A modelagem da qualidade das águas do Rio Paraopeba, realizada no presente trabalho, foi aplicada para o parâmetro oxigênio dissolvido, cujo balanço foi possível simular tendo em vista a oportunidade das informações disponíveis e, sobretudo, por se tratar de constituinte cuja concentração no seio da massa líquida dita a sua própria capacidade de assimilação dos cursos d'água superficiais e a sobrevivência de grande parcela da biota aquática, além de limitar fortemente as possibilidades dos usos múltiplos de suas águas.

O trabalho aborda o do equacionamento do balanço de oxigênio dissolvido na modelagem da qualidade das águas de rios, com a complexidade da estrutura completa do modelo utilizado e com outras estruturas, até a estrutura mais simplificada, similar à de Streeter & Phelps (1925) e caracteriza resumidamente a bacia hidrográfica na porção estudada.

Descreve, também, as atividades de obtenção e da entrada dos dados no modelo, bem como o tratamento efetuado nos seus dados de saída; apresenta e discute os resultados obtidos em simulações do parâmetro de qualidade oxigênio dissolvido para um trecho de 243 quilômetros do Rio Paraopeba; efetua prognósticos de cenários futuros considerando-se a implantação de estações de tratamento de esgotos sanitários em municípios localizados no trecho estudado, finalizando-se em suas conclusões e recomendações

CAPÍTULO 2

OBJETIVOS

2.1 - Objetivo geral

Verificar a aplicabilidade da modelagem matemática para oxigênio dissolvido na bacia hidrográfica do rio Paraopeba por meio do modelo QUAL2E.

2.2 - Objetivos específicos

Entre os objetivos específicos da realização do presente trabalho constam os seguintes:

- ✓ verificação da disponibilidade de informações e dados de entrada do modelo nos órgãos públicos com competência específica pelo gerenciamento dos recursos hídricos
- ✓ análise da qualidade das águas no trecho estudado do Rio Paraopeba
- ✓ investigação da influência do coeficiente de desoxigenação K_1 na resposta do modelo
- ✓ investigação da influência do coeficiente de reaeração K_2 na resposta do modelo
- ✓ comparação da resposta do modelo QUAL2E com estrutura completa e estruturas simplificadas, incluindo estrutura similar ao modelo de Streeter & Phelps
- ✓ analisar a resposta do modelo para a concentração de oxigênio dissolvido no Rio Paraopeba em condições críticas de vazão
- ✓ efetuar prognóstico de cenários futuros
- ✓ verificação da importância da modelagem matemática da qualidade das águas como instrumento analítico auxiliar ao processo de gestão de recursos hídricos na bacia hidrográfica do Rio Paraopeba, sob a ótica de agentes sociais participantes deste processo na atualidade

CAPÍTULO 3

MODELAGEM DA QUALIDADE DAS ÁGUAS EM RIOS

3.1 - Conceitos gerais

A possibilidade de adoção da modelagem da qualidade das águas em rios, apesar de se constituir em um avanço no estágio atual de gerenciamento de recursos hídricos na maioria das bacias hidrográficas mineiras, quiçá brasileiras, deve estar dotada de certa cautela e planejamento prévios. É um avanço, por se tratar de um instrumento de gestão com potencial elevado no que tange, por exemplo, a auxiliar as tomadas de decisões dos Comitês de Bacia, sob o enfoque de uma avaliação de custos e benefícios na priorização de intervenções e investimentos na própria bacia hidrográfica. Pode fortalecer os processos de negociação social que caracterizam a gestão, se levada a cabo juntamente com a implementação de instrumentos econômicos de gestão, entre os quais cita-se, por exemplo, a cobrança pelo uso dos recursos hídricos, que até o momento não foi efetivamente implantada em nenhuma bacia hidrográfica brasileira.

Como instrumento efetivo de gestão, pode ter valor significativo para conhecer-se, com a devida antecipação, a importância social e as magnitudes de danos, em determinados locais, decorrentes do lançamento de cargas líquidas poluidoras e contaminantes nos ambientes aquáticos, antevendo-se a possibilidade da continuidade ou impedimento dos usos múltiplos dos recursos hídricos nos pontos de jusante da bacia hidrográfica e conseqüente estabelecimento de medidas de controle de engenharia para minimização de efeitos danosos e/ou maximização de efeitos positivos.

Por outro lado, entende-se a modelagem da qualidade das águas como uma representação simplificada da realidade, dos processos físicos, químicos e biológicos

existentes no meio aquático. Esta realidade guarda em si muitos processos e variáveis intervenientes, tornando complexos o conhecimento e equacionamento do problema.

Segundo EIGER (1991), em alguns casos práticos, os modelos existentes são suficientemente precisos para representar uma situação real. Em outros casos, os modelos são empregados apenas como uma primeira aproximação da realidade, devido à maior magnitude dos erros envolvidos decorrentes das aproximações adotadas. Quando a realidade é muito mais complexa do que a abrangência das hipóteses adotadas para a formulação de um modelo matemático, o seu emprego inadequado pode gerar conclusões duvidosas.

É comum supor-se o transporte de um poluente em um rio como sendo um problema unidimensional, o que nem sempre corresponde à realidade do problema. Isto significa que apenas as variações longitudinais da nuvem de poluente são consideradas. Consequentemente, se o fenômeno for modelado matematicamente por meio de uma equação de transporte unidimensional, os resultados correspondentes deverão ser analisados considerando-se a adequação ou não da hipótese de unidimensionalidade para o problema em questão.

Exemplo clássico desta abordagem são as equações de Streeter & Phelps, empregadas para a determinação da demanda bioquímica de oxigênio e da concentração de oxigênio dissolvido na água de um rio.

Tem sido prática comum adotar-se a hipótese que escoamentos em rios são unidimensionais. A experiência tem demonstrado que modelos matemáticos unidimensionais têm sido suficientes para a determinação de grandezas hidrodinâmicas como vazão e nível da água ao longo da direção longitudinal de rios.

Um caso comum é o lançamento, em uma margem de um canal, de efluente que tenha densidade igual à da água do meio que o recebe. Se este lançamento for pontual, o poluente espalha-se de forma tridimensional, pelo menos na região próxima ao lançamento. À medida que o poluente desloca-se para jusante e passa a ocupar uma região no espaço cada vez maior, o fenômeno tende a tornar-se bidimensional, ocorrendo uma uniformização de concentração ao longo da direção vertical (FISCHER *et al.*, 1979, *apud* EIGER, 1991). Somente bem mais a jusante; o poluente tende a distribuir-se de forma aproximadamente uniforme ao longo das seções transversais, sendo razoável considerar-se o fenômeno como unidimensional.

Assim, a questão da dimensionalidade do fenômeno do transporte de poluentes deve ser muito bem examinada antes da adoção de um determinado modelo matemático. Não é raro que modelos com diferentes dimensionalidades sejam indicados para um determinado estudo. Uma decisão acerca deste assunto deve ser tomada baseada em critérios adequados de validade e, sempre que possível, em estudos de campo.

Outro aspecto de fundamental importância, relativo ao transporte de poluentes em rios, é o da turbulência do escoamento, a qual afeta o processo de mistura entre o meio aquático natural e o poluente. O fenômeno da turbulência ainda é um problema em

aberto do ponto de vista teórico, devido principalmente às dificuldades matemáticas envolvidas em seu estudo. Conseqüentemente, a turbulência tem sido teoricamente abordada por meio de modelos matemáticos aproximados.

Existe atualmente um grande número de modelos matemáticos de turbulência que podem ser recomendados para a simulação matemática do transporte de poluentes. Todavia, os modelos matemáticos de turbulência mais realistas demandam o uso de soluções numéricas de equações diferenciais e uma familiaridade com a teoria de modelagem de escoamentos turbulentos.

3.2 - Conceitos básicos

Ainda segundo EIGER (1991), algumas definições básicas podem servir para nortear o problema com a apresentação de uma terminologia característica do assunto, a despeito de não serem comuns a todas áreas do conhecimento científico. São elas:

Constituinte: é uma substância variável ou indicador de um estado específico da qualidade do meio em que ele se encontra. Outros nomes são por vezes utilizados como sinônimos tais como poluente, substância e traçador, embora isto nem sempre seja correto do ponto de vista linguístico. A determinação da distribuição espacial e temporal de constituintes em rios e estuários é um dos objetivos da modelagem matemática da qualidade.

Exemplos de constituintes são oxigênio dissolvido, demanda bioquímica de oxigênio, temperatura, sais nutrientes, metais pesados, coliformes fecais e muitos outros.

O *constituinte* pode ser classificado como:

Conservativo: é o constituinte cuja distribuição espacial e temporal não é afetada por reações com outros constituintes ou com o meio fluido envolvente. Tal distribuição é afetada somente por processos físicos de transporte. Um exemplo comumente aceito de constituinte conservativo é o sal.

Não conservativo: é o oposto de conservativo. Exemplos típicos são o oxigênio dissolvido, demanda bioquímica de oxigênio, elos da cadeia alimentar e muitos outros, cuja distribuição espacial e temporal é afetada por outros processos, além do transporte físico.

Ativo: é o constituinte cuja presença afeta as características hidrodinâmicas do escoamento. Exemplos típicos de constituintes ativos são o sal e a temperatura, os quais podem alterar a distribuição espacial de densidade, alterando as características de turbulência e do próprio escoamento médio.

Passivo: é o oposto de ativo, isto é, não afeta as características hidrodinâmicas do escoamento. Admite-se, por exemplo, que o oxigênio dissolvido seja um constituinte passivo.

Concentração: é a forma usualmente adotada para se expressar a distribuição de um constituinte. Em seu sentido mais amplo, a concentração reflete a quantidade de um constituinte existente em um dado volume de uma região no espaço, quando este volume torna-se infinitesimal. O volume desta região, embora infinitesimal, deve ser grande o suficiente para que seja razoável supor-se a existência de um meio contínuo que permita a definição de variáveis matematicamente contínuas. A concentração é usualmente definida como a quantidade de massa de um constituinte existente por

unidade de volume, mas pode também expressar o conteúdo de energia térmica por unidade de volume (que é proporcional à temperatura), ou também o número de organismos existentes por unidade de volume. É importante enfatizar-se que embora o conceito de concentração seja simples, a sua quantificação em escoamentos turbulentos não o é.

Advecção: é o nome dado ao transporte de um constituinte no campo de velocidades do meio fluido que o contém. É prática comum supor-se que a velocidade do constituinte seja igual à velocidade do fluido envolvente, embora isto não seja sempre correto. Isto é particularmente notável no caso do transporte de sedimentos que se precipitam ao longo da direção vertical com uma velocidade diferente da do fluido.

Convecção: embora em algumas áreas do conhecimento convecção seja sinônimo de advecção, é comum defini-la de uma forma alternativa. De acordo com FISCHER *et al.* (1979, *apud* EIGER, 1991), convecção é um transporte vertical induzido por instabilidade hidrostática, ou seja, decorrente de gradientes verticais de densidade. Exemplos típicos são observados no movimento ascendente de ar aquecido e menos denso, durante a formação de chuvas convectivas, e em lagos submetidos a um esfriamento excessivo em suas camadas superiores.

Difusão Molecular: o movimento decorrente da agitação térmica das partículas de um fluido; promovendo o espalhamento das partículas dos constituintes. Este processo faz com que exista um espalhamento do constituinte em um meio mesmo que este meio apresente velocidade média nula. Se o constituinte e o fluido receptor possuírem a mesma densidade, existe a tendência de que o constituinte espalhe-se por todo o meio

envolvente após um tempo suficientemente longo. Este processo é denominado difusão molecular, sendo matematicamente representado pela lei de Fick.

Difusão Turbulenta: é um conceito análogo ao de difusão molecular mas com origem no movimento turbulento dos fluidos. A experiência demonstra que escoamentos turbulentos possuem um poder de espalhamento de constituintes muito mais intenso do que aquele observado em escoamentos laminares análogos. É clássico o experimento efetuado por Reynolds, no qual foi utilizada como técnica de visualização da turbulência o espalhamento de um traçador para demonstrar diferenças fundamentais entre escoamentos laminares e turbulentos. A difusão turbulenta é causada por turbilhões dos mais variados tamanhos e orientações existentes no escoamento sendo, na realidade, um movimento advectivo com resultados de aparência difusiva. Como não existe ainda uma forma precisa de se quantificar o campo de velocidades instantâneas de um escoamento turbulento, encontrou-se no conceito de difusão turbulenta uma forma alternativa de se computar o efeito da turbulência nos escoamentos e no transporte de poluentes. Deve-se enfatizar, no entanto, que este conceito possui limitações e critérios específicos de aplicação, conforme detalhado mais adiante.

Advecção Diferenciada: Este conceito é relativo à ocorrência do fenômeno do cisalhamento, ou seja, quando camadas adjacentes de um fluido apresentam deslocamento relativo entre si. A advecção diferenciada desempenha um papel de importância fundamental no transporte de poluentes.

Dispersão: é o nome dado ao efeito resultante da ação conjunta da difusão (molecular e/ou turbulenta) e da advecção diferenciada. É comum haver alguma confusão entre os

conceitos de difusão e dispersão, embora sejam conceitos distintos. Matematicamente, o conceito de dispersão torna-se necessário quando se considera um fenômeno tridimensional de forma simplificada em uma ou duas dimensões. O conceito de dispersão resulta como uma forma de considerar os efeitos das direções ao longo das quais foram adotadas simplificações na formulação matemática simplificada resultante.

A modelagem matemática do comportamento natural das águas de rios, pela intensa complexidade de suas características hidrodinâmicas próprias, para efeito de simulação de sua qualidade futura decorrente de ações antrópicas e naturais, deve apresentar representações conceitual, funcional e computacional tais que permitam redução a níveis aceitáveis da distância existente entre a realidade dos processos bio-geo-físico-químicos de ecossistemas aquáticos e o conhecimento científico e o estado desta arte.

Parafrazeando McFAGUE (1982, *apud* THOMANN E MUELLER, 1987): “. . . *um modelo em ciência procura descobrir aquela estrutura ou conjunto de relações em uma área pouco conhecida a qual, se acredita, seja um genuíno mas parcial reflexo de sua realidade.*”

3.3 - Visão geral – Modelos existentes

Modelos de qualidade da água buscam descrever a variabilidade espaço-temporal dos constituintes de interesse específico ao problema em estudo.

Variáveis de estado (aquelas que variam dentro do trecho, no equacionamento do modelo) foram gradualmente incorporadas nos modelos, ao longo das últimas sete

décadas, permitindo evoluir a quantificação da variabilidade dos constituintes em questão.

Os modelos de qualidade da água caracterizam o oxigênio dissolvido, nutrientes (eutrofização), materiais tóxicos, e outros constituintes. Cobrem uma ampla faixa de complexidade: o modelo de Streeter & Phelps, (STREETER & PHELPS, 1925, *apud* RAUCH *et al.*, 1998) com duas variáveis de estado; o QUAL2E e outros instrumentos semelhantes, que descrevem detalhadamente os ciclos do O (oxigênio), N (nitrogênio) e de P (fósforo) com aproximadamente dez variáveis de estado (BROWN & BARNWELL, 1987); até modelos de ecossistemas, os quais podem considerar sólidos suspensos, várias classes de algas, zooplâncton, invertebrados, plantas e peixes (BOLING *et al.*, 1975; WLOSINSKI E MINSHALL, 1983, *apud* RAUCH *et al.*, 1998).

A escolha do modelo depende de muitos fatores diferentes, tais como os objetivos da análise e como também disponibilidade de dados e de tempo. Entre os objetivos, duas categorias gerais são usuais: pesquisa e gerenciamento das águas.

A qualidade das águas em rios se altera devido a transporte físico (como advecção e difusão / dispersão, a descrição das quais requer de uma forma ou de outra a aplicação de um modelo hidráulico como um ‘input’) e processos de troca biológicos, de substâncias químicas, processos de conversão bioquímicos e físicos. Tais processos, na fase líquida, são governados por um conjunto de equações de transporte.

O equacionamento que se segue estabelece os componentes básicos que os modelos de qualidade das águas buscam quantificar.

$$\frac{\partial \mathbf{c}}{\partial t} = -\frac{u\partial \mathbf{c}}{\partial x} - \frac{v\partial \mathbf{c}}{\partial y} - \frac{w\partial \mathbf{c}}{\partial z} + \frac{\partial \left(\frac{\varepsilon_x \partial \mathbf{c}}{\partial x} \right)}{\partial x} + \frac{\partial \left(\frac{\varepsilon_y \partial \mathbf{c}}{\partial y} \right)}{\partial y} + \frac{\partial \left(\frac{\varepsilon_z \partial \mathbf{c}}{\partial z} \right)}{\partial z} + \mathbf{r}(\mathbf{c}, \mathbf{p}) \quad (1)$$

onde:

\mathbf{c} = vetor de concentração de massa n-dimensional para n variáveis de estado, $[\text{ML}^{-3}]$;

t = tempo, $[\text{T}]$;

$x, y, e z$ = coordenadas de espaço, $[\text{L}]$;

$u, v, e w$ = componentes de velocidade correspondentes aos eixos x, y e z , respectivamente $[\text{L T}^{-1}]$;

$\varepsilon_x, \varepsilon_y$ e ε_z = coeficientes de difusão turbulenta nas direções x, y e z , respectivamente;

\mathbf{r} = vetor n-dimensional de taxas de mudança de variáveis de estado devido a processos de conversão biológicos, químicos, e outros, $[\text{MT}^{-1}]$, como uma função das concentrações \mathbf{c} , e de parâmetros do modelo, \mathbf{p} (sujeitos a calibração).

Trata-se de uma equação diferencial parcial, a qual encerra derivadas parciais contendo duas ou mais variáveis independentes.

Esta equação pode ser resolvida numericamente junto com outra equação de sedimentos (usualmente após ponderação sobre a profundidade ou área da seção transversal que reduz o número de dimensões e leva à introdução do coeficiente de dispersão), como também usando-se uma aproximação conceitual que assume que o sistema consiste em \underline{m} segmentos ou tanques interconectados (mistura completa e/ou fluxo de pistão) que levam a $\underline{n} \times \underline{m}$ equações diferenciais ordinárias, as quais encerram derivadas ordinárias com uma só variável independente (RAUCH *et al.*, 1998).

Os elementos principais de modelos da qualidade das águas são:

- O modelo hidrodinâmico para derivação dos componentes de velocidade u , v , e w , e os coeficientes de difusão turbulenta ε_x , ε_y e ε_z ;
- A equação de transporte (ou advecção - difusão) (descrevendo o comportamento das substâncias conservativas) e sua solução;
- O sub modelo de conversão, $\mathbf{r}(\mathbf{c}, \mathbf{p})$. Tal sub modelo tem muito menos fundamentos teóricos que hidrodinâmicos e, por conseguinte, para seu desenvolvimento é necessário uma combinação adequada de conhecimento teórico e empírico. Para tanto, são requeridas metodologias de calibração, validação, identificação, sensibilidade e análises de incerteza (BECK, 1987, *apud* RAUCH *et al.*, 1998) que venham a auxiliar na seleção e testes do modelo;
- O modelo, que deve ser projetado com base nos passos e elementos citados, tem de ser implementado em um computador.

3.4 - Hidrodinâmica e hidráulica

O fluxo de água em um rio é descrito pelas equações de continuidade e de quantidade de movimento. A equação de conservação da quantidade de movimento é conhecida como equação de Navier – Stokes.

De acordo com RAUCH *et al.* (1998), a forma de um modelo hidrodinâmico depende de suposições feitas na caracterização da turbulência. Para tal caracterização, há vários métodos, dentre os quais aqueles que usam a teoria da viscosidade turbulenta e os que aplicam a teoria denominada de $k - \varepsilon$. São modelos complexos. Todavia, para propósitos da modelagem da qualidade de água são usadas equações de seção transversalmente

integrada (unidimensional - 1D) de Saint Venant, ou algumas de suas aproximações. Muitas formas e aproximações diferentes das equações de Saint Venant são conhecidas e, em função do fluxo ser permanente ou variável, são feitas as simplificações.

Para estudos de qualidade de água, usualmente se emprega a equação de fluxo permanente gradualmente variável. Em alguns modelos, esta equação ainda sofre simplificação adicional para a conhecida equação de Manning de escoamento uniforme.

3.5 - Processos de transporte

O transporte de substâncias dissolvidas em rios é governado por advecção e difusão turbulenta (equação 1).

O processo de transporte é caracterizado pelos chamados comprimentos de mistura, denotados por L1 e L2. Tais comprimentos equivalem, respectivamente, às distâncias de mistura completa ao longo da profundidade (L1) e na seção transversal inteira (L2).

Para rios rasos, L1 é pequeno e assim uma profundidade integrada na forma 2D (bidimensional) da Eq. (1) pode ser aplicada. Como resultado da integração, o impacto do cisalhamento, ou seja, a uniformidade espacial na velocidade advectiva, aparece em um termo, associado à lei de Fick, e os parâmetros de difusão, assim obtidos, são chamados de coeficientes de dispersão. Os seus valores dependem fortemente da declividade, morfologia, rugosidade etc., podendo ser obtidos de fórmulas empíricas ou através do uso de técnicas com traçadores 'in situ' (RAUCH *et al.*, 1998).

Para estudos de qualidade de água de rios que são longos em comparação à sua largura, e dominados por alterações longitudinais e temporais, uma integração adicional é possível ao longo da largura, o que conduz à equação 1D (unidimensional) de advecção – dispersão.

Em uma forma de vetorial e unidimensional, a Eq. (1) pode ser escrita como:

$$\frac{\partial(AC)}{\partial t} + \frac{\partial(QC)}{\partial x} = \frac{\partial \left[AD_L \frac{\partial \mathbf{c}}{\partial x} \right]}{\partial x} + \mathbf{AR}(\mathbf{C}, \mathbf{P}) \quad (2)$$

onde:

A = área da seção transversal; [L²]

Q = vazão; [L³T⁻¹]

DL = coeficiente de dispersão longitudinal; [L²T⁻¹]

C = vetor de concentrações médias de vários constituintes na seção transversal; [ML⁻³]

R (C, P) = vetor de taxas de mudança na seção transversal de concentrações médias devido a processos de conversão, [MT⁻¹], que são agora uma função de parâmetros do modelo, **P** expresso em termos de **C**. As funções de **R** e parâmetros de **P** diferem de **r** e **p**, respectivamente, devido à integração. São necessárias resoluções das condições inicial e de fronteira na Eq. (2). O modelo de qualidade de água descrito pela função **R** pode ser desenvolvido passo a passo e independentemente das descrições hidráulicas.

Para problemas em ‘steady state’ (não transitório ou estado estacionário) usualmente o termo de dispersão é negligenciado, e a equação diferencial ordinária resultante é resolvida introduzindo-se o tempo de traslado como uma variável independente.

Outra simplificação frequentemente é feita: a Eq. (2) é integrada para extensões de rio subsequentes, dentro das quais assume-se mistura completa. Este procedimento conduz a uma sucessão de reatores encadeados (e a aplicação do 'princípio' do reator) para a qual um balanço de massa é expresso pela seguinte equação:

$$\frac{\partial(V\mathbf{C})}{\partial t} = Q_i C_i - Q \mathbf{C}^* + V\mathbf{R}^*(\mathbf{C}^*, \mathbf{P}^*) \quad (3)$$

onde:

\mathbf{C}^* = vetor de concentração, $[\text{ML}^{-3}]$;

C_i = concentração do afluente, $[\text{ML}^{-3}]$;

Q_i = afluente; $[\text{L}^3\text{T}^{-1}]$

Q = efluente; $[\text{L}^3\text{T}^{-1}]$

V = volume do reator ou do tanque, $[\text{L}^3]$ e

$\mathbf{R}^*(\mathbf{C}^*, \mathbf{P}^*)$ = vetor da taxa de conversão, $[\text{MT}^{-1}]$, (os asteriscos denotam que a interpretação de \mathbf{C} , \mathbf{R} e \mathbf{P} é, outra vez, diferente do caso 1D, unidimensional, anterior).

Se o número de reatores é \underline{m} , $\underline{n} \times \underline{m}$ equações diferenciais ordinárias devem ser resolvidas.

A seleção do tamanho dos tanques é feita de tal forma que a dispersão implícita ou numérica introduzida seja aproximadamente igual aquela do sistema real. Estes modelos, denominados de “box models”, são frequentemente usados, particularmente devido à facilidade de formulação de métodos de calibração, validação, etc. em comparação às estruturas de modelos que usam equações diferenciais parciais (RAUCH *et al.*, 1998).

3.6 - Processos de conversão

Os processos de conversão descrevem mudanças nas concentrações dos constituintes devido a processos biológicos, químicos, bioquímicos e físicos.

O desenvolvimento histórico de modelos de O, N, e P mostra uma complexidade crescente, tal como se descreve a seguir: (i) o modelo pioneiro foi o de Streeter & Phelps (STREETER & PHELPS, 1925, *apud* RAUCH *et al.*, 1998) descrevendo o aumento, e diminuição subsequente, do déficit de oxigênio a jusante de uma fonte de material orgânico, (ii) foi depois estendido através de processos de nitrogênio (o modelo detalhado da EPA com nitrificação foi chamado QUAL-I (ORLOB, 1982), e (iii) finalmente foram somados ciclos de fósforo e de algas, criando a família de modelos QUAL2 (BROWN & BARNWELL, 1987).

3.7 - O Modelo QUAL2E

Atualmente, várias versões do modelo QUAL2E estão disponíveis, as quais incluem refinamentos e extensões, dependendo do propósito do uso (RAUCH *et al.*, 1998). A versão utilizada neste trabalho é a de número 4.10 do ano de 1998.

A FIG. 3.1 mostra esquematicamente os processos incluídos no QUAL2E.

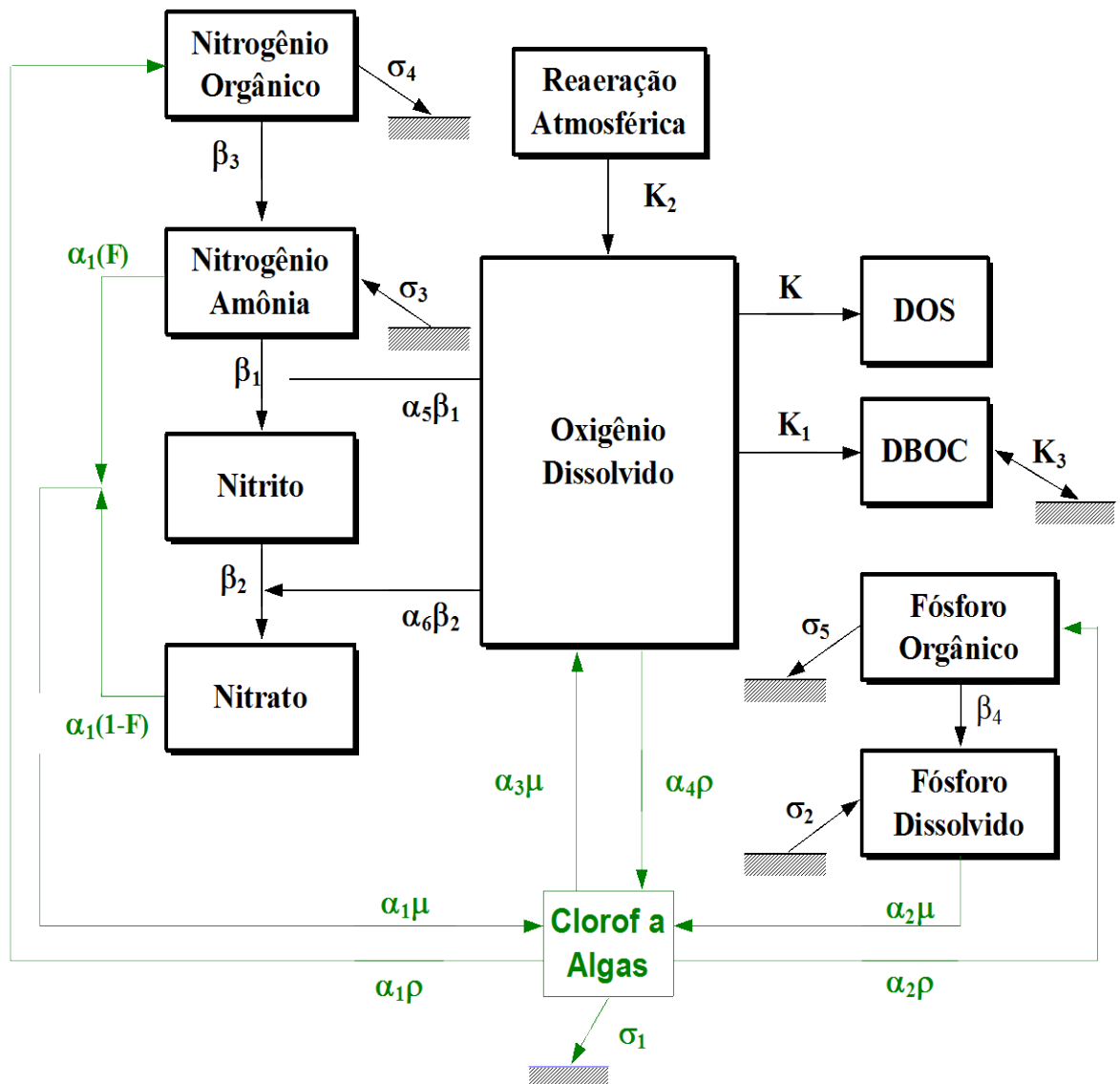


Figura 3.1 - Descrição esquemática da qualidade de água do modelo QUAL2E (BROWN & BARNWELL, 1987).

Obs.: DOS = Demanda de Oxigênio de Sedimento, Clorof a = Clorofila a (Algas).

O modelo QUAL2E inclui degradação de material orgânico, crescimento e respiração de algas, nitrificação (considerando nitrito como um produto intermediário), hidrólise de nitrogênio orgânico e fósforo, reatância, sedimentação de algas, fósforo orgânico e

nitrogênio orgânico, consumo de oxigênio por sedimentos e liberação pelos sedimentos de nitrogênio e de fósforo.

Todos estes processos consideram o efeito no oxigênio, dos ciclos do nitrogênio e do fósforo. As formulações de processo estão indicadas na TAB. 3.1 em notação de matriz.

TABELA 3.1

Processos bioquímicos e físicos do modelo de qualidade de rios QUAL2E em notação de matriz

Componente	1	2	3	4	5	6	7	8	9	Taxa do Processo (ML ⁻³ T ⁻¹)
Processo	OD	DBO	ABM	N-org	NH ₄	NO ₂	NO ₃	P-org	P-dis	
1. Reaeração	1									$K_2 \cdot (OD_{sat} - OD)$
2. Biodegradação	-1	-1								$K_1 \cdot DBO$
3. Sedimentação DBO		-1								$K_3 \cdot DBO$
4. Demanda OD sedimento	-1									K_4/d
5. Fotossíntese	a^3		1		$-0,07 \cdot F_{NH_4}$		$-0,07 \cdot (1 - F_{NH_4})$		$-0,01$	$\mu_{m\acute{a}x} \cdot ABM \cdot f(L,N,P)$
6. Respiração	$-a^4$		-1	0,07				0,01		$\rho \cdot ABM$
7. Sedimentação de algas			-1							$\sigma_1/d \cdot ABM$
8. Hidrólise nitrogênio				-1						$\beta_3 \cdot N\text{-org}$
9. 1ª etapa nitrificação	-3,43					1				$\beta_1 \cdot NH_4 \cdot F(\text{nitr})$
10. 2ª etapa nitrificação	-1,14					-1	1			$\beta_2 \cdot NO_2 \cdot F(\text{nitr})$
11. Sedimentação N				-1						$\sigma_4 \cdot NH_4$
12. Liberação N sedimento										σ_3/d
13. Hidrólise P								-1	1	$\beta_4 \cdot P\text{-org}$
14. Sedimentação P								-1		$\sigma_5 \cdot P\text{-org}$
15. Liberação P sedimento									1	σ_2/d

FONTE: RAUCH *et al.*, 1998. Onde:OD = oxigênio dissolvido [ML⁻³];OD_{sat} = concentração de saturação de OD [ML⁻³];DBO = demanda bioquímica de oxigênio do material orgânico de 5 dias a 20°C [ML⁻³];ABM = biomassa de algas [ML⁻³];N-ORG = nitrogênio orgânico [ML⁻³];NH₄ = N-amônia [ML⁻³];NO₂ = N-nitrito [ML⁻³];NO₃ = N-nitrato [ML⁻³];P-ORG = fósforo orgânico [ML⁻³];P-DIS = fósforo dissolvido [ML⁻³];K₂ = coeficiente de reaeração [T⁻¹];K₁ = coeficiente de desoxigenação [T⁻¹];K₃ = taxa de DBO que sedimenta [T⁻¹];K₄ = taxa de demanda de oxigênio dos sedimentos [ML⁻² T⁻¹];

d = profundidade média do rio [L];

 $\mu_{m\acute{a}x}$ = taxa máxima de crescimento de algas [T⁻¹]; ρ = taxa de respiração de algas [T⁻¹]; σ_1 = taxa de sedimentação de algas [LT⁻¹]; σ_2 = taxa de fonte de bentos para P [ML⁻²T⁻¹]; σ_3 = taxa de fonte de bentos para N [ML⁻² T⁻¹]; σ_4 = taxa de sedimentação de N [T⁻¹]; σ_5 = taxa de sedimentação de P [T⁻¹]; β_1 = taxa de oxidação de amônia [T⁻¹]; β_2 = taxa de oxidação de nitrito [T⁻¹]; β_3 = taxa de hidrólise de N [T⁻¹]; β_4 = taxa de hidrólise de P [T⁻¹]; a_3 = coeficiente estequiométrico g O/ g ABM [-];

f(L,N,P) = fator limitante de crescimento de algas;

f(nitr) = fator limitante de nitrificação;

F_{NH4} = fator de preferência de amônia.

3.7.1 - Equacionamento para o balanço de oxigênio e ciclo do nitrogênio

3.7.1.1 - Balanço de Oxigênio Dissolvido

O balanço de oxigênio em um curso d'água superficial depende de processos de difusão e de advecção que ocorrem no sistema e de fontes e drenos internos de oxigênio. As principais fontes, além da reaeração atmosférica, são o oxigênio produzido pela fotossíntese e o oxigênio contido na vazão afluente. Os drenos de oxigênio dissolvido incluem a oxidação bioquímica da matéria carbonácea e nitrogenada, a demanda bentônica de oxigênio e o oxigênio utilizado na respiração das algas (BOWIE *et al.*, 1985). No presente trabalho não foram consideradas as reações relativas a algas no balanço de oxigênio.

A equação diferencial usada no QUAL2E para descrever a taxa de mudança do oxigênio é mostrada abaixo. Cada termo representa uma fonte ou dreno principal de oxigênio.

$$\frac{dO}{dt} = K_2(O^* - O) + (\alpha_3\mu - \alpha_4\rho)A - (K_1 - K_3)L - \frac{K_4}{d} - \alpha_5\beta_1N_1 - \alpha_6\beta_2N_2 \quad (4)$$

onde:

O = concentração de oxigênio dissolvido, mg/l

O* = saturação de oxigênio dissolvido na temperatura e pressão locais, mg/l

α_3 = taxa de produção de oxigênio por unidade de fotossíntese de algas, mgO₂/mgA

α_4 = taxa de consumo de oxigênio por unidade de respiração de algas, mgO₂/mgA

α_5 = taxa de consumo de oxigênio por unidade de amônia oxidada, mgO₂/mg-N

α_6 = taxa de consumo de oxigênio por unidade de nitrito oxidado, mgO₂/mg-N

μ = taxa de crescimento de algas, dependente da temperatura, dia⁻¹

ρ = taxa de respiração de algas, dependente da temperatura, dia⁻¹

A = concentração de biomassa de algas, mgA/l

L = concentração de DBO última carbonácea, mg/l

d = profundidade média do curso d'água superficial, m

K_1 = coeficiente de desoxigenação de DBO carbonácea, dependente da temperatura, dia⁻¹

K_2 = coeficiente de reaeração de acordo com a analogia de difusão de Fick, dependente da temperatura, dia⁻¹

K_3 = coeficiente de perda de DBO última devido à sedimentação, dia⁻¹

K_4 = taxa de demanda de oxigênio do sedimento, dependente da temperatura, g/m²-dia

β_1 = coeficiente de oxidação da amônia, dependente da temperatura, dia⁻¹

β_2 = coeficiente de oxidação do nitrito, dependente da temperatura, dia⁻¹

N_1 = concentração de nitrogênio amônia, mgN/l

N_2 = concentração de nitrogênio nitrito, mgN/l

O coeficiente de reaeração atmosférica K_2 se relaciona com o fluxo de oxigênio no corpo d'água conforme representado na equação abaixo.

Fluxo de O₂ no curso d'água = (Coeficiente de Transferência Superficial) (O* - O) (5)

onde,

K_2 = (Coeficiente de Transferência Superficial) / H

Sendo, fisicamente:

H = profundidade da água, [comprimento]

Fluxo de O₂ no curso d'água, O* e O = [massa / volume]

Coeficiente de transferência superficial = [massa / área . tempo]

$$K_2 = [1 / \text{tempo}]$$

3.7.1.2 - Ciclo do nitrogênio

Em águas naturais, ocorre uma transformação em etapas do nitrogênio orgânico para amônia, para nitrito e, finalmente, para nitrato. O ciclo do nitrogênio no QUAL2E contém os quatro componentes. As equações diferenciais que governam a transformação do nitrogênio de uma forma para a outra estão mostradas a seguir.

Nitrogênio orgânico:

$$dN_4 / dt = \alpha_1 \rho A - \beta_3 N_4 - \sigma_4 N_4 \quad (6)$$

Nitrogênio amônia:

$$dN_1 / dt = \beta_3 N_4 - \beta_1 N_1 + \sigma_3/d - F_1 \alpha_1 \mu A, F_1 = P_N N_1 / \{P_N N_1 + (1 - P_N) N_3\} \quad (7)$$

Nitrogênio nitrito:

$$dN_2 / dt = \beta_1 N_1 - \beta_2 N_2 \quad (8)$$

Nitrogênio nitrato:

$$dN_3 / dt = \beta_2 N_2 - (1 - F) \alpha_1 \mu A, \quad (9)$$

onde, para as equações 6, 7, 8 e 9:

α_1 = fração de N na biomassa de algas que é nitrogênio, mgN/mgA

ρ = taxa de respiração de algas, dependente da temperatura, dia⁻¹

A = concentração de biomassa de algas, mgA/l

β_3 = coeficiente de hidrólise do nitrogênio orgânico para amônia, dia⁻¹

N_4 = concentração de nitrogênio orgânico, mgN/l

σ_4 = coeficiente de sedimentação do nitrogênio orgânico, dia⁻¹

N_1 = concentração de nitrogênio amônia, mgN/l

N_3 = concentração de nitrogênio nitrato, mgN/l

N_4 = concentração de nitrogênio orgânico, mgN/l

β_1 = coeficiente de oxidação da amônia, dependente da temperatura, dia⁻¹

β_3 = coeficiente de hidrólise do nitrogênio orgânico para amônia, dia⁻¹

σ_3 = coeficiente de fonte bentônica de nitrogênio amônia, mgN/m².dia

d = profundidade média do curso d'água superficial, m

$F_1 = F$ = consumo de nitrogênio pelas algas do reservatório de amônia

μ = taxa de crescimento específica local de algas, dependente da temperatura, dia⁻¹

A = concentração de biomassa de algas, mgA/l

P_N = fator de preferência por nitrogênio amônia (0,0 a 1,0)

N_2 = concentração de nitrogênio nitrito, mgN/l

β_2 = coeficiente de oxidação do nitrito, dependente da temperatura, dia⁻¹

F = fração de tomada de nitrogênio pelas algas do reservatório de amônia

Do equacionamento original do modelo QUAL2E considerado no presente trabalho, retiraram-se os termos referente a algas, posto ser constituinte não simulado.

A TAB. 3.2 mostra a faixa de valores para cada um dos coeficientes e taxas (BOWIE *et al.*, 1985).

TABELA 3.2
Faixas de aplicação de taxas e coeficientes cinéticos

Coefficiente – Taxa	Faixa de aplicação (*)
α_3	1,4 – 1,8
α_4	1,6 – 2,3
μ	1,0 – 3,0
ρ	0,05 – 0,5
α_5	3 – 4
α_6	1,0 – 1,14
K_1	0,02 – 3,4
K_2	0,0 – 100
K_3	-0,36 – 0,36
K_4	Variável
β_1	0,10 – 1,00
β_2	0,20 – 2,00
β_3	0,001 – 0,4
σ_3	...
σ_4	...

(*) Fonte: BOWIE *et al.*, 1985

3.8 - Outros modelos existentes e o QUAL2E

As formulações de processos em outros modelos de qualidade das águas de rios apresentam algumas diferenças, como é ilustrado pelo módulo de qualidade de água do programa MIKE 11 (DANISH HIDRAULIC INSTITUTE - DHI, 1992, *apud* RAUCH *et al.*, 1998) apresentado na TAB. 3.3, na mesma notação.

A diferença mais importante é a divisão da matéria orgânica em frações dissolvida, suspensa e sedimentada, no MIKE 11.

Isto torna possível modelar a fração da demanda de oxigênio de sedimentos causada pela matéria orgânica mecanicamente sedimentada (o processo 5 deste modelo

TABELA 3.3
Processos bioquímicos e físicos do rio do módulo de qualidade das águas de rios do modelo MIKE 11

Componente	1	2	3	4	5	7	Taxa do Processo (ML ⁻³ T ⁻¹)
Processo	OD	DBOd	DBOs	DBOd	NH ₃	NO ₃	
1. Reaeração	1						K ₂ .(OD _{sat} -OD)
2a.Biodegradação DBOd	-1	-1					Kd ₃ .DBOd
2b.Biodegradação DBOs	-1		-1				Ks ₃ .DBOs
2c.Biodegradação DBOb	-1			-1			Kb ₃ .DBOb
3. Sedimentação DBO		-1	-1	+1			K ₅ .DBOs/d
4. Resuspensão DBO			1	-1			S ₁ .DBOb/d
5. Demanda OD do sedimento	-1						B1
6. Nitrificação	-Y1				-1	1	K ₄ .NH ₃ ^{e4}
7. Desnitrificação						-1	K ₆ .NO ₃ ^{e6}
8. Fotossíntese	1			-1	-0,066		P _{máx} .cos[2Π(τ/α)]
9. Respiração	-1				0,066		R

FONTE: RAUCH et al., 1998. Onde:

DBOd = DBO dissolvida [ML⁻³];

DBOs = DBO suspensa [ML⁻³];

DBOb = DBO sedimentada [ML⁻³];

e4 = coeficiente que caracteriza a dependência da concentração da nitrificação (1 ou 0.5) [-];

e6 = coeficiente que caracteriza dependência da concentração da desnitrificação (1 ou 0.5) [-];

Kb₃ = constante da taxa de degradação para DBO sedimentada [T⁻¹];

K₅ = taxa de sedimentação para DBO suspensa [LT⁻¹],

d = profundidade média do rio [L];

Y1 = fator de rendimento para oxigênio consumido por nitrificação [-];

K₄ = constante da taxa de nitrificação [T⁻¹] ou [M^{1/2}L^{-3/2}T⁻¹];

K₆ = constante da taxa de desnitrificação [T⁻¹] ou [M^{1/2}L^{-3/2}T⁻¹];

Kd₃ = constante da taxa de degradação para DBO dissolvida [T⁻¹];

P_{máx} = produção máxima ao meio-dia (zero durante a noite) [ML⁻³T⁻¹];

τ = tempo real do dia relacionado ao meio-dia [-];

α = duração real do dia [-];

R = taxa de respiração [ML⁻³T⁻¹];

Ks₃ = constante da taxa de degradação para DBO suspensa [T⁻¹];

S₁ = taxa de resuspensão para DBO sedimentada (zero, se a velocidade do rio ou a concentração de DBOb estão abaixo de valores críticos) [ML⁻³T⁻¹];

B1 = valor constante de demanda de oxigênio de sedimento (além da biodegradação de DBOb) [ML⁻³T⁻¹];

considera somente demanda de oxigênio adicional, por exemplo, por respiração de algas sésseis) e modelar o desenvolvimento da matéria orgânica no sedimento (sedimentação, degradação e re-suspensão).

A aproximação usada no QUAL2E com fluxos constantes de oxigênio e de nitrogênio e fósforo saindo do sedimento não pode responder por mudanças na qualidade do sedimento e não permite conferir se os ciclos de nutrientes estão fechados.

Uma diferença secundária entre QUAL2E e MIKE 11 é o tratamento simplificado da nitrificação. No MIKE 11, ignora-se o nitrito como um produto intermediário.

A descrição do ciclo de fósforo não pode ser comparada, porque no MIKE 11 são calculadas as concentrações de fósforo em outro módulo, que não é dado na TAB. 3.1.

Nem o QUAL2E nem o MIKE 11 descrevem as populações de bactérias responsáveis pela degradação e pela nitrificação, tampouco das algas sésseis.

Desenvolvimentos recentes de modelos incluem extensões do QUAL2E para a descrição do ciclo de sílica e de sedimento (CERCO & COLE, 1995, *apud* RAUCH *et al.*, 1998). Também são implementados processos semelhantes em outros módulos do MIKE 11 (DHI, 1992, *apud* RAUCH *et al.*, 1998) e no novo programa de qualidade das águas de rios da Associação Alemã para Controle da Poluição das Águas (GERMAN ASSOCIATION FOR WATER POLLUTION CONTROL, 1996, *apud* RAUCH *et al.*, 1998). O posterior inclui sílica, várias classes de algas, consumidores, sólidos

suspensos, pH, metais e uma descrição do sedimento além das variáveis de estado usadas no QUAL2E. Também são incluídos estados tróficos mais elevados em modelos mais antigos de ecossistema de rios (BOLING *et al.*, 1975; WLOSINSKI E MINSHALL, 1983, *apud* RAUCH *et al.*, 1998).

Além de usar taxas dependentes da temperatura, os modelos de qualidade de água mais avançados, incluindo QUAL2E e MIKE 11, contêm sub modelos que calculam a temperatura da água.

Estes sub modelos usam radiação solar de onda curta, evaporação, fluxos de calor sensíveis e emissão terrestre de onda longa para calcular a temperatura da água do rio a partir de um balanço de calor.

3.9. Programas de computador

Diferentemente das aproximações mais simples, todos modelos matemáticos para prognóstico da qualidade de águas em rios exigem uso de um computador. Devido ao considerável esforço necessário para desenvolver e implementar um modelo específico - local, normalmente faz-se uso de programas existentes.

A TAB. 3.4 apresenta uma classificação que permite avaliação de alguns “softwares” importantes para modelagem da qualidade das águas de rios.

A classificação se baseou na descrição hidrodinâmica e de transporte, estrutura do modelo (variáveis importantes, processos e sub modelos), estrutura de “software” (aberto / fechado - significando se o usuário pode ou não mudar a estrutura do modelo), e características analíticas de sistemas suportadas pelo programa.

TABELA 3.4
“Softwares” importantes

		PROGRAMA									
		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
Hidrodinâmica	‘Input’ externo	S	S	N	N	S	N	N	N	N	S
	Simulado	N	S	S	S	S	S	S	S	S	S
	Estrutura de controle	N	N	S	S	S	S	S	S	S	S
Transporte	Advecção	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S
	Dispersão	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S
Sedimento	Modelos de qualidade	N	S	S	N	S	S	N	N		S
	Temperatura	S	N	S	S	S	S	S			N
Qualidade da água	Bactéria	N	N	S	S	S	S	S			N
	OD – DBO	S	S	S	S	S	S	S		E	S
	Nitrogênio	S	S	S	S	S	S	S	E		S
	Fósforo	S	S	S	S	S	S	S		A	S
	Silica	N	N	S	N	S	S	S	A		N
	Fitoplâncton	S	S	3	S	S	S	S			S
	Zooplâncton	N	N	S	N	S	S	N			N
	Algas bentônicas	N	N	N	N	S	S	S			N
	Análise de sistemas	Estimativa de parâmetro	N								S
Análise de incerteza e de sensibilidade		S								S	S

FONTE: RAUCH *et al.*, 1998

Obs.: N = não contém; S = contém; E A = estrutura aberta

1 = QUAL2E (US EPA; BROWN E BARNELL, 1987);

2 = WASP5 (US EPA; AMBROSE *et al.*, 1988);

3 = CE-QUAL-ICM (US Army Engineer Waterways Experiment Station; CERCO E COLE, 1995);

4 = HEC5Q (US Army Engineer Hydrologic Engineering Center, HEC 1986);

5 = MIKE 11 (Danish Hydraulic Institute; DHI 1992);

6 = ATV Model (ATV, Germany, ATV, 1996);

7 = Salmon-Q (HR Wallingford, UK; WALLINGFORD SOFTWARE, 1994);

8 = DUFLOW (University of Wageningen, The Netherlands, AALDERINK *et al.*, 1995);

9 = AQUASIM (EAWAG, Switzerland; REICHERT, 1994);

10 = DESERT (IIASA; IVANOV *et al.*, 1996).

3.10 - Utilizações do modelo QUAL2E no Brasil

Efetuiu-se uma pesquisa em bibliotecas de alguns órgãos públicos, bem como em anais de congressos e simpósios realizados nos últimos anos para obtenção de trabalhos sobre a utilização do modelo QUAL2E no Brasil. Não houve intenção de se esgotar o tema. Os trabalhos encontrados estão descritos a seguir, apresentando-se os respectivos autores, cursos d’água estudados, objetivos e principais conclusões.

3.10.1 - Estudos visando à implantação da Agência da Bacia do Rio das Velhas / MG

Curso d'água: Rio das Velhas – Bacia do rio São Francisco

Autores: Companhia Brasileira de Projetos e Empreendimentos, COBRAPE (SP) e Secretaria de Estado do Planejamento e Coordenação Geral de Minas Gerais, SEPLAN/MG, 1996.

Referência: COBRAPE. *Instrumentos de gestão, preparação dos modelos de simulação, modelo de qualidade da água*. Belo Horizonte: 1999. Volume I (Seção b - Produto b2.2, Relatório Final, RT-a.1.5-COBRAPE-022, Revisão Final).

Objetivos: Estudos visando à implantação da Agência da Bacia

Conclusões: Os fatores que mais influenciam as concentrações de oxigênio dissolvido ao longo do Rio das Velhas foram: DBO, demanda de oxigênio de sedimento (DOS), amônia, reaeração e temperatura.

O arsênio no Alto Rio das Velhas vem principalmente do setor natural e, em menor medida, da mineração. A maior fonte de arsênio no rio é o Ribeirão Água Suja. No período úmido, valores acima do padrão foram registrados ao longo de toda extensão do rio, enquanto durante o período seco, somente os trechos superiores tiveram problemas. Muitas sub-bacias contribuem com arsênio para o Rio das Velhas. O controle das fontes de arsênio pode ser difícil.

A simulação de metais tem exatidão limitada. O grande número de amostras sem valores registrados (abaixo do limite de detecção) prejudica uma avaliação dos resultados do modelo. Além disso, o modelo simula metais como constituinte conservativo, agregando suas distintas formas iônicas.

A demanda de oxigênio do sedimento – DOS mostrou-se uma das principais fontes de consumo de oxigênio em vários trechos do Rio das Velhas. Este parâmetro não foi medido, mas foi utilizado para a calibração do modelo.

É necessária a continuidade do monitoramento e do aprofundamento dos processos que condicionam a qualidade da água, de modo a se poder aumentar o grau de conhecimento e refinar o processo de gestão.

A coleta de dados, futuramente, poderia ser centrada nos constituintes que, sabe-se, ou suspeita-se, são preocupantes no Rio das Velhas. Os metais, principalmente o arsênio, mercúrio e cromo, poderiam ser objeto de investigações específicas na bacia. Também será importante a obtenção de dados onde maior definição é desejável, de modo a se determinar o melhor curso de ação para a melhoria da qualidade da água.

Maiores medições de DBO_5 , de DBO_u e de OD nos ribeirões Arrudas e Onça e no Rio das Velhas a jusante de Belo Horizonte aumentariam a confiança no modelo existente.

Nenhuma medição direta da demanda de oxigênio de sedimento está disponível para o Rio das Velhas. A DOS tem tido grande efeito no oxigênio dissolvido no rio, especialmente próximo a Belo Horizonte. Medições de campo, confirmando a

calibração do modelo de DOS, auxiliariam a dar suporte aos resultados do presente relatório.

A confirmação da distribuição entre fósforo orgânico e dissolvido, especialmente na região próxima a Belo Horizonte, auxiliaria na compreensão da dinâmica do fósforo. O modelo parece simular bem o fósforo total, mas não pode atingir os componentes individuais do fósforo quando a proporção em estações diferentes varia bastante.

Testes com limites de detecção mais baixos, se disponíveis, seriam úteis na determinação de quão próximo certos metais passam a exceder o padrão de qualidade da água. O arsênio, cádmio, cromo hexavalente, cobre, cianeto, mercúrio e chumbo possuem padrões iguais ao limite de detecção. Um constituinte pode constantemente aproximar-se de um padrão, sem nenhum aviso de que há um problema eminente.

O mercúrio, cromo e cobre em vários casos excederam o padrão de qualidade da água durante o período úmido. É necessário mais informação para determinar se esta é uma ocorrência comum ou um evento esporádico. Intensificar o monitoramento das águas de drenagem de terras usadas para a mineração poderia ser a maneira mais efetiva para se determinar a fonte de arsênio, mercúrio e cromo.

Deveriam ser realizadas análises de metais nestas águas, não havendo necessidade de se realizarem análises de nutrientes ou DBO, uma vez que estes não são os poluentes característicos de minas.

3.10.2 - Modelagem matemática do Rio Tietê com modelo QUAL2EU para preparação do Projeto Tietê

Curso d'água: Rio Tietê na Região Metropolitana de São Paulo.

Autor: Companhia Brasileira de Projetos e Empreendimentos, COBRAPE (SP), 1990-1992.

Referência: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 18., 1995, Salvador. Anais Eletrônicos.

Objetivos: Avaliar qual o impacto das diversas alternativas de arranjos das ações do Programa Tietê sobre a qualidade da água dos rios Tietê, Pinheiros, Tamanduateí e reservatório Billings, na Região Metropolitana de São Paulo.

Avaliar os benefícios decorrentes de cinco alternativas de investimento para regimes de vazão sob condições média e de 90% de excedência. As cinco alternativas incluíam:

1. Investimentos para o tratamento centralizado na ETE Barueri;
2. Investimentos maiores nas ETEs Suzano, São Miguel e Parque Novo Mundo, captando entre 80 e 90% da vazão de esgotos nessas áreas no ano 2000;
3. Investimentos distribuídos por todas as sub-bacias (recomendado pelo Plano Diretor);
4. Investimentos maiores na área de tratamento da ETE ABC;
5. Nenhum investimento.

Cada alternativa foi simulada para os anos 1990 (considerada, à época, como "situação atual"), 1995 e 2000. Todas as alternativas eram iguais em 1990, e as alternativas 2, 3 e 4 eram iguais no ano 2000.

Em função da possibilidade de reversão do Rio Tietê através do Rio Pinheiros em direção ao Reservatório Billings, os arranjos de vazão foram definidos como "operação balanceada" (50% da vazão seguindo o curso natural do Rio Tietê e 50% sendo revertida para a Billings), a "operação sanitária" (100% da vazão seguindo o curso natural do Rio Tietê), e a "operação energética" (100% da vazão sendo revertida para a Billings).

Conclusões: Este trabalho constitui um exemplo da aplicação de modelos matemáticos avançados como o "QUAL2EU" no Brasil.

Com seus resultados foi possível não apenas subsidiar as decisões relativas à análise de alternativas para o Programa de Despoluição do Rio Tietê, como também foi possível entender as conseqüências, para a qualidade da água, dos diversos mecanismos de operação do sistema Alto Rio Tietê, inclusive em função dos diplomas legais estabelecidos desde então.

Outros pontos que vale a pena ressaltar incluem:

A alternativa 3 apresenta os maiores benefícios para a qualidade da água do sistema em geral; entretanto, as alternativas 1, 2 e 4 apresentam benefícios gerais muito pouco inferiores.

A alternativa 1 apresenta maiores benefícios ao trecho do Alto Tietê. Benefícios significativos em qualidade da água são apresentados para o ano 2000 com investimentos totais de US\$ 3 bilhões.

Investimentos adicionais em outras estações de tratamento e em melhoramentos nos cursos d'água podem ser necessários além do investimento de US\$ 3 bilhões para se atingirem os padrões atuais de enquadramento legal dos rios em questão.

A operação "energética" apresenta um grande benefício para o rio Tietê a jusante da barragem do Rasgão, ao passo que a "operação sanitária" apresenta maiores benefícios ao reservatório Billings, mas o pior horizonte para o trecho do Médio-Alto Tietê.

3.10.3 - Modelo matemático proposto para auxílio nos processos de outorga e cobrança pelo uso da água

Curso d'água: Bacia Hidrográfica do Rio Jundiaí, São Paulo, onde se localizam os municípios de Campo Limpo Paulista, Várzea Paulista, Jundiaí, Itupeva, Cabreúva, Indaiatuba e Salto.

Autores: Roberta Baptista Rodrigues, Mestranda e Mônica Porto, Professora do Departamento de Engenharia Hidráulica e Sanitária, Escola Politécnica da Universidade de São Paulo - USP, São Paulo, SP. 2000

Referência: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, 13., 1999, Belo Horizonte. *Água em quantidade e qualidade: o desafio do próximo milênio*. Anais Eletrônicos.

Objetivos: Fundamentar os princípios da Lei 9.433, Seção III, artigo 12, inciso III, que estabelece: “lançamento em corpo de água de esgotos e demais resíduos líquidos ou gasosos, tratados ou não, com o fim de sua diluição, transporte ou disposição final” está sujeito à outorga pelo Poder Público, e também na Seção IV, artigo 20, da mesma lei, que estabelece: “serão cobrados os usos de recursos hídricos sujeitos a outorga, nos termos do artigo 12 desta lei”.

Examinar o caso da concessão de outorga de lançamento de resíduos através do volume de diluição requerido para que a classe de enquadramento do corpo de água não seja alterada, pois o usuário que lança um efluente num corpo de água “se apropria” de uma certa quantidade de água para diluir este afluente, de forma definitiva no caso de poluentes conservativos, ou não, para o caso de poluentes não conservativos.

Conclusões: A aplicação da metodologia proposta conduz ao cálculo de um custo médio para lançamento de efluente biodegradável no corpo receptor. Permite também a liberação dos volumes a jusante para serem outorgados a outros usos. Isto induz a um melhor aproveitamento do recurso e a um menor custo ao poluidor – pagador para lançamento de efluente degradável no corpo receptor.

A redução do custo ao usuário pode ser tida como um incentivo ao desenvolvimento social e econômico, na medida em que esta seja acompanhada de medidas que conscientizem e induzam o poluidor - pagador a aplicar a redução do custo no próprio tratamento do efluente.

Gera-se assim melhor preservação ambiental e alcançam-se as metas de uso racional dos recursos hídricos, um dos principais objetivos a serem perseguidos pelos sistemas de gestão.

3.10.4 - Simulações das capacidades de autodepuração dos cursos d'água da bacia do Rio Jaguaribe, no Estado do Ceará, quando sujeitos à transposição de águas do Rio São Francisco

Curso d'água: Bacia hidrográfica do Rio Jaguaribe, CE.

Autores: Francisco de Assis de Sousa Filho, Companhia de Gestão de Recursos Hídricos do Estado do Ceará, Suetônio Mota Professor Titular do Centro de Tecnologia da Universidade Federal do Ceará e Henrique Vieira Costa Lima, Consultoria e Assessoria em Engenharia S/C Ltda, CE.

Referência: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, 13., 1999, Belo Horizonte. Água em quantidade e qualidade: o desafio do próximo milênio. Anais Eletrônicos.

Objetivos: Estudar o comportamento dos cursos d'água da bacia do Rio Jaguaribe, no Ceará, nos trechos que receberão águas da transposição do Rio São Francisco, admitindo-se os lançamentos de esgotos das cidades situadas em suas margens. Foram simuladas várias situações, variando-se os graus de tratamento aplicados aos esgotos domésticos e as vazões dos corpos d'água receptores, estando os resultados das mesmas apresentados em gráficos.

O trabalho recomenda as vazões mínimas a serem mantidas nos rios e os graus de tratamento a serem aplicados aos esgotos.

Conclusões: O número de coliformes fecais apresentou-se elevado para todos os cenários analisados. Isto indica, e conforme mostrado nas figuras referentes aos cenários, que para garantir a proteção da comunidade ribeirinha, sob o aspecto sanitário, não deve ser permitido o lançamento de esgotos nos corpos d'água sem que haja o tratamento dos mesmos a um nível de eficiência de 99%, em termos de coliformes fecais;

Com relação aos parâmetros de Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) e Oxigênio Dissolvido (OD), as simulações feitas conduzem à indicação das seguintes vazões mínimas para os rios Salgado e Jaguaribe, em função do grau de tratamento dos esgotos de origem doméstica: 10 m³/s, com 50% de tratamento (remoção de DBO) dos esgotos domésticos, para o rio Salgado, e 5 m³/s, com 50% de tratamento, para o rio Jaguaribe. Estes valores indicam claramente que os corpos d'água analisados não podem ser utilizados como receptores de esgotos domésticos;

Recomenda-se que os esgotos domésticos sejam tratados a um nível de, no mínimo, 80% de eficiência em termos de remoção de carga orgânica e de , no mínimo, 99% de remoção de coliformes;

Para o nível de remoção de 80% da carga de esgotos afluentes aos rios, aplicou-se o modelo matemático para as populações projetadas dos anos de 2010 e 2025. As vazões

mínimas obtidas foram 8,0 m³/s e 1,6 m³/s, respectivamente, para os rios Salgado e Jaguaribe, em 2010, e de 9,0 m³/s e 2,0 m³/s, em 2025.

Os lançamentos de esgotos industriais e, outros, só poderão ocorrer após tratamento, de forma que sejam obedecidas as condições estabelecidas na Resolução 20/86, do Conselho Nacional do Meio Ambiente - CONAMA, garantindo que os corpos d'água receptores permaneçam nas classes em que foram enquadrados.

3.10.5 - Influência dos métodos de estimativa do coeficiente de dispersão longitudinal na simulação de qualidade de água em rios devido a lançamentos instantâneos e contínuos de constituintes potencialmente poluidores

Curso d'água: Foram realizadas simulações para o rio Muqui do Sul, que nasce na região dos Pontões, pico culminante do município de Mimoso do Sul (ES) com 1938 metros de altitude, e atravessa o município de norte a sul, inclusive a sede municipal, até encontrar as águas do rio Itabapoana, divisor dos estados do Espírito Santo e Rio de Janeiro.

Autores: Célio Bartole Pereira e Edmilson Costa Teixeira, Grupo de Estudos e Ações em Recursos Hídricos (GEARH) – DHS-CT-UFES, Vitória – ES.

Referência: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, 13., 1999, Belo Horizonte. Água em quantidade e qualidade: o desafio do próximo milênio. Anais Eletrônicos.

Objetivos: Analisar a influência da escolha do método de estimativa do coeficiente de dispersão longitudinal (D_L) na simulação da qualidade da água em rios, utilizando uma solução analítica da equação da dispersão unidimensional para a simulação de lançamentos instantâneos e o modelo numérico de qualidade de água QUAL2E para simulação de lançamentos contínuos de constituintes potencialmente poluidores. Os resultados das simulações demonstram a alta sensibilidade das estimativas das concentrações dos constituintes à variação de D_L nos lançamentos instantâneos e a influência quase nula da variação de D_L para lançamentos contínuos. Apresenta-se também uma discussão sobre os cuidados a serem tomados na interpretação dos resultados de simulações de qualidade de água.

Conclusões: Nas simulações realizadas neste trabalho, pôde-se observar que a utilização de diferentes métodos preditivos de D_L afetaram significativamente as estimativas das concentrações de DBO e de amônia quando estes foram injetados instantaneamente no corpo d'água. O trabalho alerta para os cuidados que devem ser tomados quando o emprego de formulações empíricas, desenvolvidas para situações específicas, é feito de forma generalizada.

Expôs-se também a importância da análise dos tempos de chegada e de passagem, além das concentrações de pico, para a tomada de decisões no caso de situações em que ocorram injeções instantâneas no corpo d'água.

Para os casos de injeção contínua, diferentes valores para o coeficiente de dispersão (D_L) não afetaram significativamente os resultados obtidos.

Cabe observar que as simulações foram feitas com modelos matemáticos que representam, de forma simplificada, o comportamento hidrodinâmico do corpo d'água, devendo-se usar de cautela quando da representação matemática do trecho do corpo d'água e da situação que se deseja modelar para a definição da precisão desejada para os coeficientes considerados na simulação.

3.10.6 - Análise e modelagem da qualidade da água em rios

Curso d'água: A usina de Salto Caxias situa-se no sudoeste do estado do Paraná, a aproximadamente 482 km de Curitiba. Tem uma potência instalada de 1.240 MW, sendo que o reservatório tem uma área aproximada de 141 km². A bacia hidrográfica estudada tem uma área de 11.200 km², envolvendo 9 municípios na margem direita e 27 municípios na margem esquerda, perfazendo um total de 36 municípios envolvidos, total ou parcialmente.

Autor: Maria Helena Neidert de Loyola e Silva, *Cesbe* e Maurício Dziedzic, Coordenador do Curso de Engenharia Civil do Centro Universitário Positivo - UnicenP, Curitiba – PR.

Referência: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, 13., 1999, Belo Horizonte. Água em quantidade e qualidade: o desafio do próximo milênio. Anais Eletrônicos.

Objetivos: Faz estudo detalhado da qualidade da água do rio Iguaçu na região da Usina Hidrelétrica de Salto Caxias, tendo resultado na elaboração de um modelo computacional que permite simular a qualidade da água no rio na ausência do

aproveitamento hidrelétrico de Salto Caxias. Na fase inicial desse estudo foi realizado um levantamento detalhado da região em consideração, identificando-se as fontes potenciais de poluição e os parâmetros físicos mais importantes do sistema. Com o auxílio do modelo computacional EPA-QUAL-2E foram então feitas diversas simulações de OD, DBO, coliformes fecais, nitrogênio, fósforo e algas. O modelo desenvolvido possibilita a comparação da situação alterada (reservatório) com a situação original (rio) para quaisquer condições de contorno

Conclusões: O levantamento de dados realizado permitiu caracterizar fisicamente a bacia hidrográfica com relação a relevo, hidrografia, ocupação humana e instalação de indústrias. Com base nestes dados foi possível definir as fontes potenciais de poluição e a maneira pela qual esta atinge o rio Iguaçu. No entanto, diversos parâmetros foram estimados, devido à falta de dados experimentais para sua determinação.

As diversas simulações realizadas mostraram que os valores obtidos para OD e temperatura foram satisfatórios, sendo o modelo computacional considerado válido para aplicações futuras. Já com relação à DBO, apesar dos resultados obtidos também serem satisfatórios, diversos meses não apresentaram valores medidos em campo, que foram determinados de forma aproximada. O mesmo ocorreu com relação à simulação de coliformes.

E importante ressaltar que tanto o coeficiente de decaimento da DBO quanto o coeficiente de decaimento de coliformes foram obtidos da literatura, não sendo realizada nenhuma determinação em campo.

Nas simulações realizadas na seqüência, nitrogênio e fósforo, pode-se observar a influência da carga difusa resultante da ocupação da bacia. Para uma correta caracterização da bacia hidrográfica seria necessário um levantamento detalhado das atividades agrícolas na região.

Com relação às algas, novamente alguns meses não apresentaram valores medidos em campo, sendo a comparação feita entre os valores simulados e valores calculados de forma aproximada, que pode não coincidir com os dados reais.

Assim, o mérito do presente trabalho é o desenvolvimento inicial de um modelo de simulação da qualidade da água no rio Iguaçu na região de influência de Salto Caxias, que pode ser utilizado como instrumento de gestão da bacia e para comparação com a situação após a formação do reservatório.

3.10.7 - Utilização de modelo computacional na análise de limites impostos aos parâmetros de qualidade de água em rios

Curso d'água: Os rios Doce e Piracicaba, tipicamente classe 2 nos trechos analisados, recebem o lançamento de diversos efluentes ao longo dos seus cursos. Dentre os efluentes, aqueles provenientes de usinas siderúrgicas apresentam maiores dificuldades de atender o limite estabelecido pela Resolução CONAMA 20/86, mesmo após consideráveis investimentos em plantas de tratamento.

Ao longo dos rios Doce e Piracicaba, dois trechos foram modelados matematicamente:

O trecho final do Baixo Piracicaba, até sua confluência com o Rio Doce e no Rio Doce, o trecho localizado entre a confluência com o Rio Piracicaba e a Cachoeira Escura.

Autores: Antônio Sérgio Ferreira Mendonça, Universidade Federal do Espírito Santo e José Antônio Tosta dos Reis, Centro Federal de Educação Tecnológica, Vila Velha, ES.

Referência: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, 13., 1999, Belo Horizonte. Água em quantidade e qualidade: o desafio do próximo milênio. Anais Eletrônicos.

Objetivos: Mostra a aplicação de modelo computacional de qualidade de água na análise dos limites fixados para compostos amoniacais pela Resolução CONAMA 20/86. Para que os padrões pudessem ser avaliados e confrontados foram realizadas diversas simulações com auxílio do modelo computacional QUAL2EU. As simulações foram realizadas para os rios Doce e Piracicaba, num trecho que abrange a confluência entre estes dois cursos d'água.

Conclusões: O modelo QUAL2EU demonstrou ser uma ferramenta de grande utilidade na análise dos limites fixados pela Resolução CONAMA 20/86 para os compostos amoniacais em rios.

O teor limite de 5 mg/l-N estabelecido para efluentes demonstrou-se bastante rigoroso para determinadas condições de pH e temperatura do corpo receptor. Nas simulações em que se conservou uma concentração de amônia total no efluente de 5 mg/l-N, os limites relativos aos corpos d'água classes 1 e 2 não foram violados enquanto o pH do corpo d'água manteve-se neutro, independentemente da vazão testada neste estudo.

Quando assumida a possibilidade de enquadramento na classe 3, os limites estabelecidos para os cursos d'água não foram violados durante as simulações realizadas;

Na terceira seqüência de simulações, onde os cursos d'água apresentavam vazões mínimas e os efluentes vazão e concentração de amônia variáveis, pôde-se observar que, sob certas condições de pH, temperatura e vazão de efluentes e cursos d'água, o teor limite estabelecido para o efluente(5mg/l-N) pode ser superado, sem que os limites estabelecidos para os cursos d'água sejam agredidos;

Para valores de pH iguais ou inferiores a 7 e temperaturas abaixo de 40°C, o limite legal estabelecido para águas classe 3 é mais rigoroso que aquele estabelecido para as classes 1 e 2. Tal fato é incoerente com a concepção da classificação das águas do Território Nacional proposta pelo CONAMA, uma vez que os usos estabelecidos para águas classe 3 são menos nobres que aqueles estabelecidos para as classes 1 e 2;

O estudo demonstrou que modelos computacionais, como o QUAL2EU, podem auxiliar na fixação de parâmetros reguladores de qualidade em rios.

3.10.8 - Simulação da qualidade de água do Rio Cadeia com aplicação de modelo matemático para determinação do aporte de poluentes em cursos d'água provenientes de drenagem de áreas rurais

Curso d'água: Bacia do Rio Caí/RS. O estudo foi aplicado em uma sub-bacia do Rio Caí, o Rio Cadeia, de significativa importância regional. Na área de drenagem correspondente, foram levantadas todas as atividades geradoras de poluição hídrica de

forma a aplicar o modelo de qualidade da água - QUAL2E; da mesma forma, foram levantadas as culturas agrícolas e práticas usuais de manejo do solo e de pragas.

Autores: Mauro Kruter Kotlhar, Mestrando e Sérgio João de Luca, Professor Titular, Instituto de Pesquisas Hidráulicas da Universidade Federal do Rio Grande do Sul.

Referência: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 19., 1997, Foz do Iguaçu. *Saneamento Ambiental: ambiente de negócios ou negócio ambiental*. Anais Eletrônicos.

Objetivos: Buscou-se a aplicação do modelo matemático SWRRBWQ – Simulator for Water Resources in Rural Basins - Water Quality de forma a quantificar o aporte de cargas poluidoras não pontuais rurais - agrotóxicos, fertilizantes, bem como sedimentos oriundos da erosão do solo - e verificar a sua contribuição na qualidade da água do corpo receptor, esta simulada com a aplicação do modelo QUAL2E. A partir da estruturação dos modelos com os dados levantados, foi possível a simulação de cenários representando diferentes situações dentro da área estudada, de forma a gerenciar a qualidade dos recursos hídricos.

Conclusões: O trabalho testou uma ferramenta de extrema utilidade para diagnóstico de poluição proveniente de áreas rurais, particularmente quanto à decorrente de aplicação de agrotóxicos, de forma que, a partir da calibragem dos modelos matemáticos utilizados, possa ser utilizado em qualquer outra região.

Complementarmente, como requisito básico para a aplicação deste modelo, constitui-se amplo banco de dados físicos e geo-econômicos da região estudada, permitindo a realização de diferentes simulações e diagnósticos, ou seja, um sistema de apoio à decisão.

Sob esta ótica, e viabilizado pela escala de trabalho empregada, a qual permite o detalhamento de ações dentro da área estudada, foram simulados empreendimentos destinados ao controle da poluição por fontes difusas rurais e verificada a sua repercussão na qualidade das águas do Rio Cadeia.

Como decorrência do escopo principal e em função da metodologia adotada (o modelo SWRRBWQ determina a necessidade de detalhada caracterização física das áreas bem como das atividades rurais nela existentes), o trabalho constituiu-se em um amplo banco de dados dos empreendimentos e atividades em geral existentes na área de drenagem da bacia hidrográfica e que contribuem com a poluição hídrica, além de apresentar um diagnóstico da situação atual da qualidade das águas do Rio Cadeia.

3.10.9 - O coeficiente de reoxigenação no modelo QUAL2E: metodologia de previsão

Curso d'água: Metodologia para cursos d'água superficiais

Autores: Eduardo Queija de Siqueira, Professor Assistente, UFG-EEC e Alan Cavalcanti da Cunha.

Referência: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 19., Foz do Iguaçu. *Saneamento Ambiental: ambiente de negócios ou negócio ambiental ?*. Anais Eletrônicos.

Objetivos: Descrever uma metodologia simples para estimativa dos parâmetros de entrada do modelo QUAL2E relativos ao cálculo do coeficiente de reaeração, com o objetivo de orientar profissionais e pesquisadores que pretendam utilizar o QUAL2E.

Adicionalmente foi feita uma revisão dos processos de reaeração em corpos d'água corrente.

Conclusões: Para determinação do coeficiente de reaeração em um determinado trecho através das equações empíricas ou semi-empíricas do modelo QUAL2E são necessárias no mínimo três batimetrias em campo em diferentes condições de vazão seguidas de análise estatística dos dados.

Foram citadas três metodologias para quantificação em campo de K_2 , das quais a técnica dos traçadores é a mais aceita atualmente.

Quando não houver condições financeiras, técnicas ou recursos humanos para testes com traçadores, poder-se-á ter uma ordem de grandeza do coeficiente de reaeração para a realização de simulações computacionais com o modelo QUAL2E através das equações preditivas da literatura.

Em última análise, até que estudos mais detalhados sejam realizados para determinação da capacidade de autodepuração em corpos de água sujeitos ao lançamento de águas residuárias, a metodologia proposta constitui uma alternativa para estudos de impacto ambiental em corpos d'água corrente.

3.10.10 - Aplicação do modelo QUAL2E na simulação de descargas acidentais contaminantes

Curso d'água: Rio Jacaré-Guaçu, região centro norte do Estado de São Paulo, na qual se localizam municípios como Araraquara e São Carlos.

Autores: Cláudio Antônio de Andrade Lima, Professor do Departamento de Engenharia Química da FEPESMIG – UEMG e Marcius Fantozzi Giorgetti, Professor Titular aposentado da USP, vinculado ao programa de pós-graduação em Hidráulica e Saneamento-EESC-USP; Varginha – MG

Referência: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 19., Foz do Iguaçu. *Saneamento Ambiental: ambiente de negócios ou negócio ambiental ?*. Anais Eletrônicos.

Objetivos: Identificação, caracterização, quantificação e controle dos erros digitais gerados pelo modelo QUAL2E, um dos modelos de qualidade de águas superficiais mais utilizados no mundo, em simulações de cenários com ocorrência de descargas acidentais contaminantes.

Conclusões: A análise do comportamento numérico do modelo em simulações de descargas acidentais mostrou que o esquema implícito das diferenças finitas, empregado pelo QUAL2E, é consistente e incondicionalmente estável.

Os erros digitais do modelo apresentam a condição favorável de se concentrarem como erros de dispersão numérica. Entretanto, sua completa eliminação não é possível, mas com sua quantificação, torna-se viável sua aplicação a cenários de descargas acidentais não permanentes de contaminantes, com a correção do valor a ser atribuído à dispersão física do ambiente simulado.

Os inconvenientes do controle dos erros do QUAL2E se devem ao aumento do tempo computacional e a limitação dos elementos computacionais (2.000 na versão 3.20 de 1994), que, por conseguinte, impõe restrição na extensão do protótipo fluvial. Para as características hidráulicas do rio Jacaré-Guaçu, foi possível simular até um razoável trecho (40 km). Ressalta-se que esta limitação original pode ser corrigida com alterações internas na estrutura computacional do modelo.

Até alguns anos atrás as pesquisas científicas ligadas à simulação numérica buscavam esquemas de discretização estáveis e acurados para incrementos temporal e espacial elevados, redundando em grades refinadas e complexas. Entretanto, com o crescente aumento da velocidade de processamento dos microcomputadores, a importância da magnitude destes incrementos está cada vez menor, multiplicando, assim, as opções de escolha, haja visto a possibilidade de se identificar, agrupar e controlar os erros numéricos.

3.10.11 - Simulação do oxigênio dissolvido no Rio das Velhas /MG em condições médias de vazão

Curso d'água: Rio das Velhas, afluente do rio São Francisco, corpo receptor dos efluentes líquidos da maior parte da região metropolitana de Belo Horizonte, Minas Gerais

Autor: Mônica de Cássia Souza Campos, Pesquisadora plena da Fundação Centro Tecnológico de Minas Gerais – CETEC. Belo Horizonte, MG; 1999

Referência: SIMPÓSIO LUSO-BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 9., 2000, Porto Seguro. *500 anos de saneamento ambiental: Brasil e Portugal*. Anais Eletrônicos.

Objetivos: Utilização do modelo QUAL2E –versão 3.14/92, para simular o comportamento do oxigênio dissolvido nas águas do rio das Velhas e sua avaliação como uma ferramenta de suporte à análise e tomada de decisões em questões relacionadas à gestão ambiental.

Conclusões: Levando-se em conta a natureza e dificuldade de realização de trabalhos em modelagem de qualidade de água, onde as interferências das incertezas podem estar associadas não somente à concepção do modelo utilizado mas ainda, aos próprios dados de entrada (erros de estimativa de dados de entrada, erros de amostragem, erros de medição em laboratório, erros de transferência ou transcrição de dados, entre outros), considera-se que, dentro das limitações de realização deste trabalho, o modelo de qualidade de água apresentou um desempenho muito bom na estimativa da

concentração de oxigênio dissolvido para o rio das Velhas, para as condições médias analisadas.

No referido cenário, as diferenças verificadas entre concentrações estimadas e observadas foi sempre menor do que 0,5 mg/l, dentro de uma faixa de erro bem menor do que o próprio desvio padrão das concentrações médias observadas na série histórica.

Em razão de tais resultados, considera-se a ferramenta utilizada como robusta e eficaz nos estudos de qualidade de água. Ao mesmo tempo, verificou-se a influência e importância que certos coeficientes relacionados à cinética do oxigênio dissolvido, tais como, o coeficiente de reaeração, a demanda de oxigênio pelo sedimento, o coeficiente de desoxigenação, exercem sobre as respostas do modelo e no grau de incerteza a elas associados.

Uma avaliação mais objetiva do grau de sensibilidade das respostas do modelo em relação a tais componentes pode ser obtida através de métodos relacionados à análise de incerteza.

3.10.12 - Utilização do modelo QUAL2E: estudo do decaimento bacteriano na bacia do Rio das Velhas

Curso d'água: Rio das Velhas, afluente do rio São Francisco, corpo receptor dos efluentes líquidos da maior parte da região metropolitana de Belo Horizonte, Minas Gerais

Autor: Mônica de Cássia Souza Campos, Pesquisadora plena da Fundação Centro Tecnológico de Minas Gerais – CETEC. Belo Horizonte, MG.

Referência: CAMPOS, Mônica de Cássia Souza. *Utilização do modelo QUAL2E: estudo do decaimento bacteriano na bacia do Rio das Velhas*. 1997. 198 f. Dissertação (Mestrado em Saneamento, meio ambiente e recursos hídricos) – Escola de Engenharia, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte.

Objetivos: Enfocar a modelagem de bactérias indicadoras de contaminação de origem fecal na bacia do Rio das Velhas. Avaliar a utilização do modelo QUAL2E como ferramenta à modelagem de coliformes fecais, totais e estreptococos fecais. Caracterizar a contaminação de origem fecal na região durante o período de referência das simulações. Efetuar a análise de incerteza para identificação dos parâmetros mais importantes na modelagem de coliformes fecais, totais e estreptococos fecais no Rio das Velhas. Comparar as respostas do modelo QUAL2E com as de um modelo mais simplificado.

Conclusões: Os resultados obtidos por este estudo permitem que algumas conclusões gerais possam ser inferidas, tornando-se por base o período de análise relativo aos anos de 1977 a 1988:

A análise da série de dados, com uma frequência bimestral de coletas, utilizada neste trabalho, revelou que a maioria das estações de amostragem em toda a área da bacia hidrográfica do Rio das Velhas estudada não atende aos padrões de qualidade Classe 2

(RESOLUÇÃO CONAMA 20/86) em relação às concentrações de conformes totais e de conformes fecais.

É nítido o agravamento das condições de qualidade da água no sentido de montante para jusante do Rio das Velhas, representado pelos percentuais cada vez menores de atendimento aos padrões para Classe 2, principalmente em relação a conformes totais.

A significância estatística da variabilidade espacial das concentrações bacterianas em relação às estações de amostragem consideradas vem corroborar o efeito acumulativo de cargas poluidoras (lançamento de esgotos brutos, despejos industriais, escoamento superficial etc.), favorecendo o incremento das concentrações microbianas.

A aplicação das relações usualmente reportadas na literatura para CF/CT é questionável para o caso da bacia em destaque, denotando uma necessidade de estudos voltados para a proposição de novas relações entre os grupos. Por outro lado, confirma-se, pelos resultados obtidos neste trabalho, a fragilidade da utilização das relações EF/CF como indicação da origem predominante da contaminação fecal.

Em relação à aplicação do modelo QUAL2E para a simulação do decaimento bacteriano no Rio das Velhas, pode-se concluir que: As populações de microrganismos indicadores de contaminação fecal e suas típicas oscilações, geradas por uma variabilidade natural no meio em que vivem, bem como pelos métodos de amostragem, constituem um sério problema e entrave ao estudo e simulação das mesmas.

Na condição analisada, a utilização da análise de erros de primeira ordem, FOEA, permitiu concluir que certos dados de entrada, sobretudo dados hidráulicos como o coeficiente de Manning, o coeficiente de dispersão longitudinal, os coeficientes e expoentes de correlação da velocidade e vazão, não são relevantes para a sensibilidade do modelo adotado, quer para a simulação de conformes fecais, como para conformes totais.

Por outro lado, os aspectos ligados à carga de esgotos, principalmente as concentrações bacterianas dos despejos e, em segundo plano, as vazões de despejos, praticamente dominam a sensibilidade e a variância das respostas do modelo.

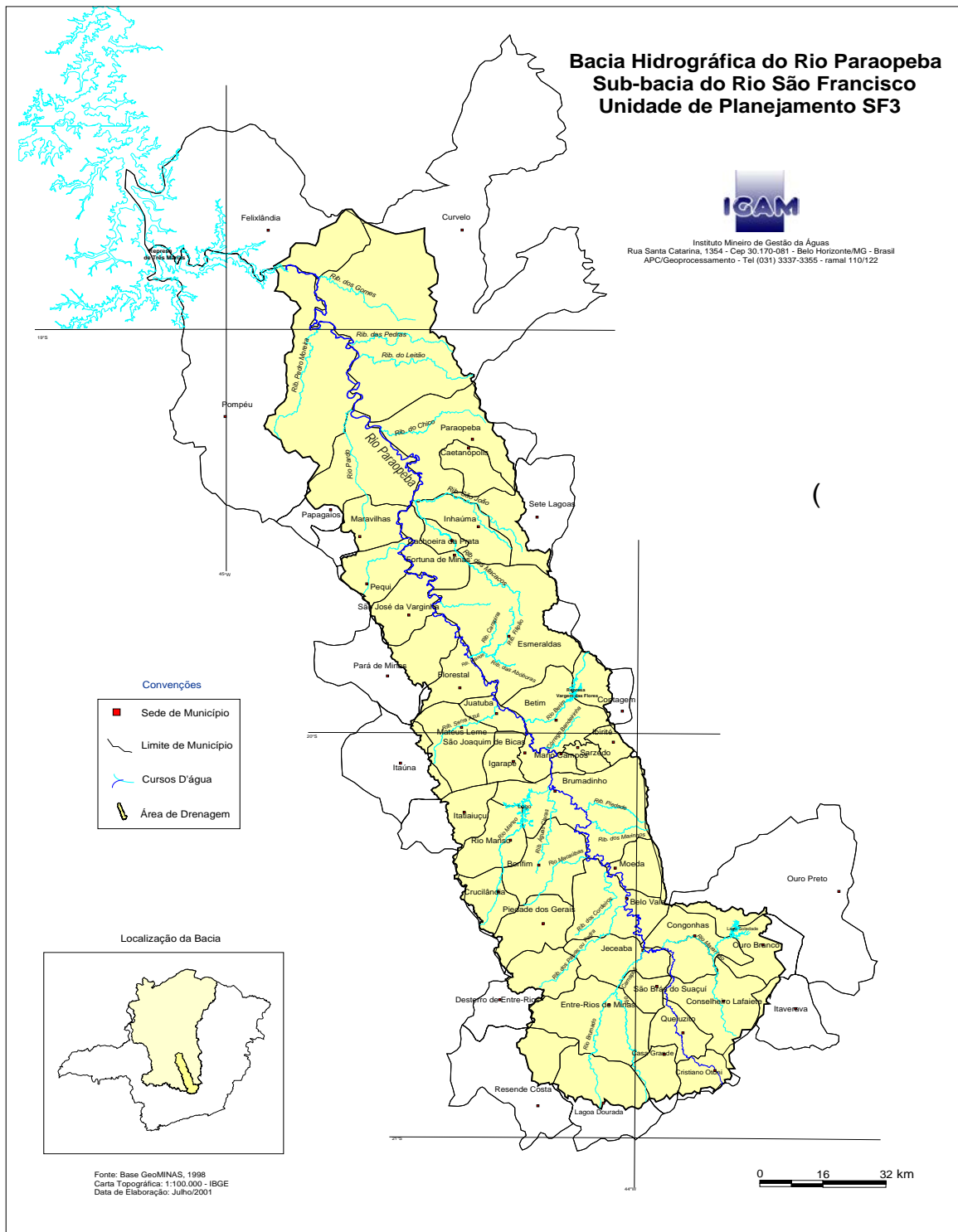
As tentativas informais de calibração do modelo, seja através do ajuste das contribuições per capita de coliformes ou das vazões dos cursos d'água, contribuíram pouco no sentido de proporcionar uma melhoria generalizada das respostas do modelo.

Na situação estudada, onde é notável uma grande variabilidade nos dados básicos e considerando-se as características hidráulicas do sistema simulado, a utilização de um modelo simplificado mostra-se mais viável levando-se em consideração o menor grau de complexidade exigido quanto aos dados de entrada.

CAPÍTULO 4

DESCRIÇÃO E ESCOLHA DO TRECHO DE ESTUDO

O rio Paraopeba, afluente da margem direita do rio São Francisco, nasce a 1140 m de altitude entre as Serras das Vertentes e do Espinhaço, ao sul do município de Cristiano Ottoni, percorre aproximadamente 510 km e tem sua foz no lago da represa de Três Marias, no município de Felixlândia. Situa-se entre os paralelos 18° 45' e 21° S e meridianos 43° 30' e 45° 15' W nas zonas fisiográficas Metalúrgica e Alto São Francisco. A sua bacia hidrográfica possui uma área aproximada de 13643 Km², correspondendo a 2,5% da área total do estado de Minas Gerais (FIG. 4.1), onde inserem-se 52 municípios, sendo 21 territórios inseridos parcialmente e 31 territórios municipais totalmente inseridos na bacia.



**FIGURA 4.1 – Mapa da bacia hidrográfica do Rio Paraopeba.
FONTE - IGAM, 2001.**

A escolha do trecho a ser simulado baseou-se na sua importância sócio-econômica para a região metropolitana de Belo Horizonte e para o Estado de Minas Gerais, na disponibilidade de informações acerca das suas características hidráulicas, pontos de monitoramento de vazão e pontos de monitoramento da qualidade das águas, como também nas limitações do modelo QUAL2E.

As características hidráulicas e dados de monitoramento de vazão têm sido levantadas, recentemente, no âmbito das ações da Agência Nacional de Energia Elétrica – ANEEL, sendo que a maioria dos dados primários disponíveis foram coletados diretamente pelo extinto Departamento Nacional de Águas e Energia Elétrica. Parte de tais dados foi obtida diretamente na ANEEL em Brasília e, outra parte, foi obtida no ‘site’ HIDROWEB da rede internacional de computadores, “internet”. As mesmas informações estão disponíveis na página da Agência Nacional de Águas – ANA, www.ana.gov.br, desde o início do ano de 2001.

Dados primários acerca das seções transversais do rio Paraopeba nos pontos de controle foram obtidos no escritório da Companhia de Pesquisa de Recursos Minerais – CPRM em Belo Horizonte.

Dados primários de qualidade das águas são monitorados continuamente pela Fundação Estadual do Meio Ambiente – FEAM, órgão seccional da Secretaria de Estado do Meio Ambiente e Desenvolvimento Sustentável – SEMAD, desde do ano de 1993. Atualmente este monitoramento está sendo gerenciado pelo Instituto Mineiro de Gestão das Águas – IGAM, em conjunto com a FEAM.

As limitações do modelo QUAL2E (EPA/823/B/95/003, 1995) são:

- Trechos: máximo de 50
- Elementos computacionais: não mais que 20 por trecho ou um total de 500
- Elementos de cabeceira: um máximo de 10
- Elementos de junção: um máximo de 9
- Elementos de fonte pontual ou retirada: um máximo de 50

Dados primários das características hidráulicas do Rio Paraopeba, foram fatores limitantes para a aplicação do modelo, posto que através deles foram fixados aspectos da rede hidrográfica, tais como trechos e elementos computacionais, além de parâmetros como velocidade e vazões médias dos períodos hidrológicos considerados, quais sejam, chuvoso (meses de outubro a março) e seco (meses de abril a setembro).

Outro critério adotado para balizar a escolha foi a necessidade da inclusão do município de Betim, posto ser a maior aglomeração urbana de toda a bacia e conter o maior número de habitantes, acarretando diretamente a maior solicitação da capacidade de assimilação e autodepuração do Rio Paraopeba em toda sua extensão.

O trecho de Belo Vale até a chamada Ponte da Taquara, ponte de concreto armado sobre o rio Paraopeba situada na estrada não pavimentada entre os municípios de Caetanópolis e Papagaios foi escolhido para ser estudado, em função de conter 7 estações de monitoramento de parâmetros de qualidade e 4 estações de monitoramento de dados fluviométricos, além de abrigar o município de Betim.

A extensão total da calha do rio Paraopeba neste trecho é de 243 quilômetros.

Há seis tributários principais na sua margem esquerda, quais sejam, rio Macaúbas, ribeirão Águas Claras, rio Manso, córrego São Joaquim e ribeirões Mateus Leme e Lajes. Em sua margem direita há outros nove tributários, respectivamente, ribeirões Barra da Boa Esperança, Contendas, Marinhos, Piedade, Casa Branca, Sarzedo, Betim, rio Grande e ribeirão dos Macacos.

As sedes urbanas dos municípios cujos territórios se localizam no trecho, em um total de 20, são os seguintes, de montante para jusante, Belo Vale, Moeda, Piedade dos Gerais, Brumadinho, Bonfim, Crucilândia, Itatiaiuçu, Rio Manso, Ibirité, Sarzedo, Mário Campos, Igarapé, São Joaquim de Bicas, Betim, Mateus Leme, Juatuba, Florestal, Esmeraldas, Fortuna de Minas e Cachoeira da Prata.

Na porção em estudo do rio Paraopeba existem dois ambientes aquáticos lênticos no sistema hidrográfico que representa os cursos d'água que drenam o território considerado. São eles a Represa da Petrobrás, no município de Ibirité e o Reservatório do Sistema Rio Manso, produtor de água para abastecimento público, localizado quase que totalmente no município de mesmo nome.

No primeiro caso, as descargas de efluentes sanitários municipais de Ibirité, que ocorre sem qualquer tipo de tratamento, têm como caminho obrigatório a passagem por esta lagoa. Considerando-se que o município tem uma população considerável, no contexto sob análise, os processos físicos, como sedimentação, e as reações biogeoquímicas, como a demanda bentônica exercida na interface ambiente redutor (sedimentos) e ambiente oxidante (porção aeróbia da coluna d'água disposta imediatamente acima dos

sedimentos no fundo da lagoa) deverão exercer significativa influência na concentração final de oxigênio dissolvido nos elementos subsequentes do trecho modelado.

Os efluentes sanitários das sedes urbanas de Itatiaiuçu, Crucilândia e Rio Manso são lançados “in natura” em cursos d’água afluentes diretos do Lago do Sistema Rio Manso. Contudo, estes exercem um efeito menos significativo na concentração de oxigênio dos trechos subsequentes em função do porte populacional relativo dos municípios geradores das cargas orgânicas e, também, em função do espelho d’água deste reservatório ser consideravelmente maior que aquele da Represa da Petrobrás.

A FIG. 4.2 apresenta o diagrama topológico da área em estudo, com detalhamento de seu sistema hidrográfico abordado neste trabalho.

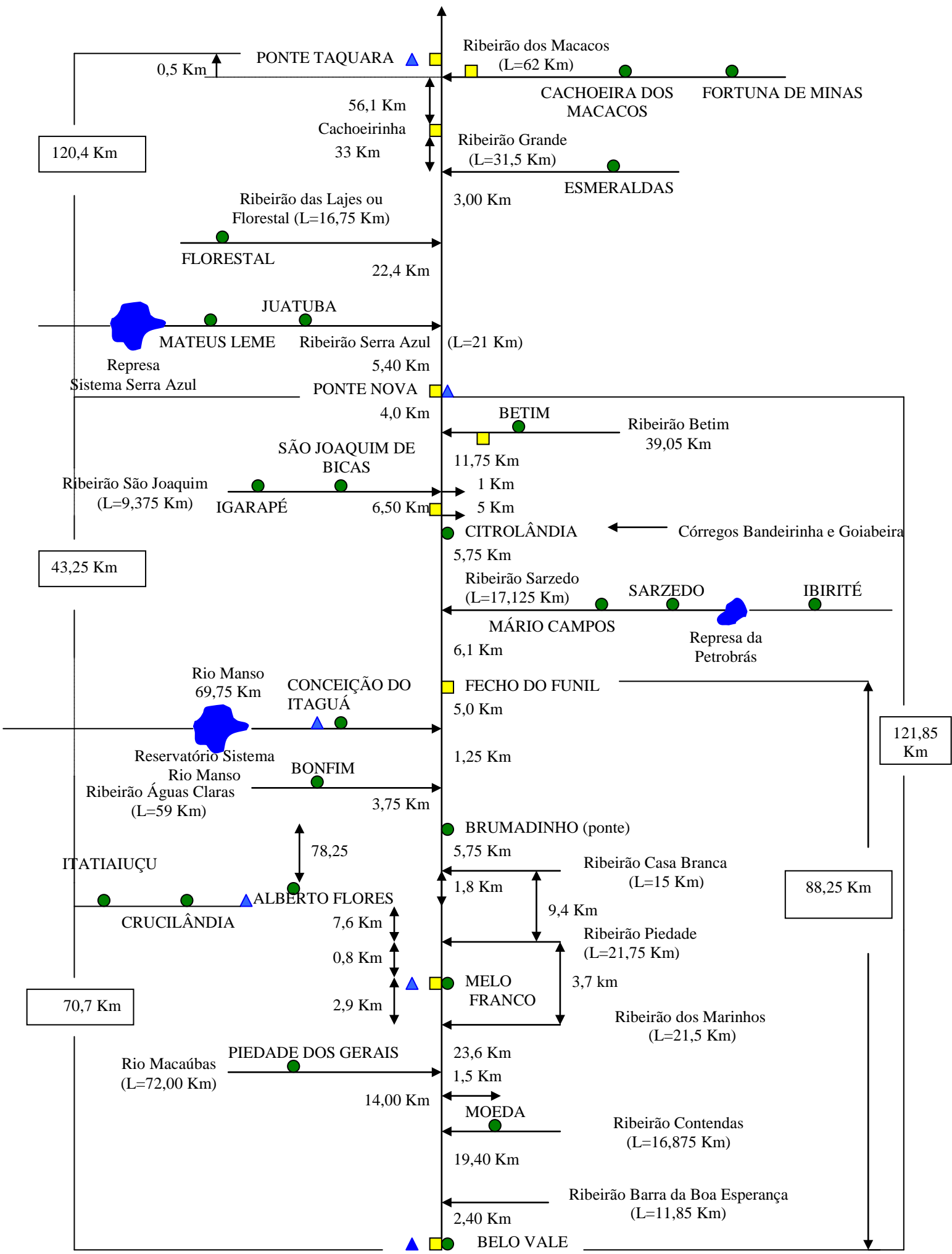
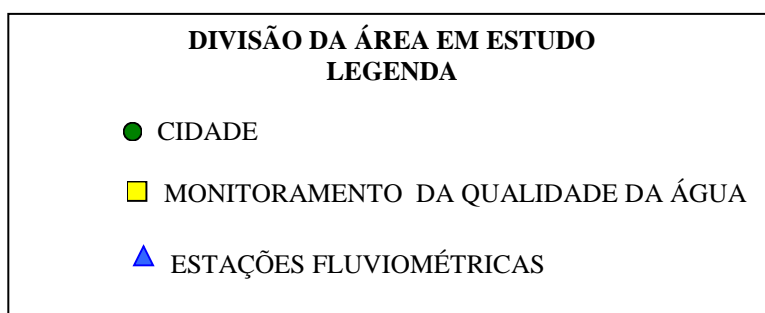


FIGURA 4.2 - Diagrama topológico da área em estudo



CAPÍTULO 5

OBTENÇÃO DOS DADOS DE ENTRADA PARA O MODELO

5.1 - Aspectos Gerais

No trecho escolhido para a aplicação do modelo QUAL2E de simulação da qualidade estão localizadas nove das 14 estações de qualidade da água mantidas pelo poder público estadual na bacia hidrográfica do rio Paraopeba e sete estações fluviométricas. Das nove estações de qualidade, foram utilizadas informações geradas por sete delas, visto que as outras duas estão situadas em tributários (ribeirões Betim e Macacos).

Das sete estações fluviométricas, foram utilizadas informações de quatro delas, quais sejam, Belo Vale, Alberto Flores, Ponte Nova e Ponte Taquara, (ver ANEXO III) cujos códigos de identificação no sistema HIDROWEB, disponível em: www.aneel.gov.br, são 4071000, 40740000, 40800001 e 40850000, respectivamente.

A extensão total simulada, computando-se também a extensão total dos tributários é de 490 quilômetros.

No trecho simulado, apenas 3 sedes municipais lançam, em sua totalidade, seus efluentes diretamente no curso do rio Paraopeba, quais sejam, Belo Vale, Moeda e Brumadinho. Apesar da região central de Moeda lançar seus efluentes no ribeirão Contendas, considerou-se o lançamento diretamente no Paraopeba em função da proximidade destes, de apenas um quilômetro, aproximadamente.

Desta feita, o trecho do rio Paraopeba escolhido para modelagem matemática da simulação da qualidade de suas águas atendeu aos critérios estabelecidos de conter a maior fonte pontual de efluentes sanitários municipais de todo seu curso (Betim), com a

possibilidade de calibração do modelo através dos dados de monitoramento das sete estações de qualidade e das quatro estações de fluviométricas existentes.

5.2 - Variáveis hidráulicas

A partir de dados de vazão e dados de suas seções transversais, foram deduzidas informações dos trechos compreendidos em seus intervalos.

A declividade da calha do Paraopeba foi obtida através de medição direta do comprimento do rio nos intervalos de cruzamento das curvas de nível em cartas planialtimétricas originadas pelos Institutos de Geociências Aplicadas - IGA e Brasileiro de Geografia e Estatística - IBGE, escalas 1:25.000 (nove cartas), 1:50.000 (três cartas) e 1:100.000 (apenas uma carta), num total de 13 cartas formadoras do desenho do curso principal do Paraopeba no trecho em análise.

A largura e a declividade das margens do rio foram obtidas das aferições das seções transversais dos pontos de controle nos anos de 1992 a 1999.

Com estas informações, acrescidas das vazões médias dos períodos seco (abril a setembro) e chuvoso (outubro a março) em cada um dos pontos de controle, a profundidade e a velocidade das águas, por trecho e por elemento, foram calculadas com a aplicação da equação de Manning, com coeficiente de rugosidade $n = 0,035$, por tentativas e erros.

Sendo cada elemento computacional correspondente a um quilômetro de rio, distribuíram-se as diferenças/mudanças na profundidade, declividade das paredes e velocidade, equitativamente, nos comprimentos da calha do rio existentes entre os respectivos pontos de controle.

Vale dizer que foram também definidas, com base nas séries históricas das vazões e medições diretas de velocidade e profundidade, em cada ponto de controle, equações exponenciais da profundidade e velocidade em função da vazão (curvas-chave), as quais poderiam ser utilizadas nos arquivos de entrada do modelo, bem como também uma única equação, com coeficientes ajustados pelas médias aritmética e ponderada, em função do número de anos de observação.

No entanto, os resultados foram menos precisos, conforme comprovado após comparação entre os resultados obtidos com os produtos finais das duas técnicas mencionadas. Desta maneira, as características geométricas e hidráulicas do rio Paraopeba na sua porção sob estudo e aplicadas nas simulações, para condições de vazão média do período seco e vazão média do período chuvoso, foram as seguintes:

Velocidade média

Período Seco

Inicia-se com o valor de 1,18 m/s na cabeceira (ponte de Belo Vale), reduzindo-se a 0,87 m/s na ponte da Taquara.

Período Chuvoso

Inicia-se com o valor de 1,60 m/s na cabeceira, reduzindo-se para 1,22 m/s no último elemento.

Profundidade média

Período Seco

Na cabeceira o valor inicial é de 0,57 m, aumentando até o valor de 1,30 m no elemento de fronteira de jusante.

Período Chuvoso

Na cabeceira tem o valor de 0,93 m, atingindo 2,25 m no último elemento.

Declividade média das margens

A seção transversal do Rio Paraopeba é equivalente a um canal trapezoidal como equivalente à seção transversal do Rio Paraopeba. A declividade das margens na cabeceira do trecho considerado (Belo Vale) tem o valor de 1,54 metro por metro. No último elemento alcança o valor de 3,36 metro por metro. São os mesmos valores para os períodos seco e chuvoso.

A entrada dos dados para a simulação no modelo QUAL2E se dá através de 15 telas, representando a sua interface com programa Windows.

Há, em algumas telas, valores padrão ('default'), (ver ANEXO II), os quais demandam do usuário certo conhecimento e capacidade de discernimento, caso contrário a simulação pode levar a erros grosseiros decorrentes de eventuais inadequações das características físicas e hidráulicas do corpo d'água com os equacionamentos próprios do modelo.

5.3- Telas de entrada de dados no programa QUAL2E

A seguir apresenta-se uma descrição de cada uma das telas de entrada de dados. As opções feitas quanto aos valores ‘default’, bem como todas as informações e seu mecanismo de obtenção, das simulações realizadas para o período seco e para o período chuvoso, estão apresentadas no Anexo III.

a) Tela 1 - Simulação no QUAL2E

Nesta tela, para simulação do oxigênio dissolvido em “steady state” (estado estacionário), os dados necessários são referentes ao tipo de simulação (estado estacionário), opção de realização de análise de incerteza, de acréscimo de vazão, informações sobre as dimensões físicas do canal trapezoidal do rio a ser simulado, possibilitando opção em tela seguinte de cálculos internos dos coeficientes de reaeração e de desoxigenação, unidades e número total de trechos a serem simulados na presente rodada do modelo. Os demais campos de entrada de dados não foram utilizados.

Desta feita, o usuário deve ter em mãos, para início da rodada, toda a discretização dos trechos a serem simulados, consideradas as limitações do modelo, bem como as informações físicas e hidráulicas de cada um deles. As informações dispostas nesta primeira tela são as mesmas para o período seco e o período chuvoso.

b) Tela 2 – Sistema hidrográfico do curso d’água superficial

Esta tela, ‘Stream Reach System’, apresenta todos os trechos e os elementos que os compõem, além de informação de quais são os elementos de cabeceira e o comprimento padrão de cada elemento. São informações comuns às simulações para o período seco e período chuvoso.

c) Tela 3 – Elementos computacionais

Nesta tela são dispostas informações sobre os elementos computacionais. São quatro os tipos possíveis de elementos: H: ‘headwater’ – elemento de cabeceira, W: ‘withdrawal’ – elemento de retirada ; P: ‘point source’ – elemento de carga pontual; S: ‘standard’ – elemento padrão, D: ‘dam’ – elemento de barragem e, U: ‘ultimate’ – elemento de fronteira.

d) Tela 4 – Simulação da Qualidade das Águas

Tela de entrada dos parâmetros a serem simulados, bem como do valor do coeficiente de desoxigenação, K_1 na temperatura de 20 °C. Tal valor será corrigido internamente caso a temperatura da água seja distinta de 20 °C. O seu valor ‘default’ é de 0,23/dia.

e) Tela 5 – Dados Geográficos e Climáticos

Na tela 5 dispõe-se informações geográficas e climáticas, úteis para simulações da temperatura e de algas, bem como plotagens para oxigênio dissolvido e demanda bioquímica de oxigênio, com arquivos de dados observados. Não foi utilizada na presente aplicação do modelo.

f) Tela 6 – Coeficientes Cinéticos Globais

Em função das opções feitas na tela 1, somente estarão habilitados os campos referentes aos coeficientes cinéticos de consumo de oxigênio pelo ciclo do nitrogênio e o campo do fator de inibição de nitrificação. Os demais campos são referentes a simulações considerando algas e temperatura.

g) Tela 7 – Fatores de Correção de Temperatura

Na tela 7 são dispostos os fatores a serem aplicados nos coeficientes definidores das velocidades de reação de processos físicos e biológicos relativos à demanda bioquímica de oxigênio de 5 dias a 20° C - DBO (ou DBO₅ ou DBO_{5,20}), oxigênio dissolvido - OD, nitrogênio, fósforo, algas, coliformes e parâmetros não conservativos. Os campos estão preenchidos com respectivos valores 'default' do QUAL2E. Em função das opções feitas anteriormente, os campos referentes ao fósforo, algas e não conservativos estarão desabilitados.

h) Tela 8 – Dados Hidráulicos

Na tela 8 são dispostos dados, para cada trecho, do coeficiente de dispersão, do coeficiente de Manning, da declividade das margens, largura e declividade de fundo dos cursos d'água simulados. Caso o usuário faça opção, na tela 1, de não utilização de canais trapezoidais e do equacionamento de Manning para cálculo da velocidade e da profundidade, por ter informações disponíveis que permitam sua correlação direta com a vazão, então deverão ser dispostos os coeficientes que apresentem os valores deste equacionamento para cada trecho.

Na presente aplicação, foram obtidos dados junto à Companhia de Pesquisa de Recursos Minerais – CPRM em Belo Horizonte e por meio de leituras da cartografia disponível. Algumas informações, como declividade das margens e largura de rios tributários, foram obtidas e/ou confirmadas por meio de inspeções de campo.

Os valores para o coeficiente de dispersão estão de acordo com AGUIRRE, (2000).

Os dados introduzidos são os mesmos para o período seco e período chuvoso.

i) Tela 9 – Taxas e constantes de reação para processos intervenientes no balanço de Oxigênio Dissolvido

O modelo QUAL2E oferece oito opções de cálculo de K_2 , sendo seis equações preditivas da literatura e duas opções para valores medidos.

Na TAB. 5.1 estão relacionadas as seis equações preditivas para K_2 , que foram incorporadas ao modelo QUAL2E, relacionadas por diversos autores (apud SIQUEIRA, 1997). As equações do modelo QUAL2E são equações empíricas ou semi-empíricas propostas para relacionar K_2 com parâmetros mensuráveis do escoamento como velocidade e profundidade. Estas equações foram obtidas a partir de análise de regressão linear dos dados das estações fluviométricas.

Segundo SIQUEIRA (1997), naturalmente, tais equações devem ser utilizadas com muita cautela, conhecendo-se as condições experimentais que as geraram, preferencialmente em condições hidráulicas semelhantes às quais elas foram obtidas, sabendo-se quão bem elas prevêm K_2 e especialmente se se aplicam à um corpo d'água específico. É comum que estas equações apresentem resultados bastante diferentes para as mesmas condições hidráulicas.

Tal qual para a tela anterior, os valores utilizados na presente aplicação, para a sedimentação da DBO e para demanda de oxigênio de sedimentos, foram os sugeridos por AGUIRRE (2000).

Conforme item específico nos capítulos de simulação para o período seco e para o período chuvoso, os valores para o coeficiente de reaeração são os sugeridos por

ARCEIVALA (1981) e os valores do coeficiente de desoxigenação foram resultantes da calibração do modelo com os dados observados utilizados.

TABELA 5.1
Equações de previsão para o coeficiente de reaeração,
 K_2 (dia⁻¹), na base e, a 20°C incorporadas ao modelo QUAL2E

Autores	Equação no SI
Churchill <i>et. al.</i> (1962)	$5,03 \frac{U^{0,969}}{H^{1,673}}$
Langbein & Durum (1967)	$5,14 \frac{U}{H^{1,33}}$
O'Connor & Dobbins (1958)	$3,93 \frac{U^{0,5}}{H^{1,5}}$
Owens <i>et. al.</i> (1964)	$5,34 \frac{U^{0,67}}{H^{1,85}}$
Trackston & Krenkel (1969)	$\frac{24,9(1 + F^{0,5})u^*}{H}$
Tsivoglou & Wallace (1972)	$86400cSU$

U = velocidade média no trecho, (pés/s) ou (m/s) ,

H = profundidade média no trecho, (pés) ou (m) ,

S = declividade do trecho, (pés/pés) ou (m/m),

u^* = velocidade de cisalhamento, (pés/s) ou (m/s),

F = Número de Froude, (adimensional),

Q = Vazão, (pés³/s) ou (m³/s), g = aceleração da gravidade, (m/s²)

No Sistema Internacional de Unidades (SI): $c = 0,177 \text{ m}^{-1}$ para $0,42 \text{ m}^3/\text{s} \leq Q \leq 84,96 \text{ m}^3$

j) Tela 10 – Taxas e constantes para o ciclo do nitrogênio

Na tela 10, 'N Coefficients', dispõem-se valores de taxas e constantes que definem velocidades de reação para os processos físicos e biológicos característicos do ciclo do nitrogênio, conforme equacionamento básico do QUAL2E. Os valores utilizados são sugeridos por AGUIRRE (1999).

k) Tela 11 – Condições Iniciais do Curso D'Água

Nesta tela 11 são introduzidos os valores dos parâmetros, relacionados com os objetivos da simulação, para os elementos de cabeceira do sistema hidrográfico presente. Na presente aplicação, foram introduzidos distintos valores médios dos dados observados, para os períodos seco e chuvoso, dos anos de 1993 a 1999, obtidos junto à FEAM.

l) Tela 12 – Vazões Incrementais

As quatro estações de monitoramento de vazões no trecho sob estudo no rio Paraopeba têm, cada uma delas, um período de observação de dados distinto, gerando-se suas respectivas séries históricas (TAB. 5.2).

TABELA 5.2
Estação, localização no trecho, período da série histórica de vazões

Nome da Estação	Localização no trecho (km)	Número de anos observados	Período da série histórica de vazões
Belo Vale	0	35	1965 a 2000
Alberto Flores	71	37	1963 a 2000
Ponte Nova	122	62	1938 a 2000
Ponte Taquara	243	40	1960 a 2000

As estatísticas descritivas básicas para cada um dos conjuntos de dados, por estação, estão apresentadas nas TAB. 5.3 a 5.6 abaixo, cuja descrição encontra-se em três séries temporais: período completo de observação, período seco (meses de abril a setembro) e período chuvoso (meses de outubro a março).

TABELA 5.3
Estatísticas amostrais para as séries históricas de vazão média diária

Estação Belo Vale (1965 a 1999)	Período da Análise Estatística		
	Completo	Seco	Chuvoso
Parâmetros estatísticos			
Média (m ³ /s)	48,77	30,11	68,36
Erro padrão (m ³ /s)	0,51	0,21	0,76
Mediana (m ³ /s)	33,40	26,50	51,10
Moda (m ³ /s)	25,00	24,90	51,10
Desvio padrão (m ³ /s)	48,67	16,34	59,60
Variância da amostra	2369,07	267,00	3552,02
Curtose	28,34	64,88	16,76
Assimetria	4,17	4,89	3,20
Amplitude (m ³ /s)	778,50	381,80	749,10
Mínimo (m ³ /s)	10,50	8,20	11,90
Máximo (m ³ /s)	789,00	390,00	761,00
Soma	450991,00	180049,26	415221,10
Contagem (Número de observações)	9248,00	5980,00	6074,00
Intervalo de confiança (média) (95,0%)	0,99	0,41	1,50

TABELA 5.4
Estatísticas amostrais para as séries históricas de vazão média diária

Estação Alberto Flores (1963 a 2000)	Período da Análise Estatística		
	Completo	Seco	Chuvoso
Parâmetros estatísticos			
Média (m ³ /s)	61,20	38,61	84,11
Erro padrão (m ³ /s)	0,57	0,29	1,00
Mediana (m ³ /s)	43,20	34,00	63,55
Moda (m ³ /s)	36,00	36,00	59,00
Desvio padrão (m ³ /s)	56,16	20,55	69,89
Variância da amostra	3154,35	422,12	4884,86
Curtose	21,58	37,69	12,99
Assimetria	3,69	3,61	2,87
Amplitude (m ³ /s)	790,50	427,50	787,30
Mínimo (m ³ /s)	10,50	10,50	13,70
Máximo (m ³ /s)	801,00	438,00	801,00
Soma	599711,20	190492,60	409117,40
Contagem (Número de observações)	9800,00	4934,00	4864,00
Intervalo de confiança (média) (95,0%)	1,11	0,57	1,96

TABELA 5.5
Estatísticas amostrais para as séries históricas de vazão média diária

Estação Ponte Nova (1938 a 2000)	Período da Análise Estatística		
	Completo	Seco	Chuvoso
Parâmetros estatísticos			
Média (m ³ /s)	86,31	54,53	118,68
Erro padrão (m ³ /s)	0,54	0,27	0,96
Mediana (m ³ /s)	60,70	48,60	90,50
Moda (m ³ /s)	41,00	41,00	80,00
Desvio padrão (m ³ /s)	78,21	27,78	97,39
Variância da amostra	6116,68	771,56	9483,95
Curtose	18,56	16,34	10,85
Assimetria	3,43	2,66	2,61
Amplitude (m ³ /s)	1056,70	460,70	1055,40
Mínimo (m ³ /s)	13,30	13,30	14,60
Máximo (m ³ /s)	1070,00	474,00	1070,00
Soma	1784371,00	568843,20	1215290,80
Contagem (Número de observações)	20673,00	10432,00	10240,00
Intervalo de confiança (média) (95,0%)	1,07	0,53	1,89

TABELA 5.6
Estatísticas amostrais para as séries históricas de vazão média diária

Estação Ponte Taquara (1960 a 2000)	Período da Análise Estatística		
	Completo	Seco	Chuvoso
Parâmetros estatísticos			
Média (m ³ /s)	116,50	66,92	169,37
Erro padrão (m ³ /s)	1,23	0,50	2,23
Mediana (m ³ /s)	76,20	56,80	122,00
Moda (m ³ /s)	56,00	44,20	115,00
Desvio padrão (m ³ /s)	116,42	34,02	146,15
Variância da amostra	13554,28	1157,58	21358,79
Curtose	14,51	6,90	7,36
Assimetria	3,24	2,05	2,33
Amplitude (m ³ /s)	1243,10	362,10	1237,50
Mínimo (m ³ /s)	16,90	16,90	22,50
Máximo (m ³ /s)	1260,00	379,00	1260,00
Soma	1035581,60	306917,90	728613,70
Contagem (Número de observações)	8889,00	4586,00	4302,00
Intervalo de confiança (média) (95,0%)	2,42	0,98	4,37

A TAB. 5.7 apresenta um resumo das vazões médias para os períodos completo, seco e chuvoso, nas 4 estações de monitoramento e suas respectivas áreas de drenagem.

TABELA 5.7
Vazões médias para os períodos seco e chuvoso nas estações de monitoramento

Estação - Ponto de Controle	Área de Drenagem (km ²)	Vazão média de longo termo no período completo (m ³ /s)	Vazão média de longo termo no período seco (m ³ /s)	Vazão média de longo termo no período chuvoso (m ³ /s)
Belo Vale – PC1	2820	48,77	30,11	68,36
Alberto Flores – PC2	4030	61,20	38,61	84,11
Ponte Nova – PC3	5830	86,31	54,53	118,68
Ponte Taquara – PC4	8910	116,5	66,92	169,37

No modelo QUAL2E, valores incrementais de cargas difusas e de vazão podem ser introduzidos por elemento computacional componente de cada um dos trechos discretizados. Na presente aplicação foram introduzidos dados de vazão e de cargas

pontuais de demanda bioquímica de oxigênio e nitrogênio amoniacal e orgânico nos trechos simulados do rio Paraopeba, excetuando-se os tributários. As vazões incrementais foram obtidas pela divisão equitativa das diferenças das vazões nos pontos de controle entre os elementos computacionais constantes nos trechos das diferenças de vazões entre os pontos de controle.

A área de drenagem da bacia do rio Paraopeba no trecho simulado foi planimetrada, através de medição direta nos mapas disponíveis, distinguindo-se cada um dos tributários com vazões e áreas significativas ou que recebessem cargas pontuais diretamente.

De posse da diferença de vazões entre os pontos de controle consecutivos, para os quais foram feitas estatísticas básicas dos valores de vazão das séries históricas de valores de vazões médias diárias, obteve-se o respectivo valor de vazão por unidade de área contribuinte para cada um dos três intervalos físicos existentes (são quatro pontos de controle). Dividindo-se a área de drenagem remanescente de cada intervalo - retirou-se em cada intervalo a área de drenagem de cada tributário cuja vazão foi considerada como vazão contribuinte pontual - pelo número de elementos computacionais existentes em cada intervalo, obteve-se o número de unidades de área (km²) por elemento para cada um dos três intervalos.

Finalmente, a vazão incremental específica por elemento computacional, para cada intervalo, foi obtida pela multiplicação dos dois fatores, conforme TAB. 5.8.

TABELA 5.8
Vazões incrementais por elemento dos trechos simulados do Rio Paraopeba

Intervalos entre Pontos de Controle	Vazão média e vazão específica no período seco	Vazão média e vazão específica no período chuvoso	Número de elementos computacionais	Área drenagem tributários	Área de drenagem remanescente por elemento	Vazão Incremental Específica por elemento computacional
Área de Drenagem (km ²)	(m ³ /s) e (m ³ /s / km ²)	(m ³ /s) e (m ³ /s / km ²)	(unid.)	(km ²)	(km ²)	(m ³ / s / área do elemento)
PC1 – PC2 1800	8,5 / 0,0070	15,75 / 0,0130	74	847,5	4,8986	0,06377
PC2 – PC3 1210	15,92 / 0,0089	34,57 / 0,0192	56	1261,24	9,6207	0,18478
PC3 – PC4 3080	12,39 / 0,0040	50,69 / 0,0165	129	1306	13,7519	0,22633

m) Tela 13 – Dados de cabeceira

Através da tela 13 são introduzidos os dados referentes à quantidade e qualidade das águas nas cabeceiras do rio simulado e tributários. Os dados de qualidade de cabeceira do rio Paraopeba dispostos foram os valores médios dos dados observados pela FEAM nos anos de 1993 a 1999. Para os valores de nitrogênio dos tributários, adotaram-se valores residuais que representassem valores para cursos d'água com pouca ou nenhuma intervenção humana.

n) Tela 14 – Retiradas, Entradas e Cargas Pontuais

Na tela 14 são dispostos os valores das cargas (fontes) pontuais, de entradas e de retiradas de água. As fontes pontuais referem-se aos lançamentos dos sistemas de esgotamento sanitário, as entradas referem-se aos cursos d'água tributários e as retiradas às captações de mananciais superficiais dos sistemas de abastecimento público de água. Considerou-se nos cálculos a contribuição apenas da população urbana.

Os valores introduzidos de retirada de água foram obtidos a partir de dados primários dos sistemas de abastecimento público de água (SAA) da Companhia de Saneamento de Minas Gerais – COPASA MG, para os municípios por ela atendidos neste trecho do rio Paraopeba, excetuando-se o município de Esmeraldas, cujo manancial é subterrâneo. Os dados primários estão apresentados nas TAB. 5.9 e 5.10.

TABELA 5.9
Sistemas de Abastecimento de Água - COPASA MG
Valores Médios dos meses de julho/1999 a junho/2000

Município	Água % atend.	Esgoto % atend.	Total distribuído (m³/dia)	Per capita distribuído (L/hab.dia)	Per capita micromedido (L/hab.dia)	Perdas % medido
Betim	98	49	85191	292	165	44,4
Brumadinho	95	0	4456	279	192	32,4
Crucilândia	100	0	460	161	111	31,6
Ibirité	97	0	20155	186	119	37,3
Igarapé	101	0	5318	254	148	41,9
Itatiaiuçu	94	0	1753	299	125	61,1
Mário Campos	98	0	1324	180	132	27,2
Moeda	99	0	334	202	172	16,3
Rio Manso	81	0	244	163	123	25,8
São Joaquim de Bicas	96	0	2440	201	163	20,2
Sarzedo	98	0	3599	244	138	44,3
Médias	96	4	11389	224	144	35

TABELA 5.10
Manancial do SAA por município atendido pela
COPASA MG no trecho em estudo

Município	Tipo de Manancial - Sistema – Curso d'água
Betim	Superficial – Sistema Integrado da RMBH
Brumadinho	Superficial - Córrego Águas Claras
Crucilândia	Superficial – Córrego Água Limpa/Manso
Ibirité	Superficial – Córregos Bálsamo, Rola Moça e Tabões I e II
Igarapé	Misto – 04 poços profundos e Córrego da Estiva
Itatiaiuçu	Misto – Córrego Santa Terezinha/Manso
Mário Campos	Superficial – Sistema Integrado da RMBH
Moeda	Superficial - Ribeirão Contendas
Rio Manso	Misto – Córrego Paina e Pinguela
São Joaquim de Bicas	Superficial - Sistema Rio Manso
Sarzedo	Superficial

Para os valores de fontes pontuais foram considerados valores de 54 gramas de DBO_{5,20} por habitante contribuinte e um coeficiente de retorno igual a 0,8. As TAB. 5.11 e 5.12 apresentam os valores considerados por município e em cada trecho do sistema hidrográfico simulado, respectivamente.

Para o consumo de água médio diário por habitante, adotou-se valor médio encontrado entre os valores disponibilizados pela concessionária estadual de águas e esgotos, a COPASA MG, visto que para alguns municípios este dado não foi obtido.

O cálculo da carga pontual, ou seja, da vazão de esgotos em cada município, considerou uma concentração de demanda bioquímica de oxigênio carbonácea de 300 mg/l, obtido através dos valores considerados para o consumo médio diário de água por habitante (225l/dia), o coeficiente de retorno (0,8) e a contribuição média diária de DBO (54g/dia).

A população de cada município, bem como o percentual de sua população que vive no meio urbano, foram obtidos junto aos setores competentes da Fundação João Pinheiro – FJP e do IBGE, conforme Anexo I.

TABELA 5.11
Valores de população média no período de 1993 a 1999 (total e urbana), de vazões de retirada e de vazões de esgotos

Município	População Total (habitante)	População Urbana (%)	População Urbana (habitante)	Retirada (m ³ /s)	Carga Pontual (esgotos) (m ³ /s)
Belo Vale	7071	35,1	2482	0,006	0,005
Moeda	4202	34,0	1427	0,004	0,003
Piedade dos Gerais	4120	25,7	1060	0,003	0,002
Brumadinho	23961	60,0	14374	0,037	0,030
Bonfim	7129	30,5	2176	0,006	0,005
Rio Manso	4387	46,2	2028	0,005	0,004
Crucilândia	4381	42,7	1869	0,005	0,004
Itatiaiuçu	8150	50,7	4132	0,011	0,009
Ibirité	105942	98,4	104248	0,271	0,217
Mário Campos	8390	80,0	6712	0,017	0,014
Sarzedo	13744	80,0	10995	0,029	0,023
Igarapé	18802	72,7	13661	0,036	0,028
São Joaquim de Bicas	14068	72,7	10228	0,027	0,021
Betim	247592	94,9	234858	0,612	0,489
Mateus Leme	20244	72,4	14663	0,038	0,031
Juatuba	13223	80,0	10578	0,028	0,022
Florestal	5368	58,9	3162	0,008	0,007
Esmeraldas	34822	29,0	10095	0,026	0,021
Cachoeira da Prata	3717	93,2	3464	0,009	0,007
Fortuna de Minas	2314	54,7	1266	0,003	0,003

OBS.: Consumo médio por habitante = 225 L/dia, Coeficiente de retorno = 0,8,
 Contribuição por habitante = 54 g DBO5/dia, Concentração de DBO5 = 300 mg/L

TABELA 5.12
Retiradas, entradas e cargas pontuais por trecho e elemento computacional
 (Continua)

Km	Trecho	Elemento	Tipo	Especificações
242	1	2	Retirada	SAA - Belo Vale
241	1	3	Carga Pontual	SE - Belo Vale
240	1	4	Entrada	Ribeirão Barra da Boa Esperança
220	3	7	Entrada	Ribeirão Contendas
219	3	8	Carga Pontual	SE -Moeda

OBS.: SAA = Sistema de Abastecimento Público de Água; SE = Sistema de Esgotamento Sanitário

TABELA 5.12
Retiradas, entradas e cargas pontuais por trecho e elemento computacional
 (Conclusão)

Km	Trecho	Elemento	Tipo	Especificações
207	11	1	Junção	Rio Macaubas – SAA e SE – Piedade dos Gerais
184	12	16	Entrada	Ribeirão dos Marinheiros
181	12	19	Entrada	Ribeirão Piedade
171	13	10	Entrada	Ribeirão Casa Branca
167	13	14	Retirada	SAA - Brumadinho
166	13	15	Carga Pontual	SE - Brumadinho
161	18	1	Junção	Ribeirão Águas Claras – SAA e SE - Bonfim Rio Manso – SAA e SE - Crucilândia, Rio Manso e Itatiaiuçu
159	24	1	Junção	Ribeirão Sarzedo – SAA e SE - Ibitité, Sarzedo e Mário Campos
149	30	1	Junção	Córrego São Joaquim – SAA e SE - Igarapé e São Joaquim de Bicas
137	34	1	Junção	SAA - Betim
127	34	11	Retirada	Ribeirão Betim – SE -Betim - Vazão Incremental, Trechos 34/35/36/37/38
125	38	1	Junção	Ribeirão Mateus Leme – SAA e SE - Mateus Leme, Juatuba, Ribeirão Serra Azul
116	42	1	Junção	Ribeirão das Lajes – SE - Florestal
93	43	18	Entrada	Rio Grande – SE - Esmeraldas
90	46	1	Junção	Ribeirão dos Macacos – SAA e SE – Cachoeira da Prata e Fortuna de Minas
2	50	19	Entrada	

Devido à grande área ocupada por sua sede urbana, os dados dos esgotos do município de Betim foram introduzidos como cargas orgânicas (simulação como cargas difusas) das vazões incrementais dos elementos computacionais dos trechos componentes do ribeirão Betim, bem como ao longo dos elementos computacionais dos trechos imediatamente de montante e de jusante de sua foz no rio Paraopeba.

o) Tela 15 – Reaeração por vertimentos em barragens

O QUAL2E permite introdução de informações de empreendimentos de barramentos existentes no trecho simulado, para consideração dos efeitos de reaeração pela queda

d'água no balanço de oxigênio. No trecho simulado do rio Paraopeba há as barragens, para aproveitamento como mananciais para abastecimento público e industrial no sistema de distribuição da região metropolitana, de Serra Azul e Rio Manso. Ambas foram consideradas.

5.4 - Tratamento aos dados de saída do modelo QUAL2E

O QUAL2E produz três tipos de tabela - hidráulica, coeficientes de reação e qualidade de água - nos arquivos de saída. A tabela de sumário hidráulico contém vazões, velocidades, tempo de percurso, profundidade e áreas da seção transversal ao longo de cada trecho. A tabela de coeficientes de reação lista tais coeficientes para os constituintes simulados. A tabela de qualidade de água reporta concentrações de constituintes ao longo do trecho. Um sumário de cálculos de temperatura também pode ser incluído.

A despeito de sua relativa complexidade estrutural e de equacionamento, o QUAL2E não apresenta facilidades quanto ao manuseio de dados de saída. A interface windows do modelo (EPA/823/B/95/003, 1995) dispõe de um editor 'default' para visualização e edição dos arquivos de saída, que é o componente 'WRITE' do sistema operacional 'Windows'. O usuário pode escolher qualquer outro editor de textos para a saída das informações. Todavia, esta forma de saída não permite manuseio adicional dos dados como, por exemplo, com as facilidades de programas de planilhas eletrônicas do tipo "Excel" ou "Lotus".

Assim, demanda-se ao usuário do modelo um esforço extra para um trabalho mais eficaz e proveitoso das informações. Faz-se necessária a transferência, página a página, para cada uma das tabelas de saída, convertendo-as de textos para colunas em programas de planilhas eletrônicas. A partir daí, torna-se possível usufruir de rotinas de programas computacionais de fácil acesso na atualidade, tais como formulações estatísticas, gráficos com amplo conjunto de instrumentos e formatos de edição e apresentação.

Os dados de saída no presente trabalho foram editados e manuseados por meio do programa de planilha eletrônica 'Excel' no âmbito da interface 'Microsoft Windows'.

5.5 - Avaliação do desempenho do modelo através do coeficiente de determinação

A avaliação de desempenho do modelo, para cada um dos arquivos de saída (rodada) foi baseada na comparação entre os valores médios observados e os valores estimados. Os valores médios observados foram derivados do conjunto de dados experimentais coletados nos anos de 1993 a 1999.

O grau de ajuste entre os valores citados foi calculado pelo Coeficiente de Determinação (CD) dado por MENDENHALL & SINCICH (apud VON SPERLING, 1990), equacionado como segue:

$$CD = 1 - [\sum (y_{\text{observ.}} - y_{\text{estim.}})^2] / [\sum (y_{\text{observ.}} - y_{\text{méd.}})^2]$$

(10)

onde,

$y_{\text{observ.}}$ = valor do OD observado

$y_{\text{estim.}}$ = valor do OD estimado

$y_{\text{méd.}}$ = média dos valores observados

Neste contexto, os valores de CD podem variar entre $-\infty$ e 1.

Para valores positivos de CD ($0 \leq \text{CD} \leq 1$), o valor representa a fração da variância total do valor observado que é explicada pelo modelo. CD igual a 1 indica perfeito ajuste entre as variáveis observadas e estimadas e CD igual a zero indica que o modelo está se desenvolvendo não melhor que uma linha constante que passa pela média dos pontos observados.

Diferentemente de modelos baseados em análise de regressão, os valores de CD podem aqui ser também negativos, implicando que o desempenho do modelo é pior que aquele obtido por um valor constante igual à média dos valores observados.

Julgamentos baseados puramente na estatística de CD podem por vezes levar a interpretações pouco conclusivas, principalmente se os dados observados apresentarem pouca variância.

Este fato pode complicar a análise se um conjunto de dados observados relativamente estáveis fore significativamente influenciado por perturbações cujo curso não se espera ser reproduzido pelo modelo. Caso o conjunto de valores observados apresente tendências, torna-se mais fácil obter-se um alto valor de CD, provando que o modelo é hábil para seguir razoavelmente as tendências principais.

A despeito destas limitações, as estatísticas de CD são, ainda, provavelmente o melhor método de análise de desempenho de um modelo. CD é diretamente relacionado com a “soma dos resíduos dos quadrados” (numerador da equação 10) e, portanto, um procedimento de estimativa de parâmetro que visa maximizar CD é o mesmo que aquele que minimiza a “soma dos resíduos dos quadrados”.

Se a “soma dos resíduos dos quadrados” é uma medida absoluta da aderência, CD é um número relativo e pode ser comparado com os resultados de outras simulações ou outras variáveis (provando que as limitações citadas foram consideradas nos cálculos).

Baseado em todas estas considerações, decidiu-se adotar CD como o critério para definição de desempenho do modelo.

CAPÍTULO 6

DADOS DE MONITORAMENTO DA QUALIDADE DAS

ÁGUAS NO RIO PARAÓPEBA

Foram utilizadas séries temporais de dados de monitoramento de parâmetros de qualidade das águas, fornecidos pela FEAM, dos anos de 1993 a 1999.

As estações de qualidade existentes na bacia hidrográfica do rio Paraopeba estão apresentadas na TAB. 6.1, sendo destacadas as que estão localizadas no trecho de estudo.

TABELA 6.1
Descrição das estações de amostragem

Estação	Curso d'água e sua localização	LATITUDE			LONGITUDE		
BP079	Rio PARAOPEBA a montante da foz do Rio Pequeri	20	36	13	43	54	36
BP080	Rio MARANHÃO próximo de sua foz no Rio Paraopeba	20	30	57	43	54	34
BP026	Rio CAMAPUÃ na cidade de Jeceaba	20	32	11	43	58	32
BP027	Rio PARAOPEBA logo após a foz do Rio Camapuã	20	31	18	43	58	49
BP029	Rio PARAOPEBA na cidade de Belo Vale	20	24	28	44	01	15
BP036	Rio PARAOPEBA na localidade de Melo Franco	20	11	44	44	07	22
BP068	Rio PARAOPEBA no local denominado Fecho do Funil	20	05	34	44	12	38
BP070	Rio PARAOPEBA a jusante da foz do Ribeirão Sarzedo	20	02	21	44	15	17
BP071	Rio BETIM próximo de sua foz no Rio Paraopeba	19	57	49	44	16	03
BP072	Rio PARAOPEBA a jusante da foz do Rio Betim	19	56	52	44	18	16
BP082	Rio PARAOPEBA na localidade de Cachoeirinha	19	40	02	44	28	52
BP076	Ribeirão MACACOS próximo de sua foz no Rio Paraopeba	19	25	39	44	32	45
BP083	Rio PARAOPEBA logo após a foz do Ribeirão Macacos	19	24	54	44	33	00
BP078	Rio PARAOPEBA a jusante da foz do Rio Pardo	19	09	12	44	40	34

No TAB. 6.2 mostra-se a localização municipal, bem como a posição (km) de cada estação no trecho simulado do Rio Paraopeba.

TABELA 6.2
Estação de qualidade e sua localização municipal e no trecho sob estudo

Estação de Qualidade - Localização municipal	Localização no trecho (km)
BP029 – Sede urbana de Belo Vale	0
BP036 – Melo Franco em Brumadinho	62
BP068 – Fecho do Funil na divisa de Igarapé, Brumadinho e Ibirité	88
BP070 – Jusante da foz do Ribeirão Sarzedo em São Joaquim de Bicas	105
BP072 – Jusante da foz do Rio Betim em Betim	122
BP082 – Cachoeirinha em Esmeraldas	186
BP083 – Logo após a foz do Ribeirão Macacos em Papagaios	242

Apresentam-se nas TAB. 6.3 a 6.9 as estatísticas básicas dos dados de qualidade das águas por estação de monitoramento, bem como figuras das séries temporais com linhas de tendências para o parâmetro oxigênio dissolvido.

Verifica-se que a concentração de oxigênio dissolvido, durante o período de monitoramento dos dados experimentais analisados, está sempre acima do limite permissível estabelecido no enquadramento das águas da bacia hidrográfica do Rio Paraopeba (COPAM, 1995), que é de 5,0 mg/L. Outra constatação que merece destaque é o fato de que a concentração de oxigênio dissolvido no período seco é sempre maior que a concentração no período chuvoso, para todas as estações de monitoramento.

Por outro lado, verifica-se, também, uma tendência de redução da concentração de oxigênio dissolvido ao longo dos anos de monitoramento dos dados experimentais, notadamente no período seco. Este fato pode ser claramente visualizado através da maior inclinação das retas mostradas nos GRAF. 6.1 a 6.14 que ilustram as séries temporais.

TABELA 6.3
Valores de OD, DBO e temperatura da estação de Belo Vale

BP029 Belo Vale	Período Seco			Período Chuvoso		
	OD (mg/l)	DBO (mg/l)	Temperatura (°C)	OD (mg/l)	DBO (mg/l)	Temperatura (°C)
Média	7,9	1,0	21,1	6,9	1,1	24,2
Desvio padrão	0,6	0,6	3,7	0,3	0,7	2,3
Mínimo	7,0	0,2	15,0	6,2	0,1	20,0
Máximo	8,8	2,0	28,0	7,7	2,0	27,0
Nº dados	16	16	16	15	13	15

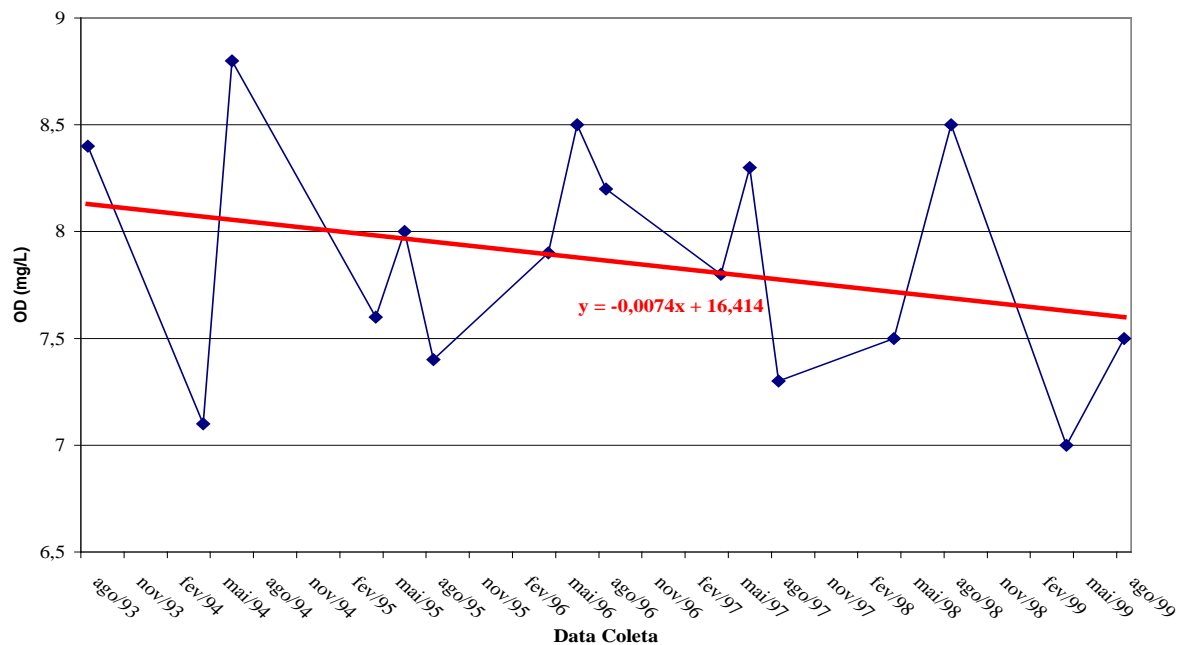


GRÁFICO 6.1 – Valores da concentração de OD na Estação Belo Vale no período seco.

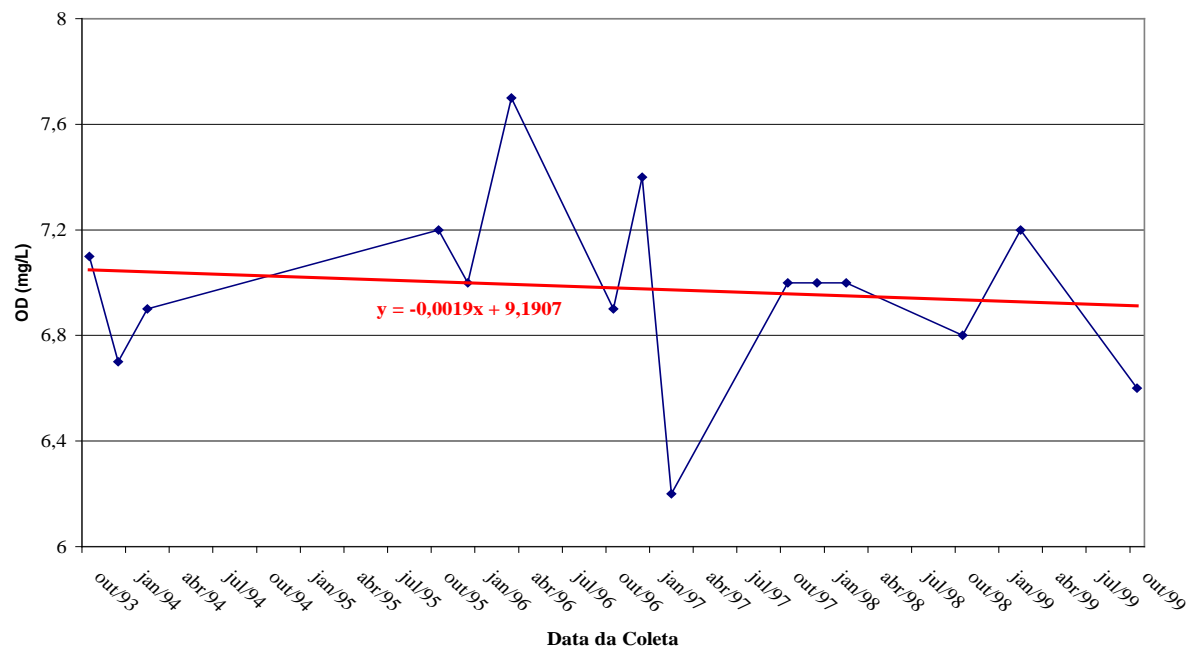


GRÁFICO 6.2 – Valores da concentração de OD na Estação Belo Vale no período chuvoso.

TABELA 6.4
Valores de OD, DBO e temperatura da estação de Melo Franco

BP036 Melo Franco	Período Seco			Período Chuvoso		
	OD (mg/l)	DBO (mg/l)	Temperatura (°C)	OD (mg/l)	DBO (mg/l)	Temperatura (°C)
Média	8,0	1,5	20,9	7,0	2,2	24,2
Desvio padrão	0,6	1,7	2,8	0,5	1,9	2,0
Mínimo	6,8	0,2	17,0	5,9	0,2	20,0
Máximo	8,9	6,6	26,0	8,5	6,3	27,0
Nº dados	15	15	14	14	14	14

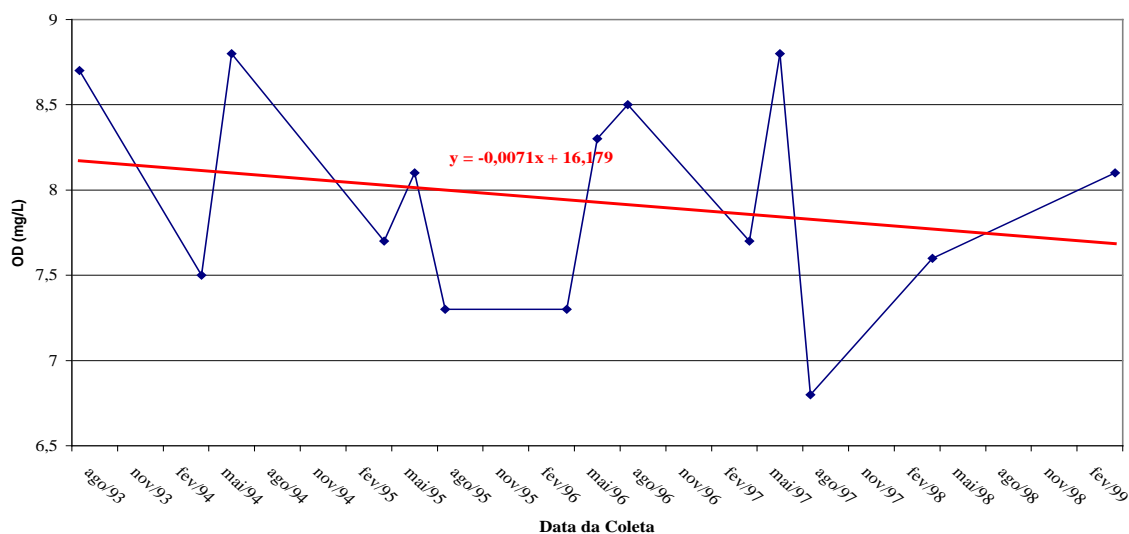


GRÁFICO 6.3 – Valores da concentração de OD na Estação Melo Franco no período seco.

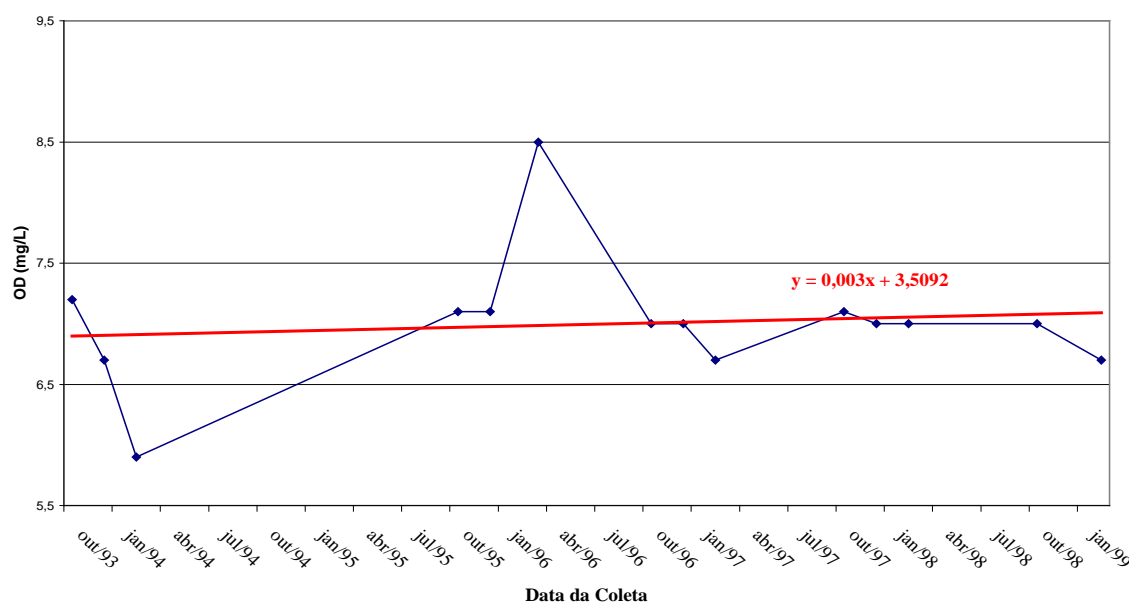


GRÁFICO 6.4 - Valores da concentração de OD na Estação Melo Franco no período chuvoso.

TABELA 6.5
Valores de OD, DBO e temperatura de Fecho do Funil

BP068 Fecho do Funil	Período Seco			Período Chuvoso		
	OD (mg/l)	DBO (mg/l)	Temperatura (°C)	OD (mg/l)	DBO (mg/l)	Temperatura (°C)
Média	7,7	1,1	21,6	6,9	1,5	24,3
Desvio padrão	0,5	0,8	2,6	0,5	1,1	2,2
Mínimo	7,2	0,10	17,0	6,1	0,4	20,0
Máximo	8,5	3,0	27,0	8,0	5,0	28,0
Nº dados	16	16	16	15	15	15

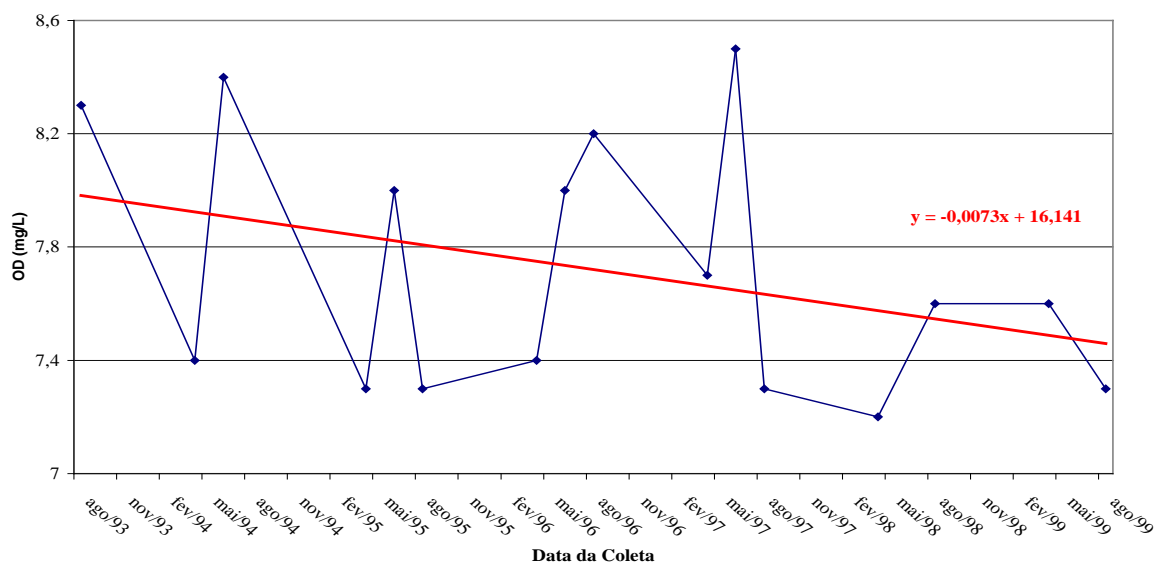


GRÁFICO 6.5 - Valores da concentração de OD na Estação de Fecho do Funil no período seco

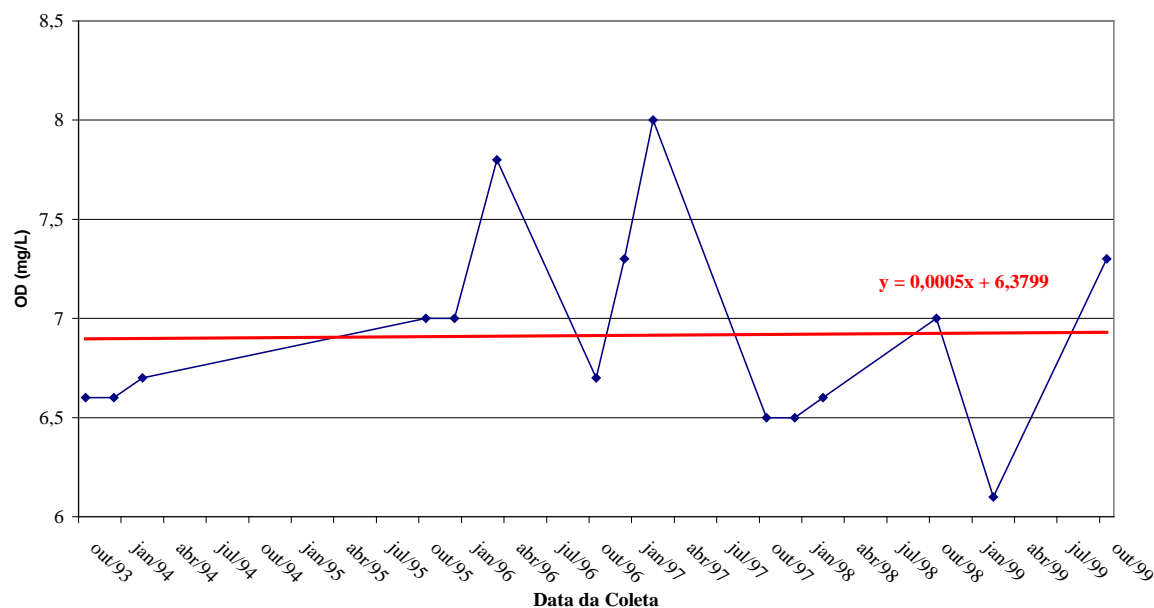


GRÁFICO 6.6 - Valores da concentração de OD na Estação de Fecho do Funil no período chuvoso.

TABELA 6.6
Valores de OD, DBO e temperatura da Estação Rib. Sarzedo

BP070 Jusante foz Rib. Sarzedo	Período Seco			Período Chuvoso		
	OD (mg/l)	DBO (mg/l)	Temperatura (°C)	OD (mg/l)	DBO (mg/l)	Temperatura (°C)
Média	7,7	1,5	21,4	6,9	1,0	24,3
Desvio padrão	0,6	1,7	2,5	0,4	0,7	2,5
Mínimo	6,9	0,2	17,0	6,4	0,1	20,0
Máximo	8,9	6,0	26,0	7,7	2,0	28,0
Nº dados	16	16	15	15	15	15

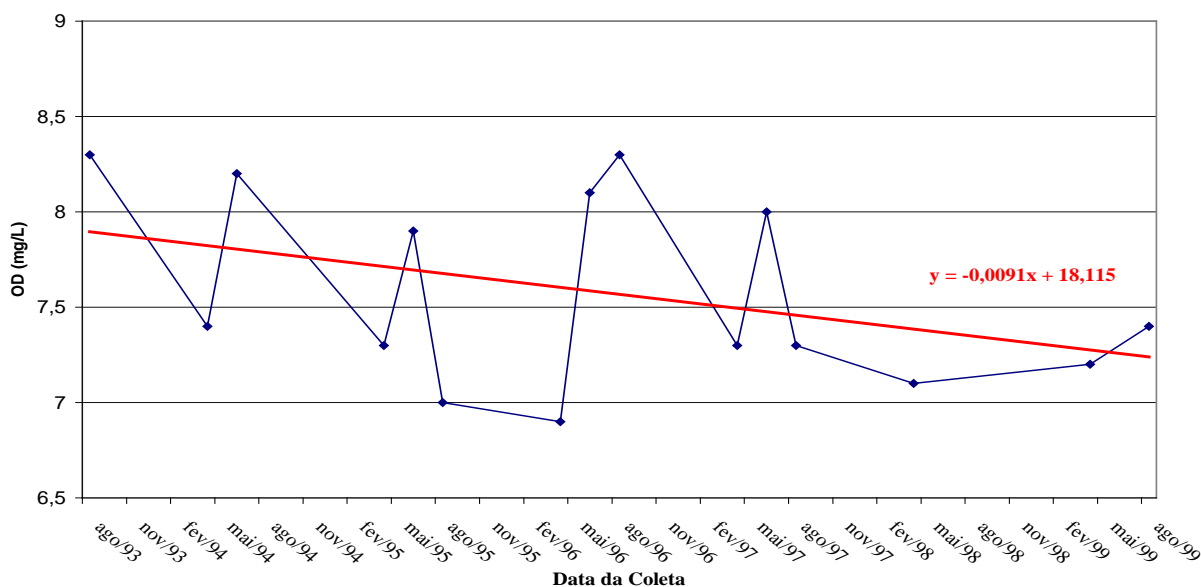


GRÁFICO 6.7 - Valores da concentração de OD na Estação Rib. Sarzedo no período seco.

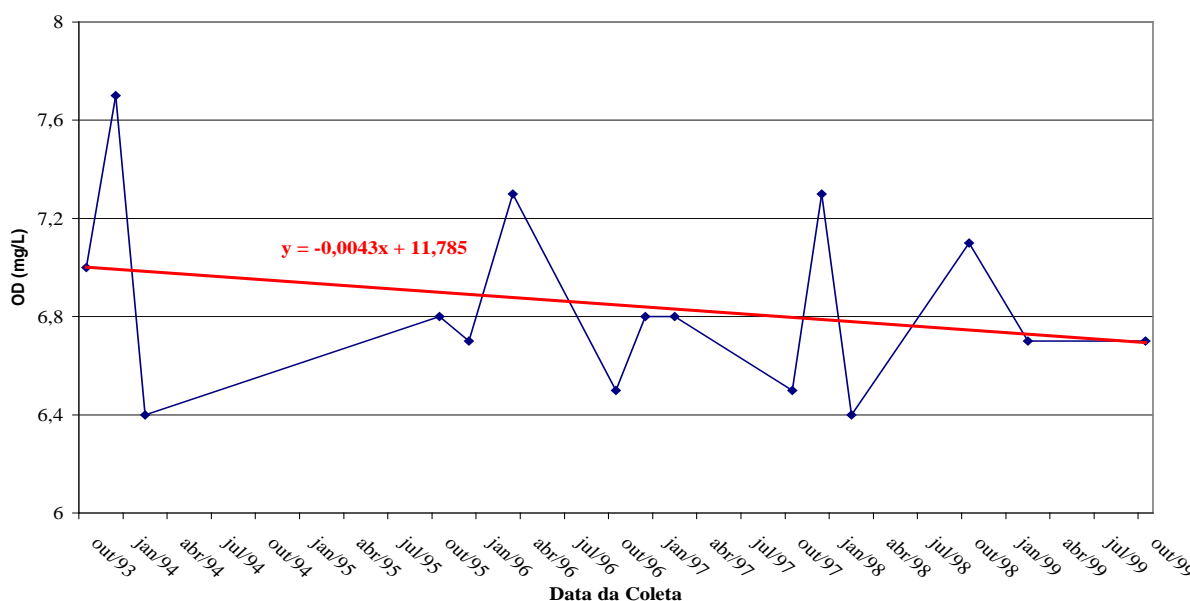


GRÁFICO 6.8 - Valores da concentração de OD na Estação Ribeirão Sarzedo no período chuvoso

TABELA 6.7
Valores de OD, DBO e temperatura a Jusante do Ribeirão Betim

BP072 Jusante da foz Rib. Betim	Período Seco			Período Chuvoso		
	OD (mg/l)	DBO (mg/l)	Temperatura (°C)	OD (mg/l)	DBO (mg/l)	Temperatura (°C)
Média	7,7	1,8	21,3	6,9	2,5	24,1
Desvio padrão	0,6	0,9	2,6	0,6	2,6	1,6
Mínimo	6,7	0,5	18,0	5,6	0,6	21,0
Máximo	8,6	3,6	26,0	8,0	11,5	27,0
Nº dados	15	15	15	15	15	15

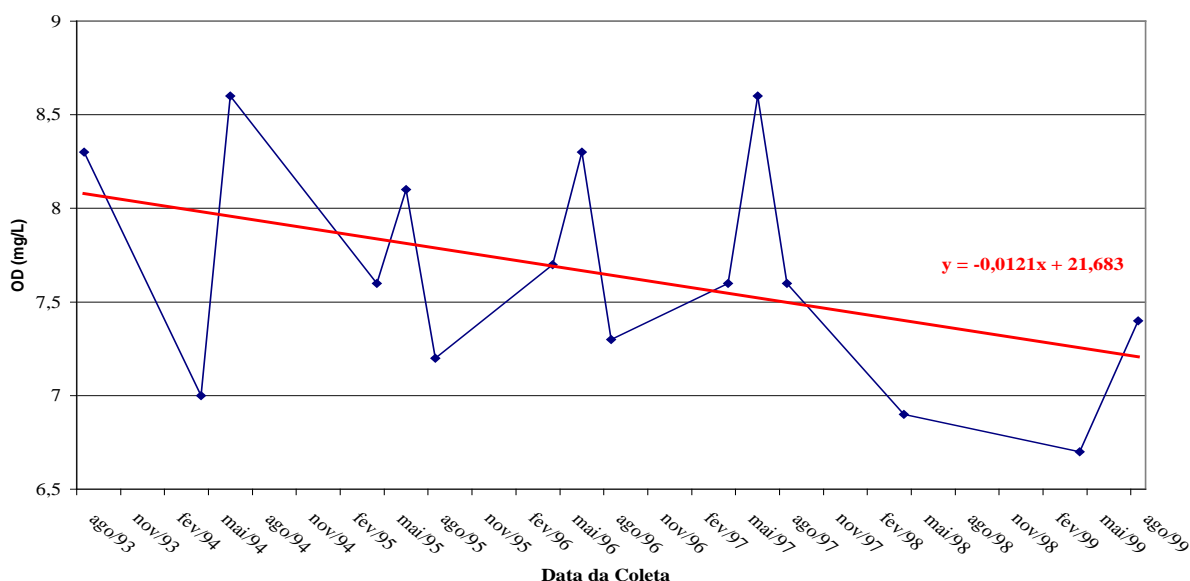


GRÁFICO 6.9 - Valores da concentração de OD na Estação Rib. Betim no período seco.

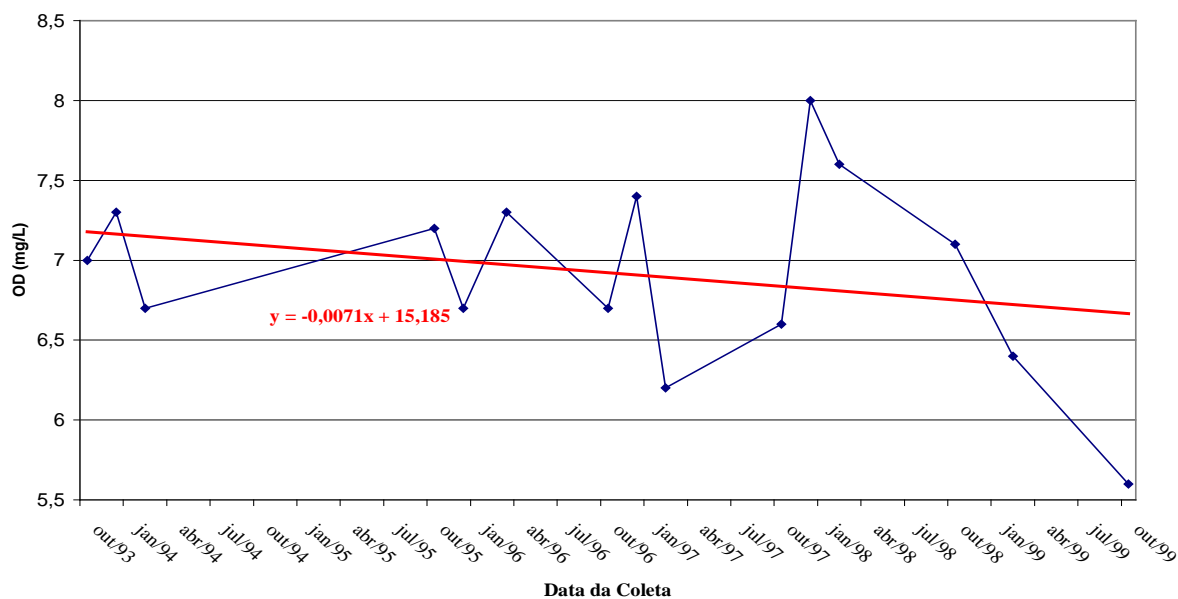


GRÁFICO 6.10 - Valores da concentração de OD na Estação Rib. Betim no período chuvoso.

TABELA 6.8
Valores de OD, DBO e temperatura da Estação Cachoeirinha

BP082 Cachoeirinha	Período Seco			Período Chuvoso		
	OD (mg/l)	DBO (mg/l)	Temperatura (°C)	OD (mg/l)	DBO (mg/l)	Temperatura (°C)
Média	7,1	1,0	22,2	6,6	4,5	24,9
Desvio padrão	0,5	0,7	2,6	0,6	7,9	2,1
Mínimo	6,2	0,2	19,0	5,7	0,3	22,0
Máximo	7,7	2,0	27,0	7,4	27,2	28,0
Nº dados	14	15	15	14	14	14

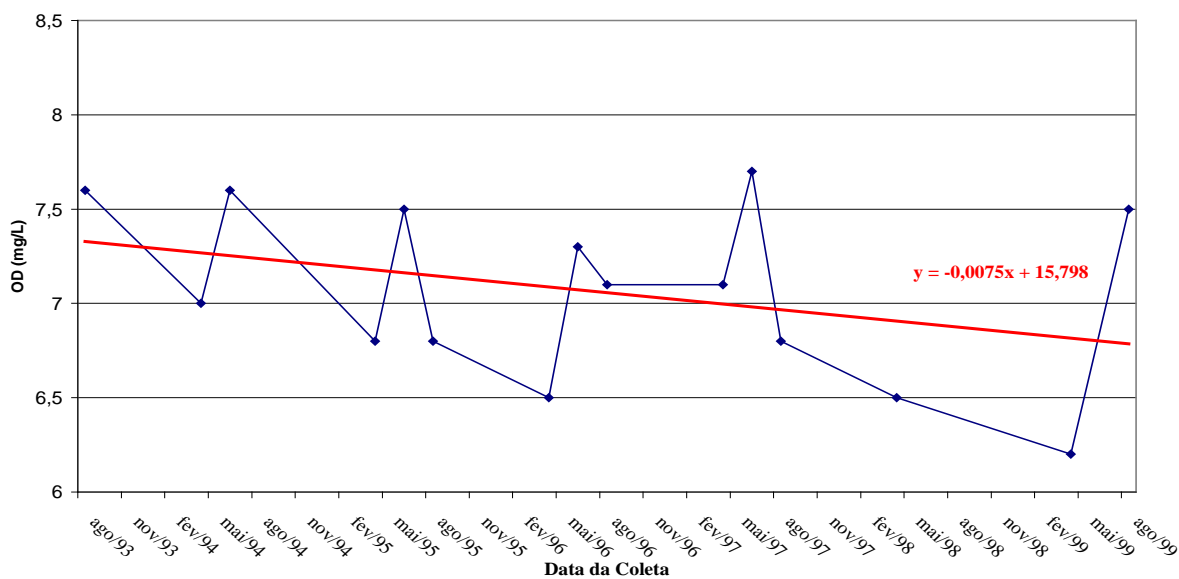


GRÁFICO 6.11 - Valores da concentração de OD na Estação Cachoeirinha no período seco.

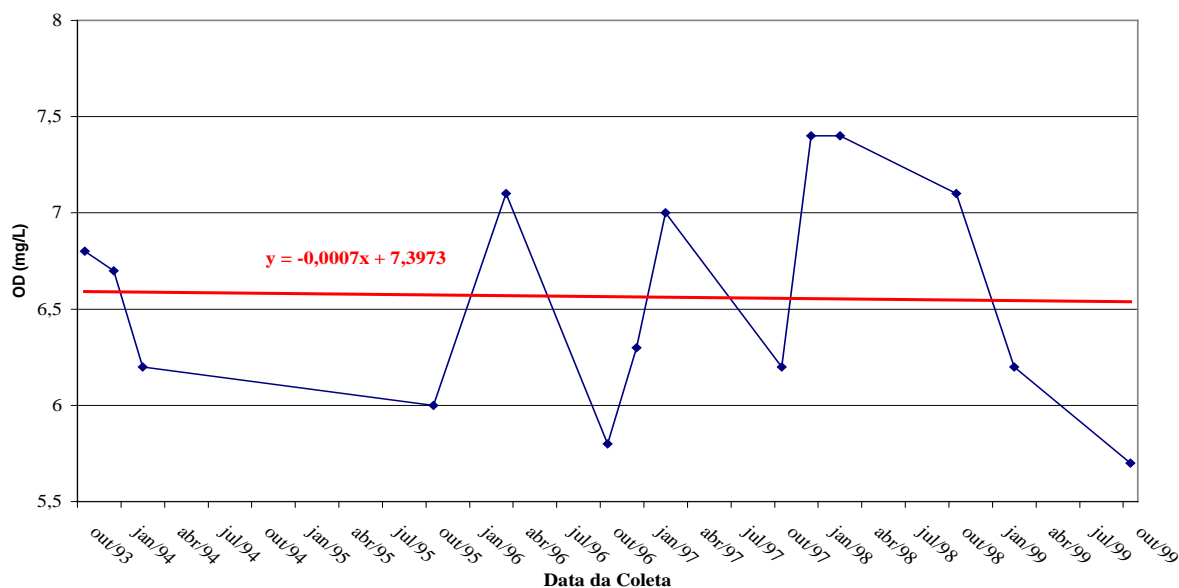


GRÁFICO 6.12 - Valores da concentração de OD na Estação Cachoeirinha no período chuvoso.

TABELA 6.9
Valores de OD, DBO e temperatura da Estação Ribeirão Macacos

BP083 Logo após foz do Rib. Macacos	Período Seco			Período Chuvoso		
	OD (mg/l)	DBO (mg/l)	Temperatura (°C)	OD (mg/l)	DBO (mg/l)	Temperatura (°C)
Média	7,4	1,6	21,8	6,6	4,9	24,5
Desvio padrão	0,6	1,2	2,9	0,5	9,5	2,3
Mínimo	6,4	0,4	17,0	5,5	0,1	21,0
Máximo	8,4	5,0	27,0	7,1	38,0	28,0
Nº dados	13	13	13	15	15	15

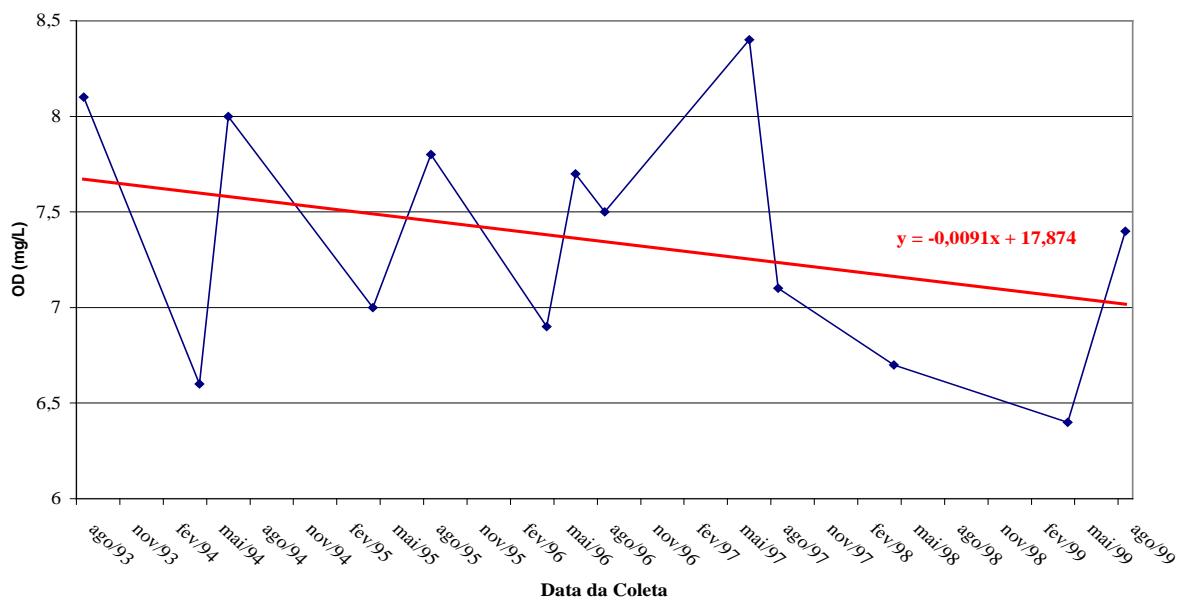


GRÁFICO 6.13 - Valores da concentração de OD na Estação Ribeirão Macacos no período seco.

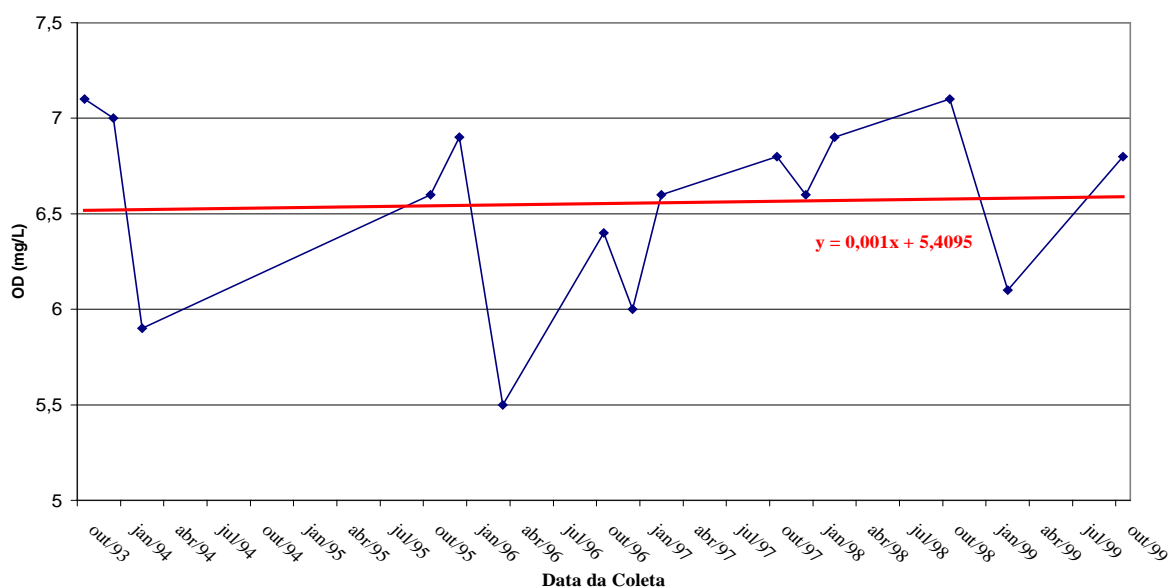


GRÁFICO 6.14 - Valores da concentração de OD na Estação Rib. Macacos no período chuvoso

CAPÍTULO 7
SIMULAÇÕES

7.1 - Preliminares

Utilizando-se o modelo para efetuar o balanço de oxigênio, a etapa de simulação pode se resumir a um trabalho de ajuste entre duas variáveis, posto ser trabalhada com dois coeficientes principais (K_1 e K_2), para os quais os resultados do modelo apresentam maior sensibilidade.

Além deles, ligados diretamente aos termos da equação que representam o exercício da demanda bioquímica de oxigênio carbonácea, há outros termos e coeficientes, no equacionamento original do modelo QUAL2E para o balanço final de oxigênio dissolvido (OD), para os quais se verificará a sensibilidade do modelo, sobretudo em relação à sedimentação, ciclo do nitrogênio e à demanda bentônica.

Considerou-se, em função da variação temporal do ciclo hidrológico, notadamente no que se refere à precipitação pluviométrica e seus efeitos diretos na modelagem, dois períodos distintos durante os anos de análise e aplicação do modelo. O conjunto de meses de outubro a março foi denominado de período chuvoso e o conjunto de meses de abril a setembro denominou-se período seco.

As condições de fluxo, por sua vez, são determinantes para variações nesta dinâmica de troca de oxigênio dentro da massa líquida e na sua interface com a atmosfera. Ambientes lênticos apresentarão maiores taxas de consumo de oxigênio provenientes de demanda bentônica e maiores taxas de sedimentação de $DBO_{particulada}$, por exemplo.

O período seco, em comparação com o período chuvoso, tem características peculiares. Nele, a simulação representa condições ambientais mais estáveis, as respostas do ambiente às perturbações decorrentes dos lançamentos de matéria orgânica de origem alóctone, notadamente quanto à concentração de oxigênio dissolvido, são realmente devidas às características, ou fatores, diretamente relacionados com os coeficientes de reações bioquímicas, os quais acarretam maior influência nos resultados advindos do equacionamento básico do modelo para este parâmetro.

Já, no período chuvoso (ver item 7.5), variáveis significativamente intervenientes no processo têm caráter mais aleatório. Por exemplo, precipitações pluviométricas de alta intensidade nas áreas urbanas geram escoamento superficial e vazões incrementais significativas para o balanço do oxigênio no curso d'água. Não só em função do revolvimento dos sedimentos, decorrente da maior turbulência da massa líquida, acarretando cargas originárias de reações bioquímicas não computadas no período seco, como também trazendo cargas de composição química bastante variável (óleos e graxas, sólidos, matéria orgânica carbonácea e nitrogenada dissolvida e particulada, dentre outras), as quais interferem no balanço final de OD.

É claro que o escoamento superficial proveniente das precipitações pluviométricas intensas pode se dar de forma mais variável em diversas regiões da bacia hidrográfica, o que acarreta, em função dos distintos usos e ocupações do solo, diferentes composições para as cargas orgânicas e hidráulicas produzidas.

Desta feita, pode-se prever perturbações na modelagem da qualidade das águas do rio Paraopeba, quanto à concentração final de oxigênio dissolvido estimada, principalmente nos trechos das redondezas dos municípios de Ibitiré e Betim, onde, como salientado anteriormente, o caráter variável da geração de cargas, originadas pelo escoamento superficial decorrente de chuvas intensas no ambiente urbano, poderá trazer efeitos mais significativos.

7.2 - Valores adotados para o coeficiente de reaeração

Segundo VON SPERLING (1996), a seleção do valor do coeficiente K_2 tem maior influência nos resultados do balanço de oxigênio dissolvido que o coeficiente K_1 , em decorrência das faixas de variação do K_1 serem mais estreitas. Existem três métodos para a obtenção de um valor para o coeficiente K_2 , quais sejam:

- Valores médios tabelados
- Valores em função das características hidráulicas do corpo d'água, e
- Valores correlacionados com a vazão do curso d'água

Utilizaram-se os dois primeiros métodos para seleção do coeficiente de reaeração atmosférica nas simulações realizadas.

Os valores médios tabelados (primeiro método) utilizados foram os sugeridos por ARCEIVALA (1981), como apresentados na TAB. 7.1.

TABELA 7.1
Valores Médios do Coeficiente de Reaeração Atmosférica

Corpos d'água	K ₂ (dia ⁻¹)	
	Profundo	Raso
Pequenas lagoas	0,12	0,23
Rios vagarosos, grandes lagos	0,23	0,37
Grandes rios com baixa velocidade	0,37	0,46
Grandes rios com velocidade normal	0,46	0,69
Rios rápidos	0,69	1,15
Corredeiras e quedas d'água	> 1,15	> 1,61

Observa-se, nos valores sugeridos, para pequenas lagoas, grandes rios com baixa velocidade, com velocidade normal e rios rápidos, uma proporcionalidade com múltiplos do valor 0,23.

Os valores selecionados pelo segundo método apresentado (K₂ em função das características hidráulicas) respeitam as faixas de velocidade e profundidade, segundo os equacionamentos realizados pelos pesquisadores THACKSTON & KRENKEL (1969, apud BOWIE *et al.*, 1985), OWENS *et al.* (1964, apud BOWIE *et al.*, 1985), O'CONNOR & DOBBINS e CHURCHILL *et al.* (apud VON SPERLING, 1996), disponíveis na tela específica de 'global kinetics' entre as telas de entradas de dados do QUAL2E. Tais equacionamentos, apropriados para as características hidráulicas do rio Paraopeba, estão apresentados na TAB. 7.2.

TABELA 7.2
Formulações para o cálculo do Coeficiente de Reaeração

Pesquisador	Equacionamento	Faixa aplicável de profundidade (H) e velocidade (V)
O'Connor e Dobbins	$3,73*(V^{0,5})*(H^{-1,5})$	0,6 m ≤ H ≤ 4,0 m e 0,05 m/s ≤ V ≤ 0,8 m/s
Churchill <i>et al.</i>	$5*(V^{0,97})*(H^{-1,67})$	0,6 m ≤ H ≤ 4,0 m e 0,8 m/s ≤ V ≤ 1,5 m
Owens <i>et al.</i>	$5,3*(V^{0,67})*(H^{-1,85})$	0,1 m ≤ H ≤ 0,6 m e 0,05 m/s ≤ V ≤ 1,5 m/s
Thackston & Krenkel (*)	$\{24,9*[1+(F)^{0,5}]*u\}/H$	0,015 m ≤ H ≤ 0,7 m

Obs.: $F=U/(g*h)^{0,5}$, $u=(g*R*i)^{0,6}$, V = velocidade (m/s), H = profundidade (m), R = raio hidráulico (m), g = aceleração da gravidade (m/s²), i = declividade (m/m), F = número de Froude (-) e u = velocidade média (m/s)

O terceiro método foi descartado após a constatação de que os valores obtidos pelas equações da forma $K_2 = m Q^n$, resultantes de análises de regressão a partir da cada par de valores de velocidade e profundidade das séries históricas dos dados fluviométricos em cada ponto de controle, mostraram-se bem próximos daqueles valores obtidos em função das características hidráulicas do rio Paraopeba na porção aqui estudada.

Os GRAF. 7.1, 7.2, 7.3 e 7.4 apresentam as curvas e as equações de regressão “ $K_2 = mQ^n$ ” obtidas para cada uma das estações de monitoramento da quantidade (pontos de controle).

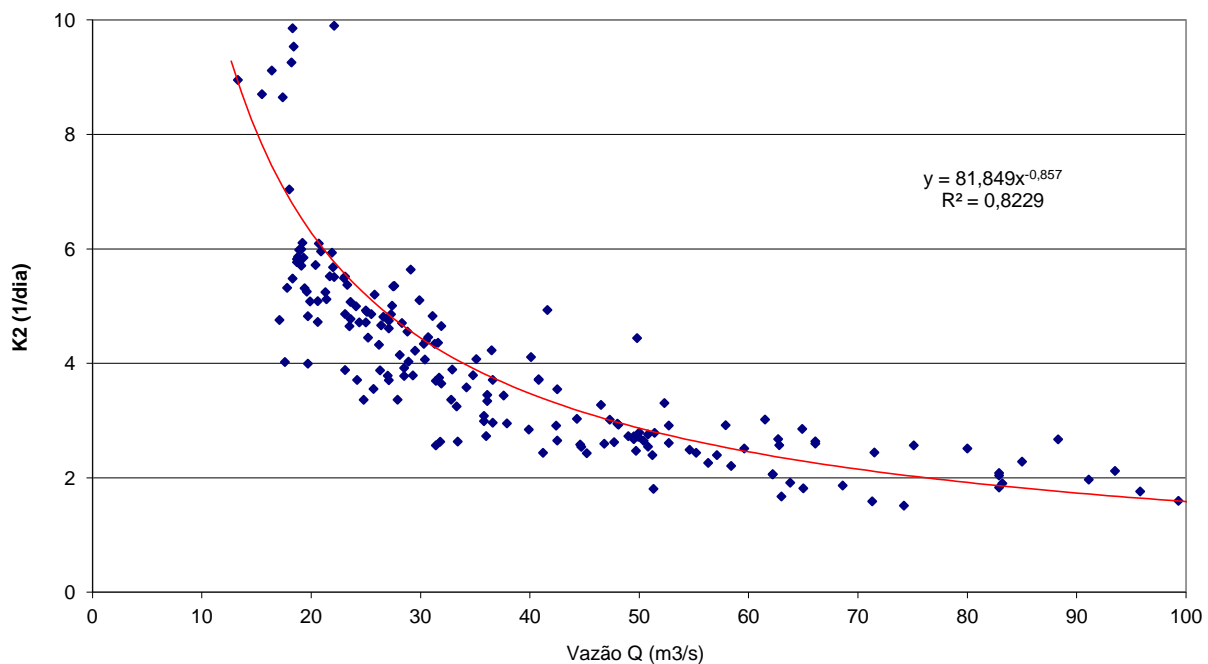


GRÁFICO 7.1 - Coeficiente de reeração atmosférica (K_2) em função da vazão - Estação de Belo Vale.

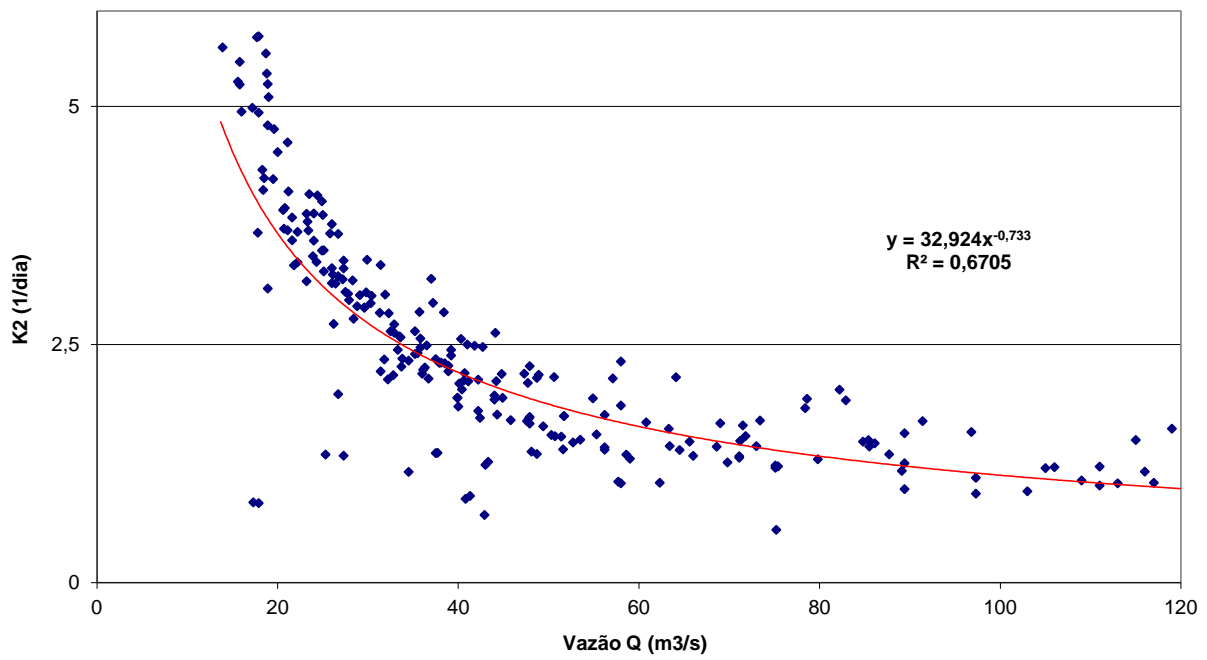


GRÁFICO 7.2 - Coeficiente de reeração atmosférica (K_2) em função da vazão – Estação de Alberto Flores.

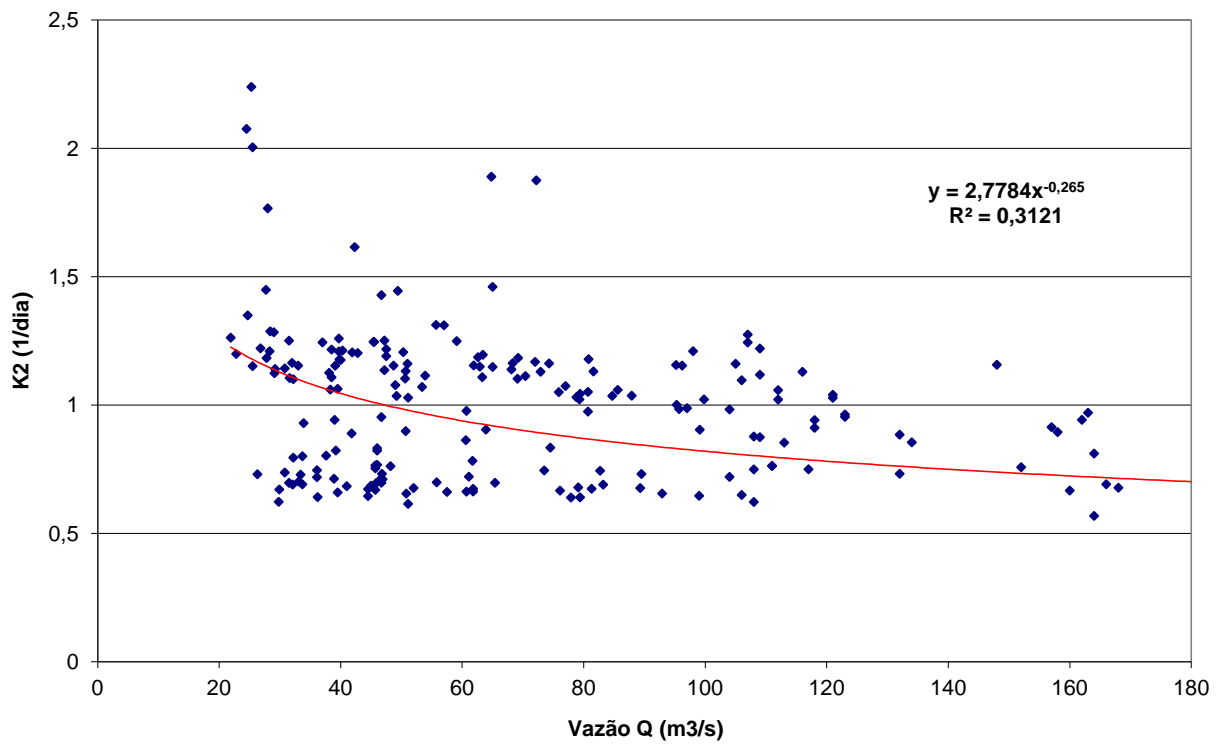


GRÁFICO 7.3 - Coeficiente de reeração atmosférica (K_2) em função da vazão - Estação de Ponte Nova.

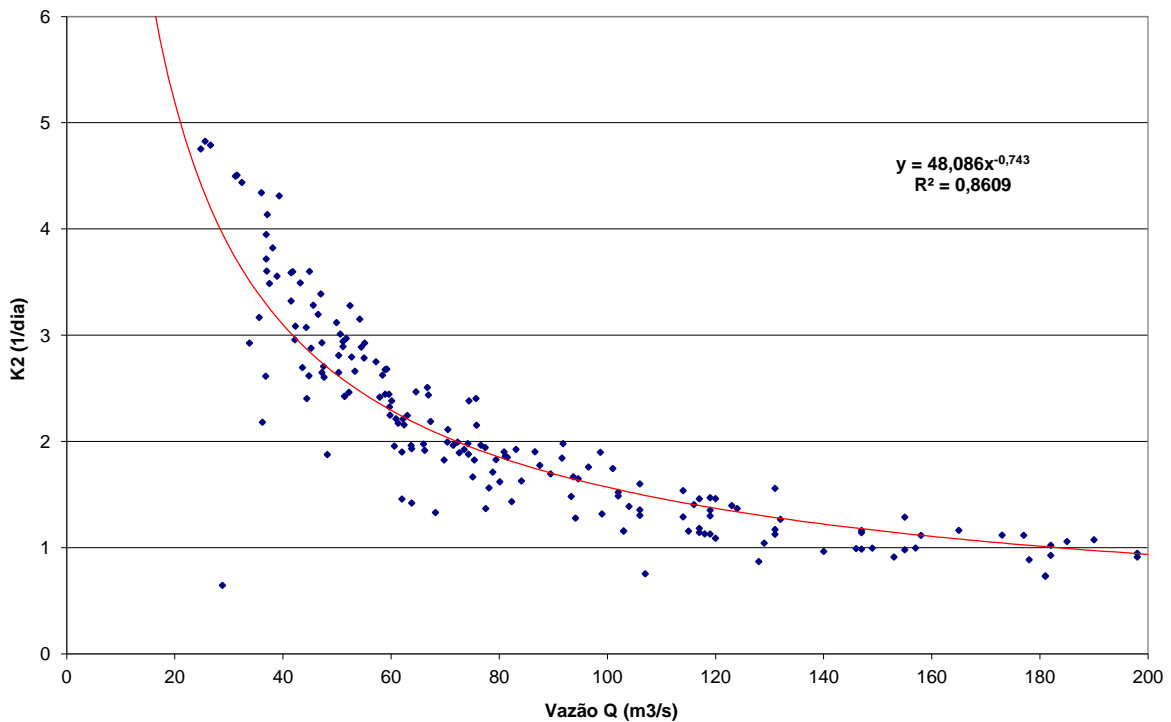


GRÁFICO 7.4 - Coeficiente de reaeração atmosférica (K_2) em função da vazão - Estação de Ponte da Taquara.

Os valores iniciais de velocidade e profundidade, visando definição do equacionamento a ser utilizado para os trechos do rio Paraopeba e dos tributários simulados, foram obtidos com aplicação da equação de Manning, através de um processo de tentativas e erros.

Segundo VEN TE CHOW (1959), cursos d'água superficiais com largura da superfície da água em estágios de cheia maiores que 100 pés ($\cong 30,5$ m) apresentam valores de coeficiente de rugosidade de Manning (η) menores que aqueles menores de descrição similar em função de oferecerem menor resistência efetiva ao escoamento.

O mesmo autor sugere valores na faixa de 0,025 a 0,060 para rios com leitos regulares e sem enrocamento e na faixa de 0,035 a 0,100 para rios com leitos irregulares e grosseiros.

O trecho em estudo do Rio Paraopeba apresenta largura do topo da seção transversal entre 47,5 m (Ponto de Controle 1 em Belo Vale, quilômetro zero do trecho de estudo) e 63 m (Ponto de Controle 4 em Ponte da Taquara, quilômetro 243) em épocas de cheia. Como o Rio Paraopeba não se enquadra em nenhuma das duas descrições físicas de VEN TE CHOW e apresenta-se em um estado físico intermediário, adotou-se, para o coeficiente de Manning (η), o valor de 0,035.

Ademais, este valor está próximo aos adotados por CAMPOS (1997) em aplicação do modelo QUAL2E no Rio das Velhas, curso d'água com características geométricas e físicas similares às do Rio Paraopeba.

Os valores da base menor da seção transversal trapezoidal para o rio Paraopeba foram obtidos através da disponibilização de dados primários pela CPRM, em seu escritório de Belo Horizonte. Os demais foram estimados com base em inspeção de campo.

Os valores finais, utilizados preliminarmente nas simulações, estão apresentados na TAB. 7.3.

TABELA 7.3
Valores de vazão, velocidade e profundidade dos cursos d'água simulados

Curso d'água	Período Seco			Período Chuvoso		
	Q (m ³ /s)	V (m/s)	H (m)	Q (m ³ /s)	V (m/s)	H (m)
Paraopeba – Belo Vale – PC ₁	30,14	1,18	0,57	68,36	1,60	0,93
Paraopeba – Aberto Flores – PC ₂	38,26	1,09	0,88	84,23	1,46	1,41
Paraopeba – Ponte Nova – PC ₃	54,10	0,95	1,1	118,7	1,27	1,75
Paraopeba – Ponte Taquara – PC ₄	66,92	0,87	1,3	169,4	1,22	2,25
Macaubas	3,67	1,45	0,37	6,8	1,81	0,52
Águas Claras	2,15	1,26	0,29	4,67	1,66	0,44
Manso	4,76	1,43	0,43	10,33	1,87	0,67
Sarzedo	0,97	1,21	0,31	2,11	1,55	0,47
São Joaquim	0,27	1,24	0,20	0,58	1,55	0,30
Betim	1,33	1,34	0,32	2,87	1,73	0,48
Mateus Leme	1,71	1,22	0,24	7,01	2,02	0,53
Lajes	0,36	1,55	0,20	1,48	2,36	0,40
Grande	1,61	0,95	0,24	6,56	1,59	0,55

OBS.: PC = ponto de controle

As declividades das margens do rio Paraopeba foram discretizadas, trecho a trecho, a partir dos valores de declividades, de cada um dos pontos de controle, fornecidos pela CPRM.

7.3 - Valores adotados para o coeficiente de desoxigenação

O modelo QUAL2E assume uma reação de primeira ordem para descrever a desoxigenação da DBO carbonácea última no curso d'água. A função DBO como expressa no QUAL2E também considera uma remoção adicional devido à sedimentação, que não exerce demanda de oxigênio:

$$\frac{dL}{dt} = -K_1L - K_3L, \quad (11)$$

onde:

L = concentração da DBO carbonácea última, mg/L

K₁ = coeficiente de desoxigenação, dependente da temperatura, dia⁻¹

K_3 = taxa de perda da DBO carbonácea devido à sedimentação, dependente da temperatura, dia⁻¹

O QUAL2E simula a DBO última no caso geral. Entretanto, o usuário pode escolher usar valores de DBO₅ para entradas e saídas. Neste caso, o modelo fará a conversão necessária, segundo a equação:

$$DBO_5 = DBO_u (1,0 - e^{(5 \cdot K_{DBO})}), \quad (12)$$

sendo:

DBO₅ = DBO de 5 dias, mg/L

DBO_u = DBO última, mg/L

K_{DBO} = coeficiente de conversão de DBO, dia⁻¹

O valor 'default' do QUAL2E para K_{DBO} = 0,23 dia⁻¹.

Segundo BROWN & BARNWELL (EPA/600/3-87/007, 1987), posto que a degradação microbiana não é o único processo que contribui para depleção observada da DBO carbonácea em um curso d'água, deve-se distinguir a taxa de laboratório de desoxigenação carbonácea daquelas que ocorrem no campo. Os seguintes termos são usados para tais distinções:

k_1 = taxa de decaimento da DBO carbonácea aferida em laboratório, (dia⁻¹)

k_d = taxa de decaimento da DBO carbonácea em águas naturais, (dia⁻¹)

k_s = taxa de sedimentação de DBO carbonácea, (dia⁻¹)

k_R = taxa global de remoção de DBO carbonácea na coluna d'água, (dia^{-1})

Por estas definições, $k_R = k_d + k_s$, e, tipicamente, $k_d \geq k_1$.

Segundo VON SPERLING (1996), o coeficiente de desoxigenação K_1 depende das características da matéria orgânica, além da temperatura e da presença de substâncias inibidoras. Efluentes tratados, por exemplo, possuem uma taxa de degradação mais lenta, pelo fato da maior parte da matéria orgânica mais facilmente assimilável já ter sido removida, restando apenas a parcela de estabilização mais vagarosa.

Valores médios de K_1 , de acordo com a origem da matéria orgânica, podem assumir valores entre 0,09 a 0,45 dia^{-1} , conforme a TAB. 7.4.

TABELA 7.4
Valores típicos de K_1 (base e, 20°C)

Origem	K_1 (dia^{-1})
Água residuária concentrada	0,35 – 0,45
Água residuária de baixa concentração	0,30 – 0,40
Efluente primário	0,30 – 0,40
Efluente secundário	0,12 – 0,24
Rios com águas limpas	0,09 – 0,21
Água para abastecimento público	< 0,12

Fonte - Adaptado de Fair *et al.*, 1973, Arceivala, 1981 (apud von Sperling, 1996)

Dezenas de amostras, obtidas nos principais cursos d'água da região metropolitana de Belo Horizonte, conduziram a um valor médio de K_1 igual a 0,28 dia^{-1} , com um desvio padrão de 0,18 dia^{-1} (VON SPERLING 1983, apud 1996).

7.4 - Simulações para o período seco

7.4.1 – Estruturas utilizadas

Foram realizadas 180 simulações, entre período seco e chuvoso, objetivando-se alcançar o melhor ajuste aos dados experimentais. Realizou-se um processo de calibração por tentativas e erros, até se alcançar a melhor aderência dos dados simulados aos dados experimentais.

A TAB. 7.5 apresenta os melhores resultados do coeficiente de determinação para as rodadas de simulação no período seco.

Denominou-se como o modelo QUAL2E completo a estrutura que contém fatores relativos à reaeração atmosférica, sedimentação, desoxigenação pelo exercício das demandas bioquímica e bentônica de oxigênio, bem como o ciclo do nitrogênio.

Por outro lado, buscou-se, também, análise de modelos mais simplificados, do tipo ‘Streeter-Phelps’, através da consideração das parcelas estruturais do equacionamento do QUAL2E correspondentes ao equacionamento original do referido modelo precursor dos estudos de balanço de oxigênio em cursos d’água superficiais. Tal ocorreu ao se considerar apenas o exercício da DBO e a reaeração atmosférica, desprezando-se o consumo de oxigênio exercido pelo ciclo do nitrogênio, os efeitos da sedimentação de sólidos que exercem DBO, e a demanda bentônica de oxigênio.

A utilização de modelos mais simplificados se justifica, principalmente em países em desenvolvimento, em decorrência das dificuldades ainda encontradas para obtenção de

taxas e coeficientes cinéticos diretamente aferidos para as condições locais, por motivos vários, entre os quais a escassez de recursos para pesquisa. Raramente há dados primários disponíveis para aplicação de modelos com estruturas mais complexas.

Desta feita, a TAB. 7.5 apresenta o grau de ajuste, aferido pelo conceito do coeficiente de determinação, dos melhores resultados das simulações para o período seco, em dois blocos, quais sejam, com a utilização do modelo QUAL2E completo e do modelo QUAL2E simplificado.

Cabe salientar que nas rodadas iniciais foram utilizados valores do coeficiente de desoxigenação, K_1 , de 0,15, 0,25 e 0,35 dia^{-1} , valores estes baseados nos resultados práticos obtidos por von Sperling em rios da região metropolitana de Belo Horizonte, onde encontra-se parte da porção simulada do rio Paraopeba no presente trabalho (ver item 7.3).

A partir das primeiras simulações, de acordo com o comportamento da curva de oxigênio dissolvido obtida, comparada com os dados experimentais, efetuaram-se modificações nos valores do coeficiente de desoxigenação visando-se alcançar a convergência máxima possível, indicada pelos valores do coeficiente de determinação mais próximos do valor unitário (1).

TABELA 7.5
Simulações realizadas para o período seco

Modelo QUAL2E Completo				
Rodada no.	Especificação	K₂	K₁	Coefficiente de determinação (CD)
80			0,15	0,7336
81	Demanda completa de OD	Arceivala	0,25	0,716
45			0,35	0,665
83			0,15	0,107
84	Demanda completa de OD	Owens e Churchill (Paraopeba) e	0,25	0,118
85			Owens (Tributários)	0,35
86	Demanda completa de OD	Thackston & Krenkel	0,15	0,121
87			0,25	0,135
88			0,35	0,152
94	Demanda completa de OD	Arceivala	0,13	0,730
97			0,18	0,7286
96			0,20	0,729
98			0,16	0,7334
95			0,17	0,7346
Modelo QUAL2E Simplificado				
Rodada no.	Especificação	K₂	K₁	Coefficiente de determinação (CD)
112	Sem sedimentação de DBO e de N		0,17	0,668
113	Sem demanda bentônica		0,17	0,516
114	Sem ciclo do N	Arceivala	0,17	0,566
115	Sem sedimentação, demanda bentônica e ciclo do N		0,17	0,322
128	Sem sedimentação, demanda bentônica e ciclo do N	Arceivala	0,35	0,498
129			0,50	0,612
134			0,64	0,664
131			0,65	0,673
135			0,66	0,666
136			0,75	0,657

Os valores de K₁, K₂ e do coeficiente de determinação - CD que resultaram nas melhores simulações estão apresentados na TAB. 7.6.

TABELA 7.6
Valores de K_1 , K_2 e CD das melhores simulações

Rodada no.	Especificação	K_2	K_1	Coefficiente de determinação (CD)
95	Modelo QUAL2E Completo (Demanda completa de OD)	Arceivala	0,17	0,74
131	Modelo QUAL2E Simplificado (Sem sedimentação, demanda bentônica e ciclo do N)	Arceivala	0,65	0,67

Estas simulações são discutidas nos itens a seguir.

7.4.2 – Utilização do modelo QUAL2E completo

7.4.2.1 - Simulações com K_2 segundo fórmulas hidráulicas

Utilizando-se, inicialmente, as formulações existentes – ‘default’ - nas telas de entrada do QUAL2E, de acordo com as faixas de aplicabilidade dos valores de profundidade e velocidade para o período seco, os equacionamentos que se apresentaram apropriados para o cálculo de K_2 foram os de CHURCHILL *et al.*, OWENS *et al.* e THACKSTON & KRENKEL para o rio Paraopeba e Owens *et al.* para os tributários. Os ajustes obtidos com a aplicação das fórmulas hidráulicas para K_2 não apresentaram bons resultados. Os valores do coeficiente de reaeração atmosférica mostraram-se superestimados, apresentando valores baixos do coeficiente de determinação, quais sejam, de 0,11, 0,12 e 0,17, para valores de K_1 de 0,15, 0,25 e 0,35 dia⁻¹, respectivamente .

A aplicação das equações para K_2 segundo OWENS *et al.* e CHURCHILL *et al.* para o Paraopeba e Owens *et al.* para os tributários, considerando-se a demanda completa de oxigênio dissolvido, está apresentada no GRAF. 7.1, juntamente com os correspondentes valores de K_1 e CD, bem como as faixas de concentrações de OD observadas (média; média + desvio padrão; média – desvio padrão).

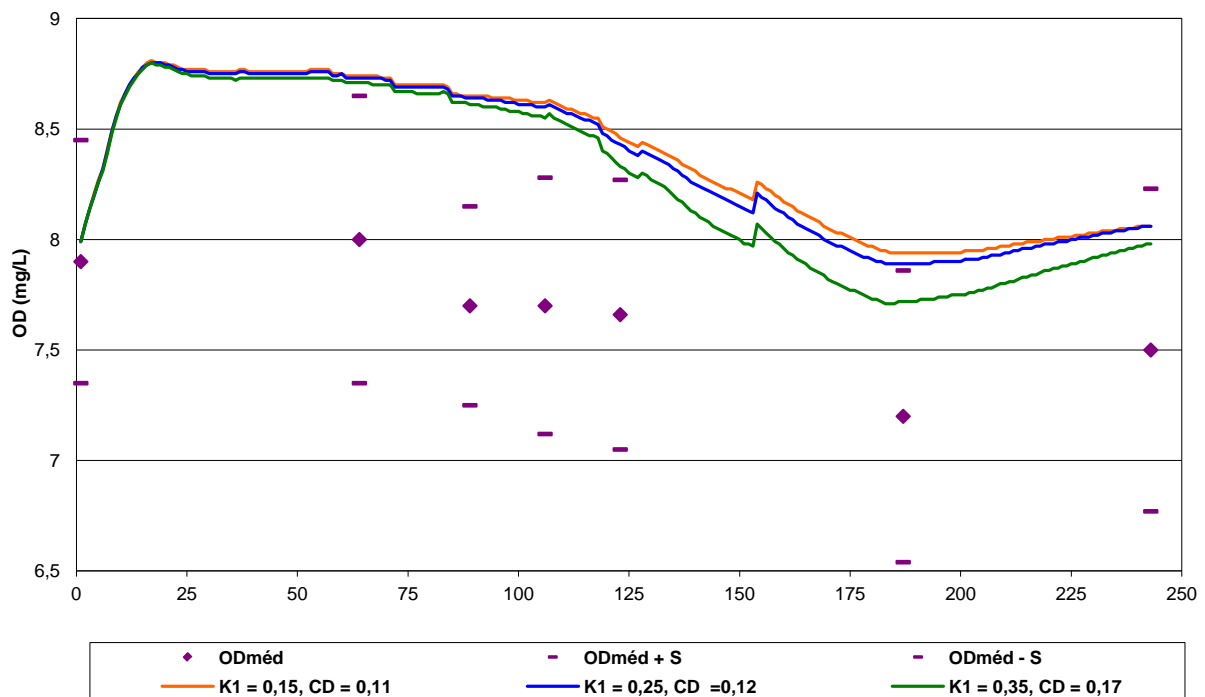


GRÁFICO 7.5 – Valores simulados e observados da concentração de oxigênio dissolvido em função da distância (km) no período seco (S=desvio padrão). Cálculo de K_2 por OWENS *et al.* e CHURCHILL *et al.* para o Paraopeba e OWENS *et al.* para os tributários, com $K_1=0,15, 0,25$ e $0,35 \text{ dia}^{-1}$.

Imediatamente após a primeira estação de monitoramento, os resultados da simulação apresentaram a tendência de superestimar a concentração de oxigênio dissolvido.

Nas 4 estações seguintes, constatou-se que a diferença entre os resultados da simulação e os dados observados foi da ordem de 1,5 mg/L. Verifica-se que possivelmente o

coeficiente de reaeração atmosférica, K_2 , foi superestimado pelos equacionamentos de OWENS E CHURCHILL.

Mesmo aumentando-se o valor do coeficiente de desoxigenação K_1 para $0,85 \text{ dia}^{-1}$, o coeficiente de determinação mostrou-se baixo - $CD=0,16$ - ainda menor que o valor encontrado para $K_1=0,35 \text{ dia}^{-1}$, que foi igual a $0,17$, conforme o GRAF. 7.2.

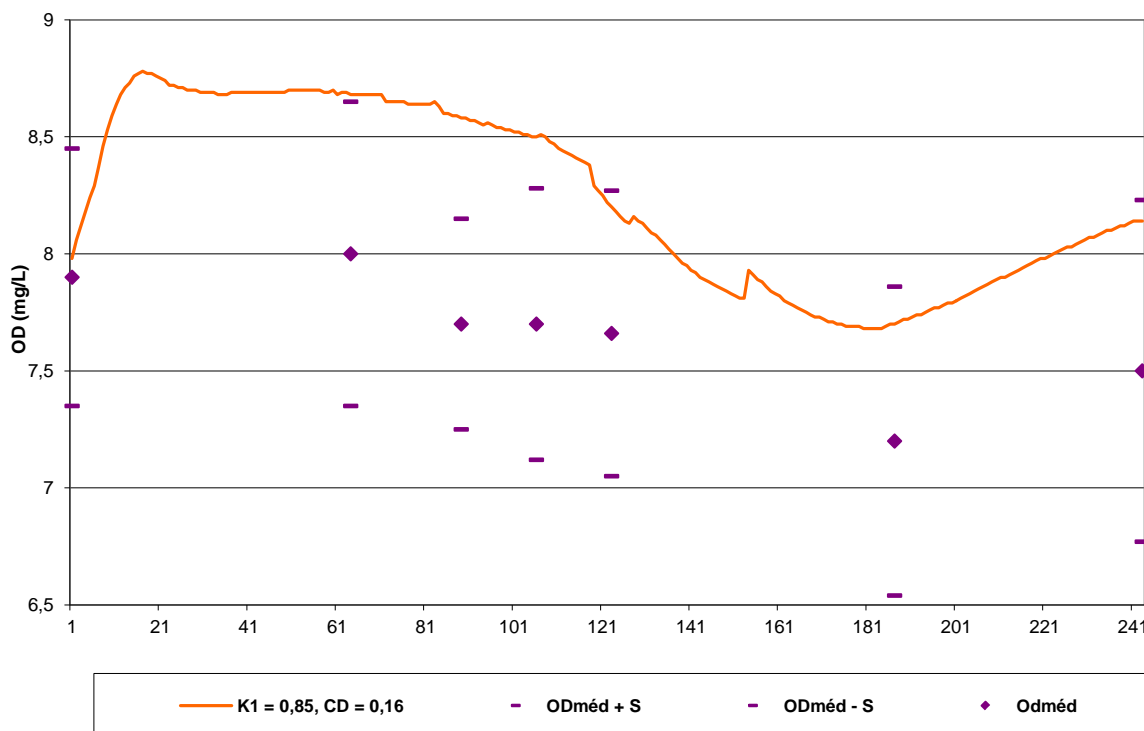


GRÁFICO 7.6 – Valores simulados e observados da concentração de oxigênio dissolvido em função da distância (km) no período seco (S = desvio padrão). Cálculo de K_2 por OWENS *et al.* e CHURCHILL *et al.* para o Paraopeba e por OWENS *et al.* para os tributários, com $K_1 = 0,85 \text{ dia}^{-1}$.

Para efeito de análise, adotando-se uma magnitude máxima para o valor de $K_1=3,0 \text{ dia}^{-1}$, indicada por BROWN E BARNWELL (EPA/600/3-87/007, 1987), os resultados obtidos estão no GRAF. 7.7.

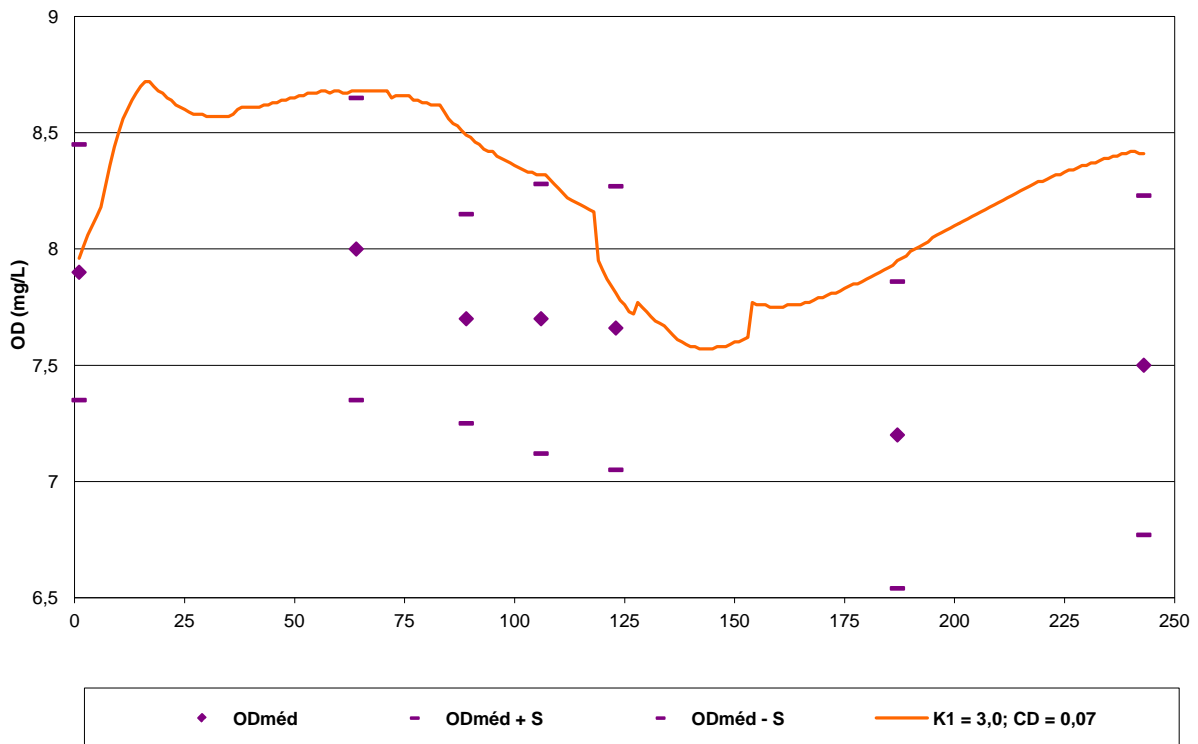


GRÁFICO 7.7 – Valores simulados e observados da concentração de oxigênio dissolvido em função da distância (km) no período seco (S=desvio padrão). Cálculo de K_2 por OWENS *et al.* e CHURCHILL *et al.* para o Paraopeba e OWENS *et al.* para os tributários, com $K_1=3,0 \text{ dia}^{-1}$.

Mesmo considerando-se uma taxa de consumo de oxigênio bastante elevada, ou seja, condições ambientais ótimas para uma velocidade significativa no exercício da demanda bioquímica carbonácea e nitrogenada, os resultados obtidos pela simulação permaneceram distantes daqueles observados, comprovados por um coeficiente de determinação de $CD=0,07$.

A despeito da significativa diferença nas concentrações de oxigênio dissolvido obtidas pelas simulações com o K_2 calculado pelas técnicas de OWENS E CHURCHILL, em uma análise global, verificou-se que as tendências nos intervalos entre estações são similares àquelas obtidas através da plotagem (GRAF. 7.1 e 7.2) com os dados

primários – valores médios observados, após o crescimento abrupto de O₂ nos primeiros vinte quilômetros.

Isto demonstra a fidelidade do equacionamento matemático formulado originalmente pelo modelo QUAL2E quanto à sua correspondência ao fenômeno físico real das trocas e mudanças no balanço de oxigênio dissolvido e exercício da demanda bioquímica carbonácea e nitrogenada. Desta feita, preliminarmente, indica-se uma possível inadequação quanto à magnitude dos valores dos coeficientes utilizados nas presentes rodadas do modelo.

Os valores de K₂ calculados pelo QUAL2E com a formulação de OWENS *et al.* e CHURCHILL *et al.* estão dispostos na TAB. 7.7.

TABELA 7.7
Valores do Coeficiente de Reaeração Atmosférica K₂ (dia⁻¹)
por OWENS *et al.* e CHURCHILL *et al.* – Rio Paraopeba e tributários
 (Continua)

Trecho	Formulação utilizada	K ₂ por Owens <i>et al.</i> e Churchill <i>et al.</i>
1	Owens,Edwards,and Gibbs	7,9
2	Churchill	27,4
3	Churchill	3,9
4	Owens,Edwards,and Gibbs	54,9
5	Owens,Edwards,and Gibbs	7,0
6	Owens,Edwards,and Gibbs	12,9
7	Owens,Edwards,and Gibbs	52,5
8	Owens,Edwards,and Gibbs	33,8
9	Owens,Edwards,and Gibbs	60,1
10	Owens,Edwards,and Gibbs	9,2
11	Churchill	3,8
12	Churchill	4,5
13	Churchill	3,2
14	Owens,Edwards,and Gibbs	57,4
15	Owens,Edwards,and Gibbs	14,3
16	Owens,Edwards,and Gibbs	107,7
17	Owens,Edwards,and Gibbs	22,1
18	Churchill	5,0
19	Owens,Edwards,and Gibbs	19,6
20	Owens,Edwards,and Gibbs	13,1
21	Owens,Edwards,and Gibbs	7,4
22	Single coeff.	0,2
23	Owens,Edwards,and Gibbs	6,2

TABELA 7.7
Valores do Coeficiente de Reaeração Atmosférica K_2 (dia^{-1})
por OWENS *et al.* e CHURCHILL *et al.* – Rio Paraopeba e tributários
 (Conclusão)

Trecho	Formulação utilizada	K_2 por Owens <i>et al.</i> e Churchill <i>et al.</i>
24	Churchill	3,2
25	Owens,Edwards,and Gibbs	25,0
26	Single coeff.	0,2
27	Owens,Edwards,and Gibbs	24,9
28	Owens,Edwards,and Gibbs	58,9
29	Owens,Edwards,and Gibbs	18,5
30	Churchill	3,2
31	Owens,Edwards,and Gibbs	82,5
32	Owens,Edwards,and Gibbs	69,4
33	Owens,Edwards,and Gibbs	34,0
34	Churchill	2,2
35	Owens,Edwards,and Gibbs	20,0
36	Owens,Edwards,and Gibbs	19,5
37	Owens,Edwards,and Gibbs	13,0
38	Churchill	2,2
39	Owens,Edwards,and Gibbs	49,0
40	Owens,Edwards,and Gibbs	45,5
41	Owens,Edwards,and Gibbs	14,1
42	Churchill	2,6
43	Churchill	1,5
44	Owens,Edwards,and Gibbs	38,7
45	Owens,Edwards,and Gibbs	36,2
46	Churchill	1,9
47	Churchill	1,1
48	Churchill	1,4
49	Churchill	1,6
50	Churchill	1,5

Considerando-se, da mesma forma, a demanda completa de O_2 , com aplicação da equação de THACKSTON & KRENKEL, tanto para o Paraopeba quanto para os tributários, a plotagem do oxigênio dissolvido com a distância e os correspondentes valores de K_1 e CD, está apresentada no GRAF. 7.8.

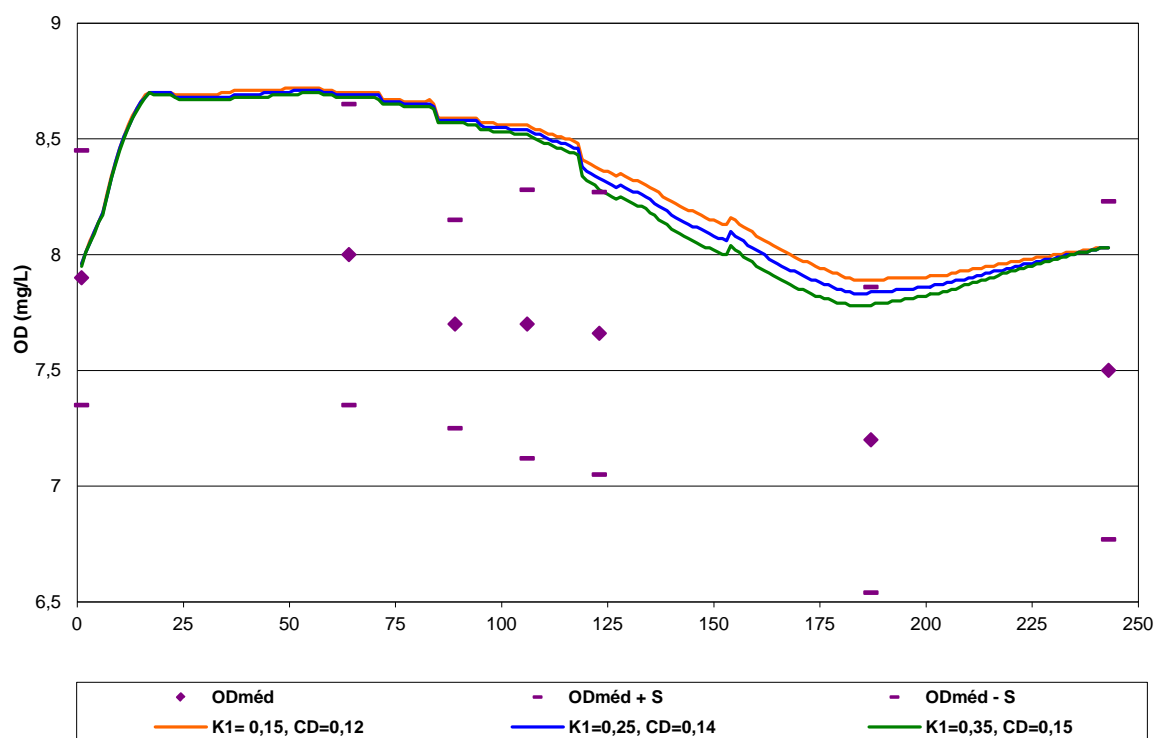


GRÁFICO 7.8 – Valores simulados e observados da concentração de oxigênio dissolvido em função da distância (km) no período seco (S=desvio padrão). Cálculo de K_2 por THACKSTON & KRENKEL para o Paraopeba e tributários, com $K_1=0,15, 0,25$ e $0,35 \text{ dia}^{-1}$.

Constatou-se, igualmente, que, apesar da significativa diferença nas concentrações de oxigênio dissolvido obtidas nas simulações com o K_2 calculado pela fórmula de THACKSTON & KRENKEL, a tendência apresentada nos trechos subsequentes aos primeiros vinte quilômetros foi igual àquela obtida com a plotagem com os valores médios observados pelo monitoramento no período em estudo.

Simulações feitas com o coeficiente de desoxigenação $K_1=0,85 \text{ dia}^{-1}$ e $3,0 \text{ dia}^{-1}$, obtiveram coeficientes de determinação baixos, quais sejam, $CD=0,19$ e $CD=0,08$, respectivamente, como mostra o GRAF. 7.9.

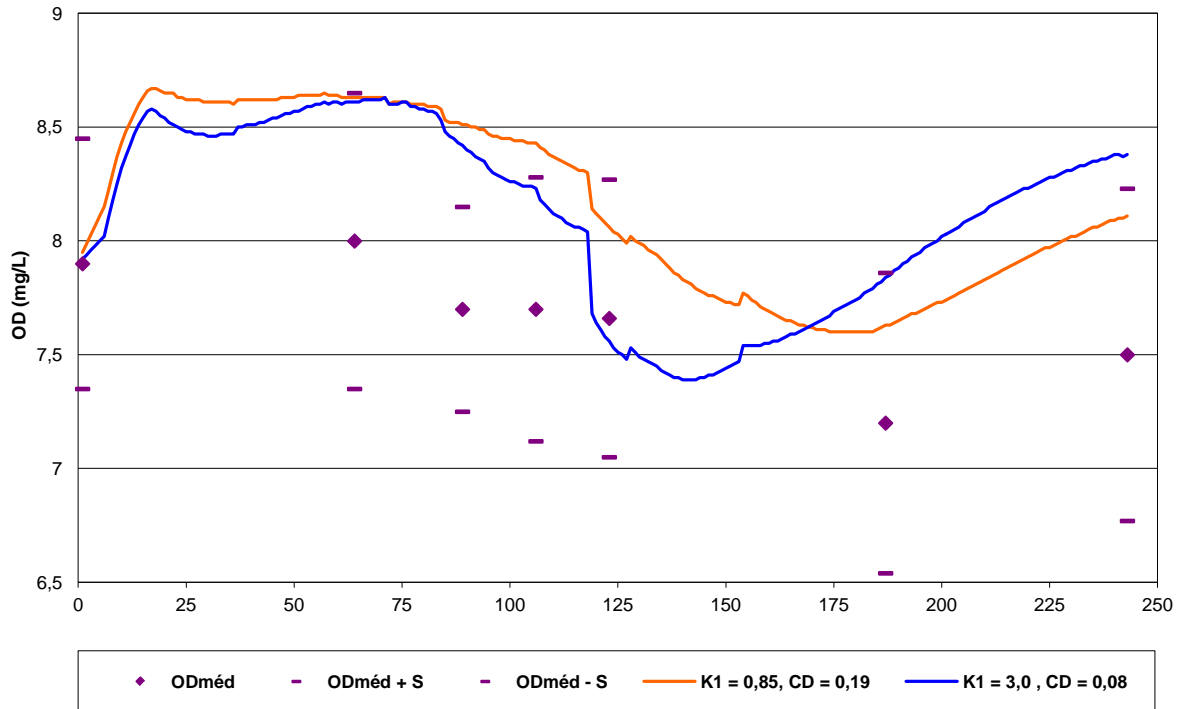


GRÁFICO 7.9 – Valores simulados e observados da concentração de oxigênio dissolvido em função da distância (km) no período seco (S=desvio padrão). Cálculo de K_2 por THACKSTON & KRENKEL para o rio Paraopeba e tributários, com $K_1=0,85$ e $3,0 \text{ dia}^{-1}$.

Os valores de K_2 calculados pelo QUAL2E com a formulação de THACKSTON & KRENKEL estão dispostos na TAB. 7.8.

TABELA 7.8
Valores do Coeficiente de Reaeração Atmosférica K_2 (dia^{-1})
por THACKSTON & KRENKEL – Rio Paraopeba e tributários

Trecho	K_2	Trecho	K_2	Trecho	K_2
1	5,0	18	3,2	35	9,5
2	18,8	19	11,4	36	9,5
3	3,5	20	7,8	37	6,6
4	40,0	21	4,7	38	2,1
5	6,4	22	0,2	39	18,6
6	6,9	23	3,7	40	16,8
7	57,6	24	2,9	41	9,0
8	18,3	25	9,8	42	2,3
9	34,0	26	1,7	43	1,5
10	5,8	27	9,9	44	13,2
11	3,1	28	23,5	45	12,5
12	3,7	29	7,9	46	1,4
13	2,7	30	3,0	47	1,1
14	24,8	31	28,0	48	1,4
15	6,8	32	23,8	49	1,5
16	45,5	33	11,3	50	1,5
17	10,8	34	2,2		

7.4.2.2 - Simulações com K_2 tabelado segundo ARCEIVALA

Com a utilização dos valores médios tabelados indicados por ARCEIVALA (1981), os ajustes sofreram uma sensível melhoria, comprovada pela magnitude dos valores obtidos para o coeficiente de determinação. Considerou-se, como anteriormente, a demanda completa de O_2 , e os resultados obtidos, para os mesmos valores iniciais de K_1 , estão no GRAF. 7.10.

Os valores de K_2 para o período seco, adotados considerando-se as condições de fluxo, conforme TAB. 7.1, estão listados na TAB. 7.9.

TABELA 7.9
Valores adotados para o coeficiente de reaeração atmosférica K_2 (dia⁻¹).
Valores sugeridos por Arceivala.
Todos os cursos d'água simulados. Período Seco

Trecho	Curso d'água	K_2	Trecho	Curso d'água	K_2
1	Paraopeba	0,69	26	Sarzedo	0,37
2	Paraopeba	0,69	27	Sarzedo	1,15
3	Macaubas	0,69	28	Sarzedo	1,62
4	Macaubas	1,62	29	Paraopeba	1,15
5	Macaubas	1,15	30	São Joaquim	0,69
6	Macaubas	1,15	31	São Joaquim	1,62
7	Macaubas	1,62	32	São Joaquim	1,15
8	Macaubas	1,15	33	Paraopeba	1,15
9	Macaubas	1,62	34	Betim	0,69
10	Paraopeba	1,15	35	Betim	1,15
11	Paraopeba	0,69	36	Betim	1,62
12	Paraopeba	0,69	37	Paraopeba	1,15
13	Águas Claras	0,69	38	Mateus Leme	0,69
14	Águas Claras	1,15	39	Mateus Leme	1,15
15	Águas Claras	1,15	40	Mateus Leme	1,15
16	Águas Claras	1,62	41	Paraopeba	1,15
17	Paraopeba	1,15	42	Paraopeba	0,69
18	Manso	0,69	43	Grande	0,69
19	Manso	1,15	44	Grande	1,15
20	Manso	1,15	45	Paraopeba	1,15
21	Manso	1,15	46	Paraopeba	0,69
22	Manso	0,37	47	Paraopeba	0,69
23	Paraopeba	1,15	48	Paraopeba	0,69
24	Sarzedo	0,69	49	Paraopeba	0,69
25	Sarzedo	1,15	50	Paraopeba	0,69

Considerou-se, como anteriormente, a demanda completa de OD – modelo QUAL2E completo.

Para os valores de K_1 , adotou-se o mesmo critério anterior, ou seja, inicialmente considerou-se os valores de 0,15, 0,25 e 0,35 dia^{-1} , alterando-se posteriormente, na medida em que as curvas de oxigênio versus distância produzidas indicavam suas tendências de ajuste com os dados observados. Os resultados obtidos apresentaram melhor ajuste, conforme GRAF 7.10, com coeficientes de determinação de 0,73, 0,72 e 0,67, respectivamente.

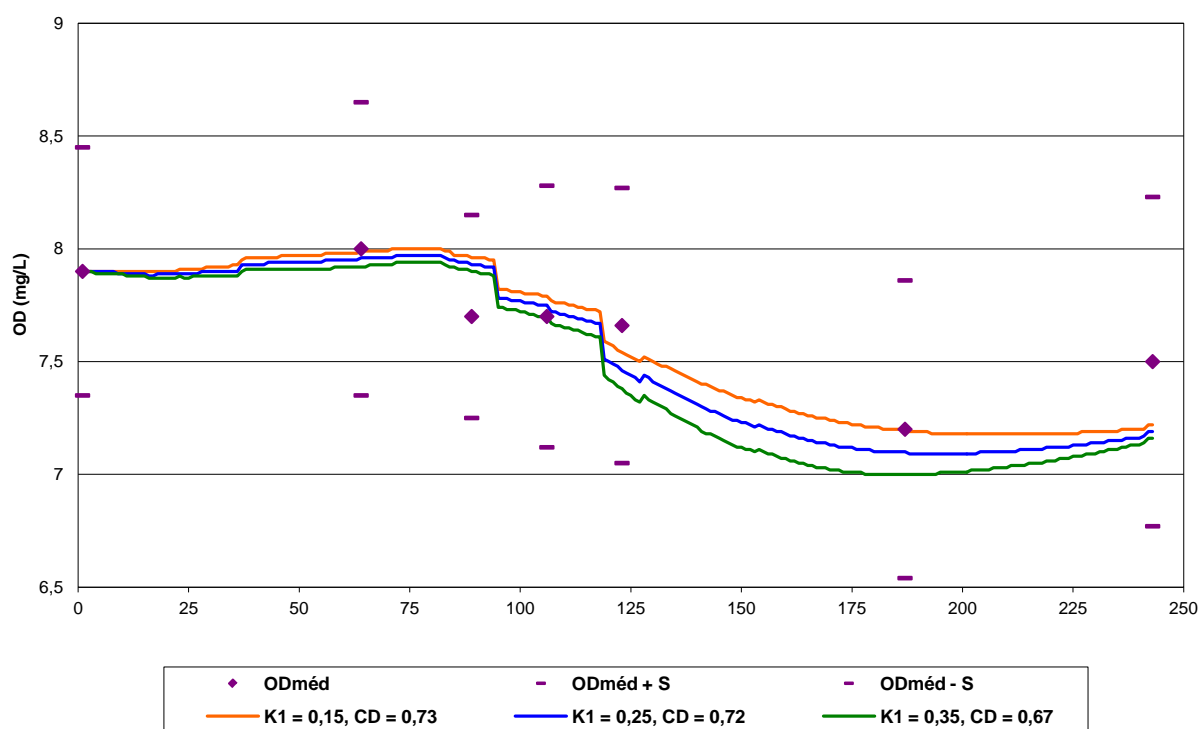


GRÁFICO 7.10 – Valores simulados e observados da concentração de oxigênio dissolvido em função da distância (km) no período seco (S=desvio padrão). Cálculo de K_2 por ARCEIVALA para o rio Paraopeba e tributários, com $K_1=0,15, 0,25$ e $0,35 \text{ dia}^{-1}$.

Com os coeficientes cinéticos adotados, sugeridos por ARCEIVALA (1981), a simulação apresentou os melhores resultados de ajuste aos dados observados,

reproduzindo as principais tendências de acréscimo e decréscimo dos dados experimentais (valores observados), ao longo do rio Paraopeba.

O melhor ajuste encontrado se deu para valor do coeficiente de desoxigenação $K_1 = 0,17 \text{ dia}^{-1}$, com coeficiente de determinação igual a 0,74, conforme GRAF. 7.11. Nesta simulação, nos quilômetros finais do trecho, desde a estação de Cachoeirinha (penúltima) até o quilômetro final, verifica-se um maior distanciamento entre os dados observados e os resultados simulados.

Baseando-se nos dados hidráulicos, pode-se afirmar que, em virtude do acréscimo da área superficial do curso d'água (espelho d'água), é razoável um ajuste (acréscimo) nos valores do coeficiente de reaeração – K_2 . Todavia, para se manter a homogeneidade e o estrito respeito aos valores indicados por Arceivala, optou-se por não se efetuar este ajuste fino no valor de K_2 .

7.4.3 - Introdução de simplificações no modelo QUAL2-E

Partindo-se da simulação de melhor ajuste para o modelo completo, com K_2 sugerido por Arceivala, efetuaram-se, então simplificações com a desconsideração de alguns termos do equacionamento original do QUAL2E para o balanço de oxigênio.

7.4.3.1 - Desconsideração da sedimentação

Com aplicação do modelo para os valores de $K_1=0,17 \text{ dia}^{-1}$ e os de K_2 sugeridos por Arceivala, sem a consideração do processo de sedimentação (DBO e N), os resultados obtidos foram ainda assim satisfatórios, com coeficiente de determinação $CD=0,67$.

As duas curvas, com e sem sedimentação, mostraram ajuste bastante similar, como mostra a GRAF. 7.11.

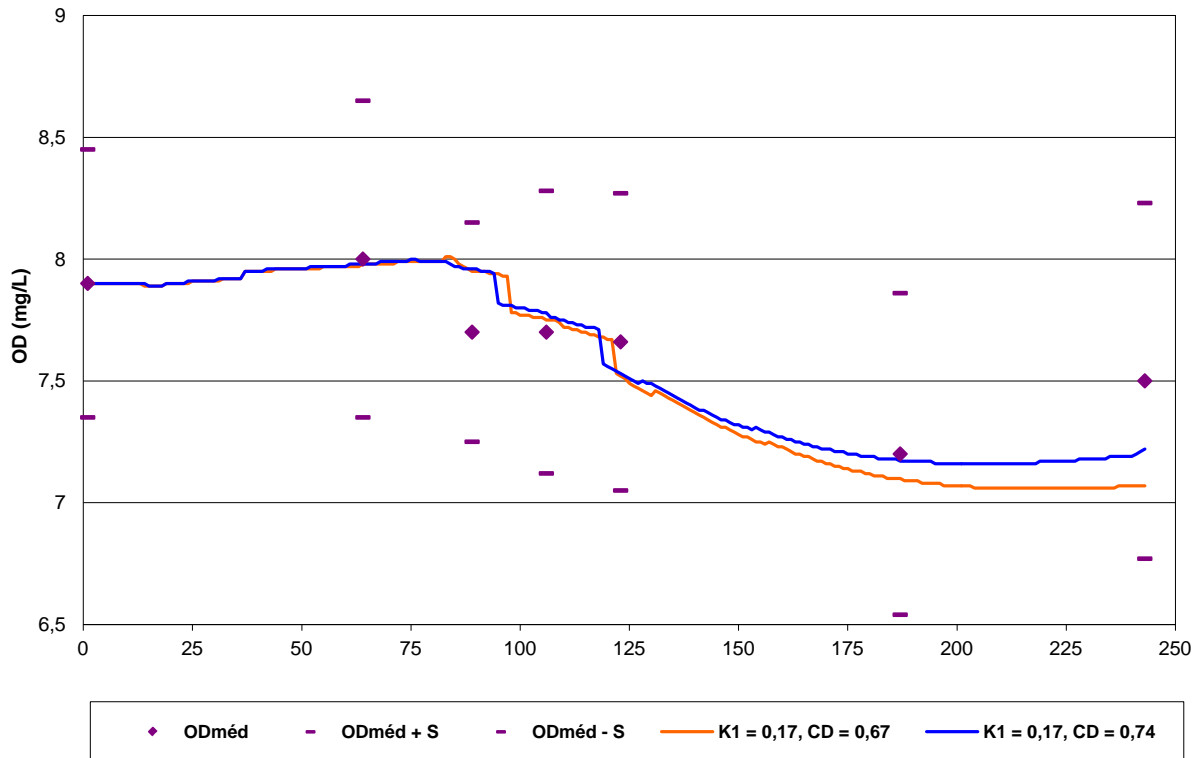


GRÁFICO 7.11 – Valores simulados e observados da concentração de oxigênio dissolvido em função da distância (km) no período seco (S=desvio padrão). Cálculo de K_2 por ARCEIVALA para o rio Paraopeba e tributários, com $K_1=0,17 \text{ dia}^{-1}$, com e sem sedimentação de DBO e N.

Apesar da maioria dos corpos d'água lóticos simulados apresentarem velocidade do fluxo relativamente elevada, podendo ser considerados rápidos - principalmente os tributários – (TAB. 7.3), o exercício da demanda bioquímica sofreu um pequeno retardamento, no espaço e no tempo, com a desconsideração dos efeitos da sedimentação no balanço de oxigênio dissolvido.

Isto foi constatado através da redução dos níveis de oxigênio obtida, notadamente após os trechos que recebem as maiores cargas pontuais, a partir das proximidades do quilômetro 80.

Nos trechos finais, após a estação de monitoramento localizada no quilômetro 122, a redução da concentração de oxigênio dissolvido foi mais acentuada, em decorrência da demanda ser atendida através das reações bioquímicas, sem os efeitos físicos da sedimentação.

Em virtude da relativa pequena redução no valor de CD, de 0,73 para 0,67, o modelo indicou pouca sensibilidade para os efeitos físicos da sedimentação, a despeito das características hidráulicas supracitadas.

7.4.3.2 - Desconsideração da demanda bentônica

Com a desconsideração da demanda bioquímica de oxigênio bentônica carbonácea e amoniacal, os resultados obtidos indicaram maior sensibilidade do modelo. O coeficiente de determinação foi reduzido em aproximadamente 30%, para o valor de $CD=0,52$. o GRAF. 7.12 mostra a curva obtida, comparada com a simulação que considerou a demanda bentônica.

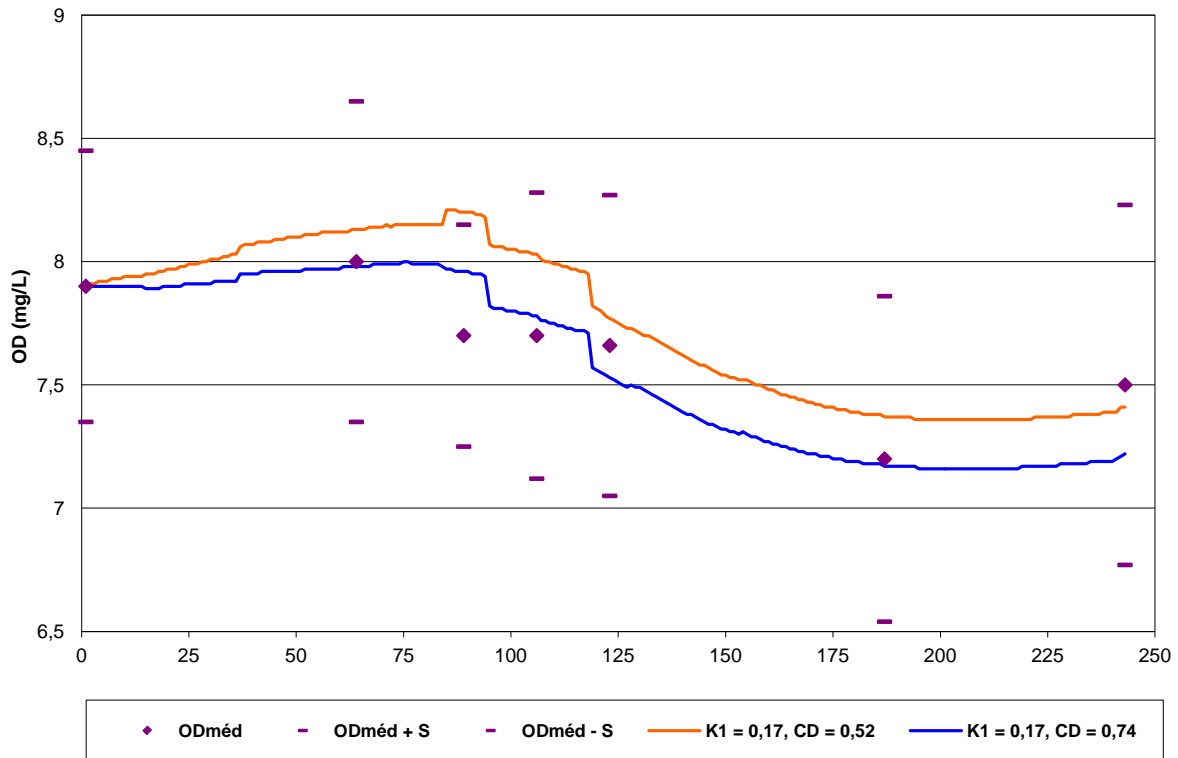


GRÁFICO 7.12 – Valores simulados e observados da concentração de oxigênio dissolvido em função da distância (km) no período seco (S=desvio padrão). Cálculo de K_2 por ARCEIVALA para o rio Paraopeba e tributários, com $K_1=0,17 \text{ dia}^{-1}$, com e sem demanda bentônica.

Notou-se, com clareza, o efeito da desconsideração da demanda bentônica nos ambientes lênticos da Represa do Sistema Rio Manso e da Represa da Petrobrás, situadas nos quilômetros 83 e 94, respectivamente. Ocorreu uma sensível elevação da concentração de oxigênio dissolvido neste trecho decorrente do não exercício desta demanda, com conseqüente redução do coeficiente de determinação para $CD=0,52$. Ou seja, o exercício da demanda de OD sofreu um significativo retardamento a partir dos trechos iniciais, mantendo a tendência ao longo de toda a porção simulada.

Por outro lado, verificou-se, também, que ela é significativa, não só nos citados ambientes lênticos, como em todos os outros trechos da porção simulada do rio Paraopeba, visto que desde os primeiros quilômetros o efeito de elevação de OD foi nítido e relevante, ao ser desconsiderada a demanda bentônica.

7.4.3.3 - Desconsideração do ciclo do nitrogênio

A simulação realizada sem a consideração do ciclo completo do nitrogênio (sem hidrólise, sem sedimentação, sem oxidação de amônia a nitrato e sem demanda bentônica amoniacal), apresentou resultados semelhantes ao anterior. Porém, o valor do coeficiente de determinação foi um pouco mais elevado, $CD=0,57$, conforme mostra o GRAF. 7.13.

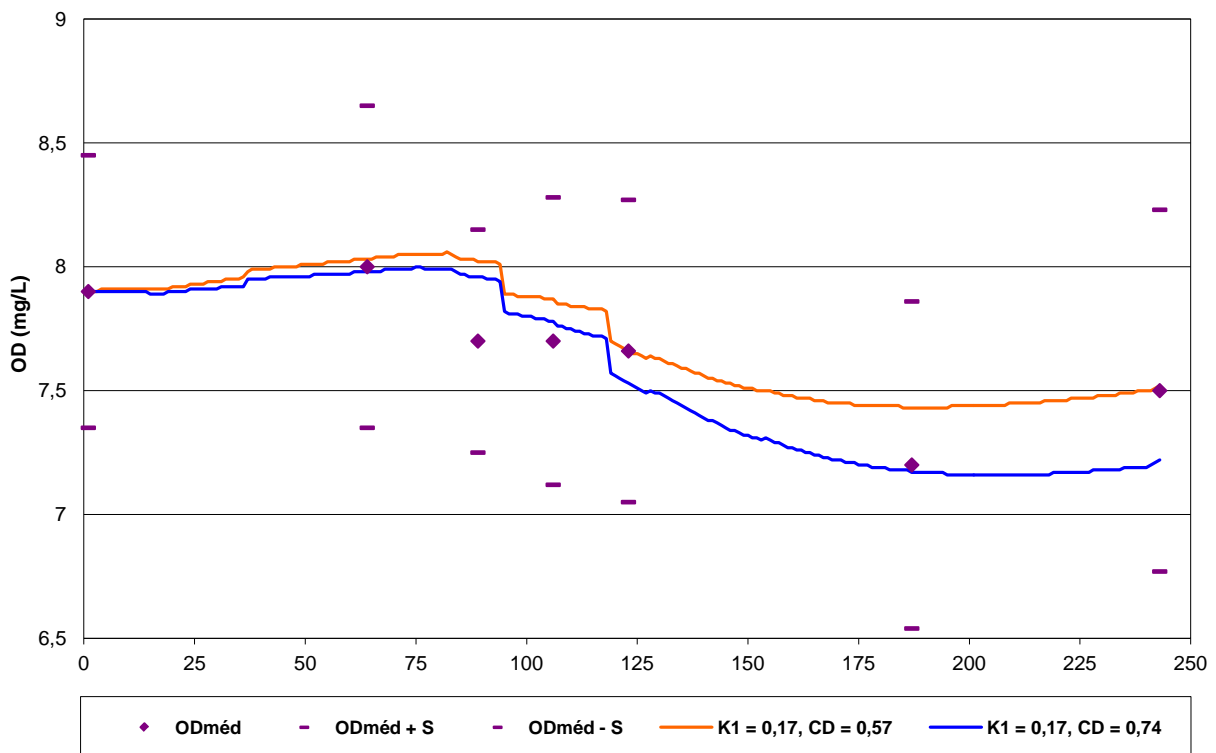


GRÁFICO 7.13 – Valores simulados e observados da concentração de oxigênio dissolvido em função da distância (km) no período seco (S=desvio padrão). Cálculo de K_2 por ARCEIVALA para o rio Paraopeba e tributários, com $K_1=0,17 \text{ dia}^{-1}$, com e sem ciclo completo do nitrogênio.

A sensibilidade do modelo QUAL2E para a demanda bentônica de oxigênio, carbonácea e amoniacal, foi maior que para o ciclo completo do nitrogênio. Em termos de valores de coeficiente de determinação a diferença relativa é de aproximadamente 9%.

O exercício da demanda de OD decorrente dos processos físicos e biológicos do ciclo do nitrogênio se dá, com maior intensidade, após a foz do ribeirão Betim no km 122.

Desconsiderando-se apenas a demanda bentônica de material carbonáceo, o coeficiente de determinação permaneceu o mesmo que o anterior – $CD = 0,52$, indicando nenhuma influência da demanda bentônica amoniacal.

A confirmação da ausência de liberação de amônia pelo sedimento se deu através da simulação que desconsiderou apenas a demanda bentônica devida a esta liberação. Tal simulação produziu um coeficiente de determinação de $CD=0,73$, praticamente o mesmo para a simulação para demanda completa de oxigênio dissolvido. Ou seja, de fato, na porção simulada do rio Paraopeba para as condições de período seco, não há liberação de amônia pelos sedimentos.

7.4.3.4 - Versão mais simplificada do modelo

Com a versão mais simplificada do modelo QUAL2E, com estrutura similar ao equacionamento de Streeter-Phelps, a simulação foi realizada com desconsideração da sedimentação de DBO carbonácea, da demanda bentônica e do ciclo completo do nitrogênio.

Preservando o valor de melhor ajuste original do K_1 ($K_1 = 0,17 \text{ dia}^{-1}$), o valor encontrado para o coeficiente de determinação foi de $CD=0,32$, o que indica elevada influência do conjunto de fatores desconsiderados no balanço final de oxigênio dissolvido, ao se manter a mesma velocidade de exercício da demanda bioquímica carbonácea (K_1),.

A simulação com a mesma situação anterior de demanda de oxigênio, porém com o valor de K_1 ajustado para $0,65 \text{ dia}^{-1}$, apresentou melhores resultados, gerando um coeficiente de determinação $CD=0,67$. Estas duas simulações estão apresentadas no GRAF. 7.14.

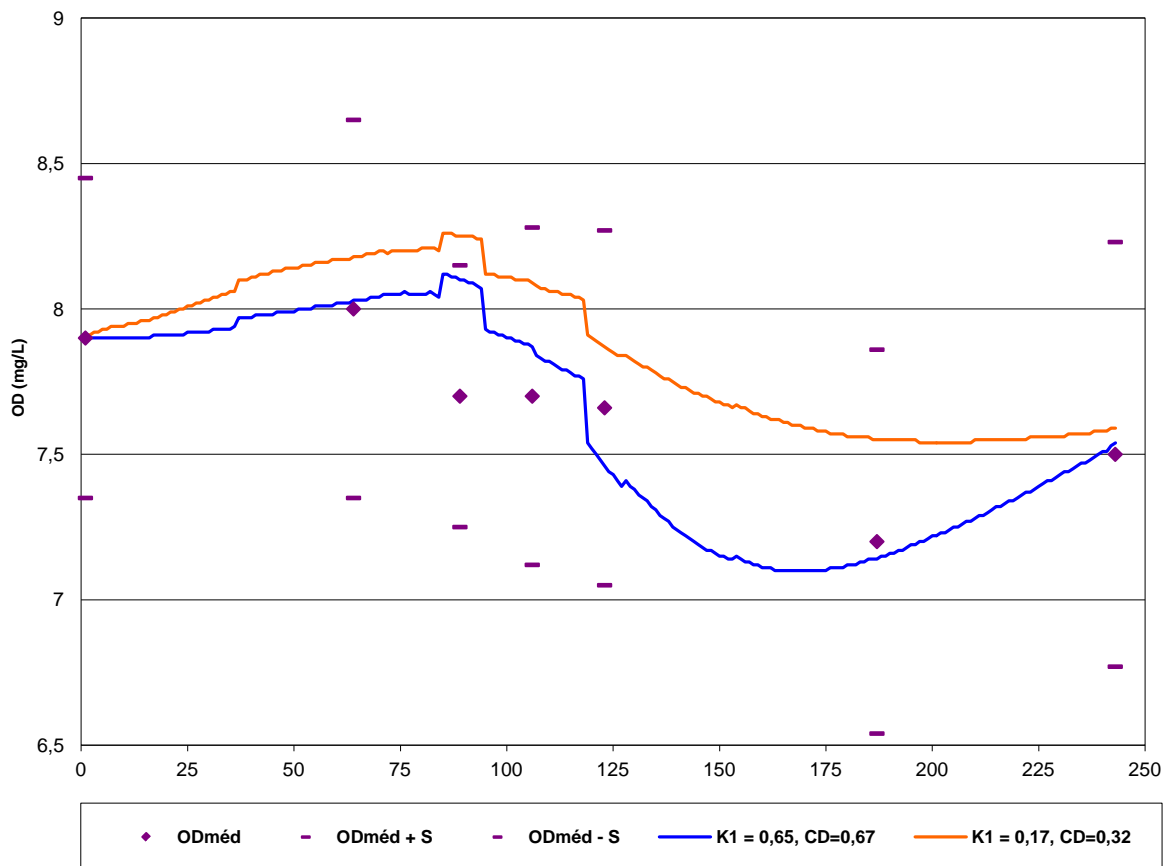


GRÁFICO 7.14 – Valores simulados e observados da concentração de oxigênio dissolvido em função da distância (km) no período seco (S=desvio padrão). Cálculo de K_2 por ARCEIVALA para o rio Paraopeba e tributários, com $K_1=0,17 \text{ dia}^{-1}$ e $0,65 \text{ dia}^{-1}$, sem sedimentação, sem demanda bentônica e sem o ciclo do nitrogênio.

Dois aspectos foram relevantes na simulação com K_1 ajustado para $0,65 \text{ dia}^{-1}$, quais sejam, a significativa influência do Reservatório do Sistema Rio Manso, no quilômetro

83 e a sensível elevação dos níveis de oxigênio dissolvido nos trechos finais da porção simulada do rio Paraopeba.

A sedimentação no Reservatório e a conseqüente demanda bentônica de oxigênio e o exercício da demanda bioquímica de oxigênio nitrogenada nos trechos finais, não computadas no balanço de OD, acarretaram tais respostas do corpo d'água estudado.

Além disso, a majoração do coeficiente de desoxigenação para $0,65 \text{ dia}^{-1}$ produziu uma resposta mais veloz do exercício da demanda bioquímica de oxigênio carbonácea e apresentou uma inflexão bem mais acentuada na curva de oxigênio, cujo déficit crítico situou-se nas proximidades do quilômetro 165.

Com os pares de K_2 – indicado por Arceivala – e K_1 das simulações com melhores resultados, ou seja, $K_1=0,17 \text{ dia}^{-1}$ para demanda completa de O_2 e $K_1=0,65 \text{ dia}^{-1}$ para exercício somente da demanda bioquímica carbonácea, os resultados das simulações foram satisfatórios, posto que, de acordo com o coeficiente de determinação, mais de 70% e 67%, respectivamente, da variância dos dados observados foi explicada pelo modelo.

Ficou atestado, também, que a sensibilidade do modelo para as reações bioquímicas decorrentes da demanda bentônica e das transformações oriundas da ciclagem do nitrogênio é relevante. Ou seja, considerada a demanda completa de oxigênio dissolvido, o coeficiente de desoxigenação (que retrata a velocidade do exercício da DBO) foi de $0,17 \text{ dia}^{-1}$, com $CD=0,73$.

Por outro lado, com a desconsideração de tais fatores, obteve-se um coeficiente de determinação apenas 8% menor e a taxa de consumo mostrou melhor ajuste no valor de $0,65 \text{ dia}^{-1}$. Seu valor foi acrescido em 3,82 vezes, para os mesmos valores considerados do coeficiente de reaeração atmosférica, indicados por Arceivala e mesmas condições de fluxo e de entradas (cargas pontuais), retiradas e vazões incrementais.

O GRAF. 7.15 mostra as curvas representativas de tais cenários.

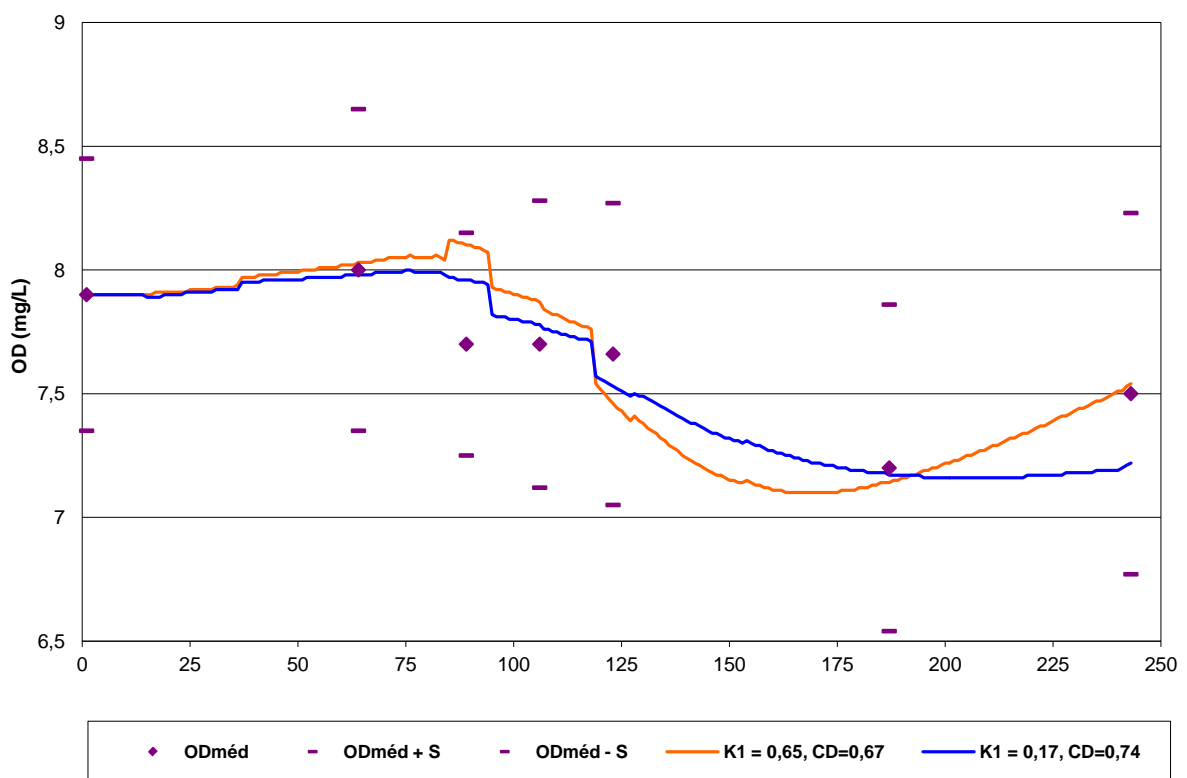


GRÁFICO 7.15 – Valores simulados e observados da concentração de oxigênio dissolvido em função da distância (km) no período seco (S=desvio padrão). Cálculo de K_2 por ARCEIVALA para o rio Paraopeba e tributários, com $K_1=0,17 \text{ dia}^{-1}$, com demanda completa de oxigênio e $K_1=0,65 \text{ dia}^{-1}$, sem sedimentação, sem demanda bentônica e sem o ciclo do nitrogênio.

Tais resultados indicaram que a magnitude das mudanças no oxigênio dissolvido em decorrência da síntese do nitrogênio orgânico e amoniacal para os estados mais oxidados de nitrito e nitrato, são realmente significativas e devem ser consideradas em análises do balanço do oxigênio dissolvido em cursos d'água superficiais.

A versão mais simplificada do modelo, com estrutura similar ao equacionamento de Streeter & Phelps, mostrou resultados satisfatórios.

7.4.4 - Influência dos principais lançamentos no perfil de OD do Rio Paraopeba

Verificou-se que a influência do lançamento das águas do rio Manso, cuja vazão no período seco foi de 4,76 m³/s, é relevante quando não se considera a demanda completa de OD. A sua foz situa-se no quilômetro 83, pouco antes da estação de qualidade Fecho do Funil (a terceira da esquerda para a direita no GRAF. 7.15).

Ou seja, o não exercício da demanda bentônica, da sedimentação e do ciclo do nitrogênio no ambiente lântico do reservatório de Rio Manso, faz com que ocorra um acréscimo na concentração de oxigênio imediatamente a montante.

Outro aspecto de importância é a constatação de que as cargas lançadas pelos municípios entre os quilômetros 75 e 130 não puderam ser precisamente localizadas.

Realmente, há cargas pontuais concentradas mas, no entanto, considerou-se que em virtude do relativo baixo índice de cobertura da rede coletora de esgotos, no período de 1993 a 1999, parcela significativa das cargas geradas tem caráter difuso, de difícil caracterização, principalmente quanto à sua localização.

Ademais, parcela considerável dos tecidos urbanos das cidades aí situadas se estende ao longo das margens do rio Paraopeba, como as localidades de Melo Franco e Fecho do Funil (Brumadinho), Citrolândia, Vianópolis e Açude (Betim), sendo que as duas últimas lançam as cargas geradas em pequenos tributários do rio Paraopeba, além das sedes urbanas de Brumadinho e São Joaquim de Bicas. O centro da sede urbana de Igarapé situa-se a menos de 6 quilômetros do leito do Paraopeba.

As cargas provenientes das atividades industriais não foram consideradas na simulação, em função da indisponibilidade de informações que possibilitassem sua adequada caracterização.

Este fato também contribui para a manutenção, nas simulações efetuadas, dos níveis de oxigênio dissolvido em valores acima dos valores médios observados no período, nas estações de qualidade localizadas a jusante dos ribeirões Sarzedo e Betim. Há um considerável e diversificado conjunto de atividades industriais nestes municípios, sobretudo em Betim.

7.4.5 - Considerações sobre o coeficiente K_2

A TAB. 7.10, somente para o rio Paraopeba e a TAB. 7.11, para todos os cursos d'água simulados, mostram os valores do coeficiente de reaeração atmosférica K_2 calculados pelo QUAL2E pelos métodos dos pesquisadores OWENS *et al.* e CHURCHILL *et al.*, THACKSTON & KRENKEL, comparados em sua magnitude com os valores indicados por ARCEIVALA, através da proporção entre eles apresentada nas duas colunas da direita.

A proporção entre os valores médios de K_2 obtidos pelo equacionamentos de OWENS et al. e CHURCHILL *et al.* e THACKSTON & KRENKEL pelos sugeridos por ARCEIVALA foi de 5,9 e 4,7, para os trechos do rio Paraopeba e de 18,6 e 8,8, considerados todos os trechos simulados.

As diferenças de magnitude entre os valores calculados e aqueles sugeridos por ARCEIVALA foi bastante elevada.

TABELA 7.10
Valores do Coeficiente de Reaeração Atmosférica, K_2 (dia⁻¹) – Rio Paraopeba

Trecho	K_2 por Owens <i>et al.</i> e Churchill <i>et al.</i>	K_2 por Thackston & Krenkel	K_2 por Arceivala	Razão entre K_2 por Owens-Churchill e K_2 por Arceivala	Razão entre K_2 por Thackston & Krenkel e K_2 por Arceivala
1	7,85	5		11,4	7,2
2	27,44	18,8		39,8	27,2
3	3,87	3,46		5,6	5,0
11	3,8	3,14		5,5	4,6
12	4,45	3,68		6,4	5,3
13	3,15	2,7		4,6	3,9
18	4,97	3,17		7,2	4,6
24	3,23	2,93		4,7	4,2
30	3,23	3		4,7	4,3
34	2,15	2,16	0,69	3,1	3,1
38	2,21	2,1		3,2	3,0
42	2,59	2,26		3,8	3,3
43	1,52	1,5		2,2	2,2
46	1,94	1,35		2,8	2,0
47	1,05	1,06		1,5	1,5
48	1,38	1,35		2,0	2,0
49	1,55	1,5		2,2	2,2
50	1,54	1,5		2,2	2,2
Valores Médios				6,3	4,9

TABELA 7.11
Valores do Coeficiente de Reaeração Atmosférica K_2 (dia^{-1})
Para todos os cursos d'água simulados

(Continua)

Trecho	K_2 por Owens <i>et al.</i> e Churchill <i>et al.</i>	K_2 por Thackston & Krenkel	K_2 por Arceivala	Razão entre K_2 por Owens-Churchill e K_2 por Arceivala	Razão entre K_2 por Thackston & Krenkel e K_2 por Arceivala
1	7,85	5,00	0,69	11,40	7,20
2	27,44	18,80	0,69	39,80	27,20
3	3,87	3,46	0,69	5,60	5,00
4	54,91	40,00	1,62	33,90	24,70
5	7,04	6,39	1,15	6,10	5,60
6	12,94	6,93	1,15	11,30	6,00
7	52,52	57,55	1,62	32,40	35,50
8	33,76	18,30	1,15	29,40	15,90
9	60,05	33,96	1,62	37,10	21,00
10	9,18	5,81	1,15	8,00	5,10
11	3,80	3,14	0,69	5,50	4,60
12	4,45	3,68	0,69	6,40	5,30
13	3,15	2,70	0,69	4,60	3,90
14	57,38	24,79	1,15	49,90	21,60
15	14,25	6,78	1,15	12,40	5,90
16	107,74	45,53	1,62	66,50	28,10
17	22,09	10,83	1,15	19,20	9,40
18	4,97	3,17	0,69	7,20	4,60
19	19,58	11,41	1,15	17,00	9,90
20	13,11	7,75	1,15	11,40	6,70
21	7,42	4,72	1,15	6,50	4,10
22	0,24	0,24	0,37	0,60	0,60
23	6,15	3,65	1,15	5,30	3,20
24	3,23	2,93	0,69	4,70	4,20
25	25,00	9,80	1,15	21,70	8,50
26	0,24	1,69	0,37	0,60	4,60
27	24,86	9,90	1,15	21,60	8,60
28	58,85	23,54	1,62	36,30	14,50
29	18,50	7,90	1,15	16,10	6,90
30	3,23	3,00	0,69	4,70	4,30
31	82,46	28,00	1,62	50,90	17,30
32	69,41	23,78	1,15	60,40	20,70
33	34,03	11,29	1,15	29,60	9,80
34	2,15	2,16	0,69	3,10	3,10
35	20,00	9,47	1,15	17,40	8,20
36	19,50	9,48	1,62	12,00	5,90
37	12,97	6,60	1,15	11,30	5,70
38	2,21	2,10	0,69	3,20	3,00
39	49,00	18,60	1,15	42,60	16,20

40 45,53 16,81 1,15 39,60 14,60

TABELA 7.11
Valores do Coeficiente de Reaeração Atmosférica K_2 (dia^{-1})
Para todos os cursos d'água simulados

Trecho	(Conclusão)				
	K_2 por Owens <i>et al.</i> e Churchill <i>et al.</i>	K_2 por Thackston & Krenkel	K_2 por Arceivala	Razão entre K_2 por Owens-Churchill e K_2 por Arceivala	Razão entre K_2 por Thackston & Krenkel e K_2 por Arceivala
41	14,12	8,97	1,15	12,30	7,80
42	2,59	2,26	0,69	3,80	3,30
43	1,52	1,50	0,69	2,20	2,20
44	38,72	13,18	1,15	33,70	11,50
45	36,20	12,50	1,15	31,50	10,90
46	1,94	1,35	0,69	2,80	2,00
47	1,05	1,06	0,69	1,50	1,50
48	1,38	1,35	0,69	2,00	2,00
49	1,55	1,50	0,69	2,20	2,20
50	1,54	1,50	0,69	2,20	2,20
Valores Médios				18,0	9,3

7.5 - Simulações para o período chuvoso

7.5.1 – Estruturas utilizadas

Similarmente ao período seco, realizou-se um processo de tentativa e erro, visando-se ao melhor ajuste das curvas de oxigênio dissolvido resultantes das simulações aos dados experimentais. Denominou-se como simulação com o modelo QUAL2E completo aquelas onde se considerou a reaeração atmosférica, a desoxigenação pelo exercício da demanda bioquímica de oxigênio, a demanda bentônica de oxigênio, a oxidação da amônia para nitrito e a oxidação do nitrito para nitrato. Nas simulações com o modelo QUAL2E simplificado considerou-se apenas o exercício da DBO e a reaeração atmosférica, desprezando-se o consumo de oxigênio exercido pelo ciclo do nitrogênio, os efeitos da sedimentação da DBO e a demanda bentônica de oxigênio.

Foram utilizados, inicialmente, como nas simulações para o período seco, valores do coeficiente de desoxigenação, K_1 , de 0,15, 0,25 e 0,35 dia^{-1} , fruto de resultados práticos obtidos por von Sperling em rios da região metropolitana de Belo Horizonte.

No decorrer das simulações, comparando-se as curvas de oxigênio dissolvido obtidas com os dados experimentais, procederam-se modificações no coeficiente de desoxigenação K_1 proporcionando-se máxima convergência possível, verificada através de valores do coeficiente de determinação mais próximos do valor unitário (1).

A TAB. 7.12 mostra o grau de ajuste medido pelo coeficiente de determinação dos melhores resultados das simulações para o período chuvoso com a utilização do modelo QUAL2E completo e com a utilização do modelo QUAL2E simplificado.

TABELA 7.12
Simulações realizadas para o período chuvoso

Modelo QUAL2E Completo				
Rodada no.	Especificação	K₂	K₁	Coefficiente de determinação (CD)
99			0,15	-0,042
100			0,25	-0,032
142			0,3	-0,039
101			0,35	-0,03
141	Demanda completa de OD	Arceivala	0,4	-0,038
140			0,5	-0,048
137			0,65	-0,075
138			0,8	-0,176
139			0,95	-0,297
102			0,15	0,537
103	Demanda completa de OD	Arceivala reduzido em 1/3	0,25	0,706
104			0,35	0,747
143			0,05	0,396
105			0,15	0,334
110	Demanda completa de OD	Arceivala reduzido em 2/3	0,25	0,281
111			0,35	0,24
53		Thackston & Krenkel (Paraopeba)	0,15	0,054
50	Demanda completa de OD	e Churchill (Tributários)	0,25	0,061
47			0,35	0,066
54			0,15	0,034
51	Demanda completa de OD	Thackston & Krenkel	0,25	0,038
48			0,35	0,048
106			0,33	0,739
109	Demanda completa de OD	Arceivala reduzido em 1/3	0,34	0,733
108			0,36	0,731
107			0,37	0,723

TABELA 7.12
Simulações realizadas para o período chuvoso

Modelo QUAL2E Simplificado				
Rodada no.	Especificação	K₂	K₁	Coefficiente de determinação (CD)
116	Sem sedimentação de DBO e N		0,35	0,729
117	Sem demanda bentônica de DBO e NH3		0,35	0,337
118	Sem ciclo do N		0,35	0,041
119			0,35	0,049
148			0,5	0,123
158		Arceivala	0,65	0,178
149	Sem sedimentação e demanda bentônica de DBO e ciclo do N	reduzido em 1/3	0,75	0,220
150			0,85	0,188
154			0,76	0,204
155			0,74	0,193
123			0,15	0,719
127	Sem sedimentação e demanda bentônica de DBO e ciclo do N	Arceivala	0,19	0,725
124		reduzido em 2/3	0,20	0,735
126			0,21	0,732
122			0,25	0,728

Os valores de K₁, K₂ e do coeficiente de determinação - CD que resultaram nas melhores simulações para o período chuvoso estão apresentados na TAB. 7.13.

TABELA 7.13
Valores de K₁, K₂ e CD das melhores simulações

Rodada no.	Especificação	K₂	K₁	Coefficiente de determinação (CD)
104	Modelo QUAL2E Completo (Demanda completa de OD)	Arceivala reduzido em 1/3	0,35	0,75
124	Modelo QUAL2E Simplificado (Sem sedimentação e demanda bentônica de DBO e ciclo do N)	Arceivala reduzido em 2/3	0,20	0,74

7.5.2 - Utilização do modelo QUAL2E completo

7.5.2.1 - Simulações com K_2 segundo fórmulas hidráulicas

As simulações para o período chuvoso, com os mesmos valores iniciais de K_1 (0,15, 0,25 e 0,35 dia^{-1}) e com K_2 calculado pelas formulações de THACKSTON & KRENKEL para os trechos do Rio Paraopeba e CHURCHILL *et al.* para os trechos dos tributários, considerando-se todos os termos que demandam oxigênio dissolvido, apresentaram os resultados descritos no GRAF. 7.16.

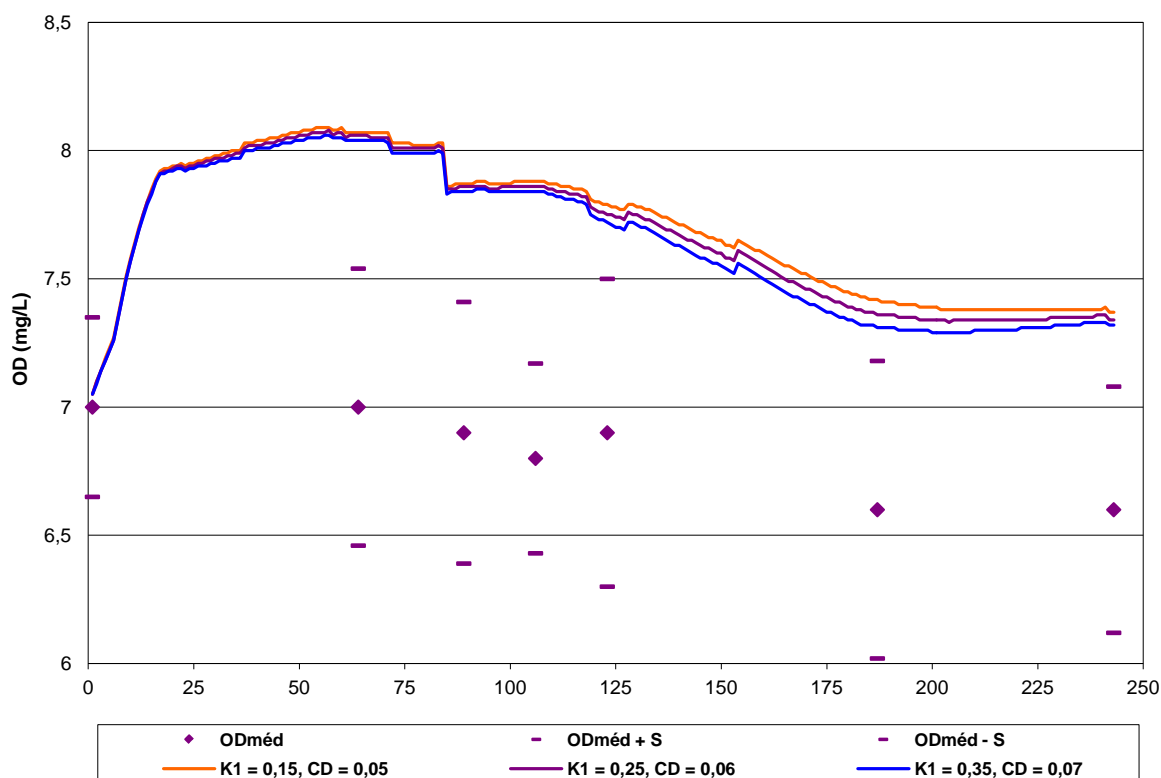


GRÁFICO 7.16 - Valores simulados e observados da concentração de oxigênio dissolvido em função da distância (km) no período seco, (S=desvio padrão). Cálculo de K_2 por THACKSTON & KRENKEL para o Paraopeba e CHURCHILL *et al.* para os tributários, com $K_1=0,15, 0,25$ e $0,35 \text{ dia}^{-1}$.

Constata-se que as variações nos dados experimentais (valores observados), durante o período chuvoso, são pequenas, ou seja, em todas as estações de monitoramento os

valores variaram entre 6,60 mg/L (valor médio mínimo) e 7,00 mg/L (valor médio máximo).

Este fato indica que, em função da técnica estatística utilizada para qualificar o ajuste entre os resultados simulados e os resultados observados, poderá ser difícil obter-se altos valores de coeficiente de determinação.

Como citado no item 5.4 do Capítulo 5, julgamentos baseados puramente na estatística de CD podem algumas vezes ser enganosos, por que os valores de CD são muito influenciados pela pouca variação dos valores observados. Quando os valores observados apresentam pequena variância, o denominador da equação – somatório dos quadrados das diferenças entre os valores observados e os valores médios da variável estudada - torna-se pequeno e, portanto, torna-se mais difícil obterem-se altos valores de CD.

Ainda, como citado anteriormente, este fato pode tornar fator complicador da análise se os conjuntos relativamente estáveis forem significativamente influenciados por perturbações cujo curso não se espera ser reproduzido pelo modelo. Isto pode ocorrer devido ao caráter mais variável dos escoamentos superficiais afluentes ao rio Paraopeba gerados por chuvas intensas, notadamente em tecidos urbanos existentes entre os quilômetros 78 (Brumadinho) e 122 (Betim). As chuvas intensas apresentam caráter dinâmico, não coberto pela estrutura estacionária do modelo QUAL2E.

Verifica-se que o ajuste foi ruim para K_2 segundo THACKSTON & KRENKEL para o Rio Paraopeba e CHURCHILL para os tributários, com coeficientes de determinação de $CD=0,05$, $0,06$ e $0,07$, confirmando a constatação feita nas simulações para o período seco, de que a técnica utilizada para o cálculo de K_2 superestima sua magnitude.

A despeito disto, as tendências apresentadas, consideradas as funções de força (dados de entrada) estabelecidas ao longo do percurso simulado, indicam similaridade com os valores observados, a não ser para os valores médios observados nas estações dos quilômetros 105 (jusante do ribeirão Sarzedo) e 122 (Jusante do ribeirão Betim).

Os valores de K_2 calculados pelo QUAL2E com a formulação de THACKSTON & KRENKEL para o Paraopeba e CHURCHILL para os tributários estão dispostos na TAB.7.14.

TABELA 7.14
Valores do Coeficiente de Reaeração Atmosférica K_2 (dia^{-1}) por THACKSTON & KRENKEL e CHURCHILL - Rio Paraopeba e tributários

Trecho	K_2	Trecho	K_2	Trecho	K_2
1	4,2	18	2,4	35	7,9
2	16,0	19	9,5	36	8,0
3	2,6	20	6,3	37	5,5
4	26,5	21	3,6	38	1,4
5	3,3	22	0,1	39	12,6
6	6,1	23	3,0	40	11,7
7	19,0	24	2,1	41	6,9
8	16,1	25	7,9	42	1,4
9	29,1	26	1,3	43	1,0
10	4,3	27	7,9	44	9,0
11	2,7	28	18,8	45	8,4
12	3,1	29	5,7	46	0,7
13	2,0	30	2,1	47	0,7
14	20,7	31	23,6	48	0,9
15	5,1	32	19,1	49	0,9
16	40,1	33	8,2	50	0,9
17	7,9	34	1,4		

Utilizando-se THACKSTON & KRENKEL para todos os trechos situados no rio Paraopeba e também para os trechos dos tributários, os resultados obtidos estão no GRAF. 7.17.

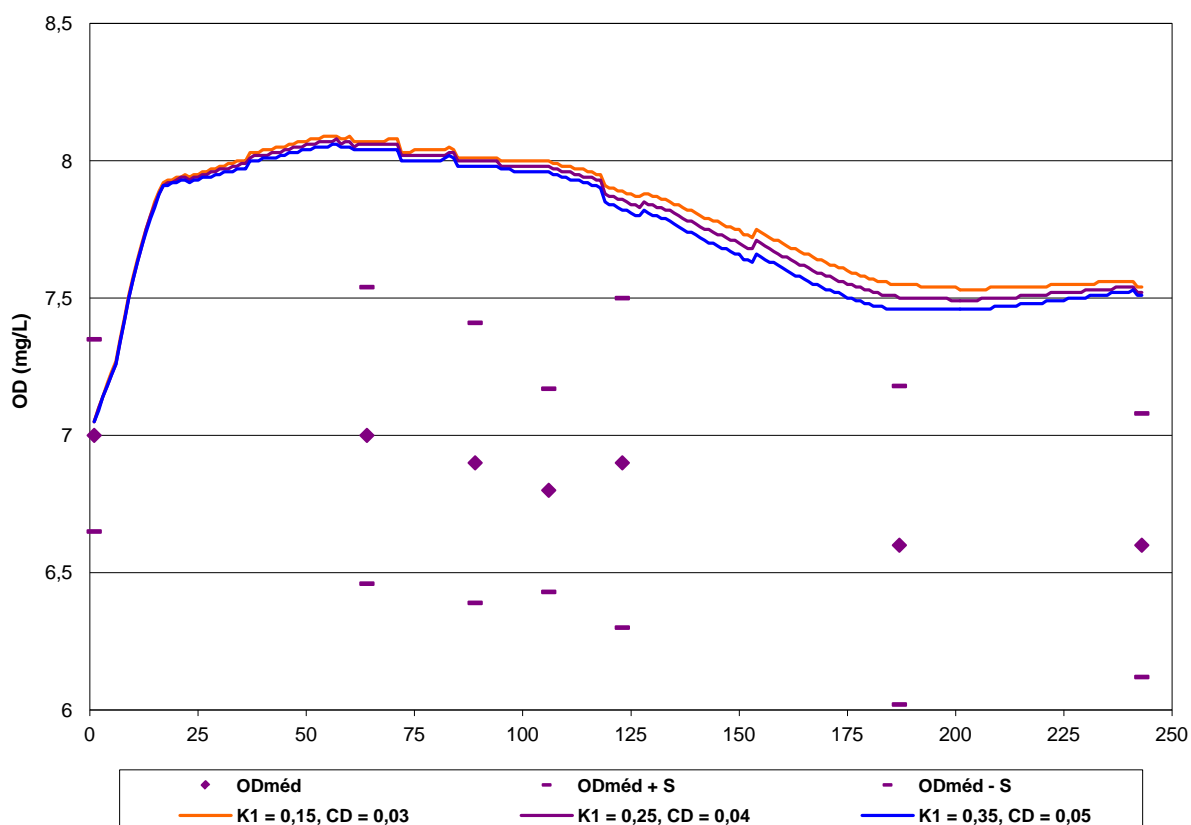


GRÁFICO 7.17 - Valores simulados e observados da concentração de oxigênio dissolvido em função da distância (km) no período chuvoso, (S=desvio padrão). Cálculo de K_2 por THACKSTON & KRENKEL para o Paraopeba e tributários, com $K_1=0,15, 0,25$ e $0,35 \text{ dia}^{-1}$.

Os resultados seguiram a mesma tendência da simulação anterior, porém apresentaram valores de coeficiente de determinação pouco menores, de $CD=0,03, 0,04$ e $0,05$, para $K_1=0,15, 0,25$ e $0,35 \text{ dia}^{-1}$, respectivamente.

Os valores de K_2 calculados pelo QUAL2E com a formulação de THACKSTON & KRENKEL estão dispostos na TAB. 7.15.

TABELA 7.15
Valores do Coeficiente de Reaeração Atmosférica K_2 (dia^{-1})
por THACKSTON & KRENKEL – Rio Paraopeba

Trecho	K_2	Trecho	K_2	Trecho	K_2
1	4,2	18	1,3	35	7,9
2	16,0	19	9,5	36	8,0
3	2,6	20	6,3	37	5,5
4	26,5	21	3,6	38	1,7
5	3,3	22	0,4	39	12,6
6	6,1	23	3,0	40	11,7
7	25,4	24	2,5	41	7,5
8	16,1	25	7,9	42	1,7
9	14,6	26	0,4	43	1,2
10	4,3	27	4,0	44	9,0
11	2,7	28	9,4	45	8,4
12	3,1	29	5,7	46	0,9
13	2,3	30	2,5	47	0,9
14	20,7	31	23,6	48	1,1
15	5,1	32	19,1	49	1,2
16	20,0	33	8,2	50	1,2
17	7,9	34	1,7		

7.5.2.2 - Simulações com K_2 tabelado segundo ARCEIVALA

Da mesma forma que o constatado para as simulações no período seco, com a utilização dos valores médios tabelados indicados por ARCEIVALA (1981), os resultados foram bem melhores. Tais resultados foram obtidos após aplicação de um fator de redução nos coeficientes de reaeração atmosférica sugeridos por ARCEIVALA. O fator de redução foi o mesmo da proporcionalidade (para pequenas lagoas, grandes rios com baixa velocidade e com velocidade normal) constatada na TAB. 7.1. Tal fator foi de 1/3 (33%) e de 2/3 (67%).

Os valores de K_2 para o período chuvoso adotados, considerando-se as condições de fluxo, conforme TAB. 7.1, estão descritos na TAB. 7.16.

TABELA 7.16
Valores adotados para o coeficiente de reaeração atmosférica K_2 (dia⁻¹).
Valores sugeridos por ARCEIVALA (1981). Período Chuvoso.

Trecho	K_2	K_2 reduzido em 1/3	K_2 reduzido em 2/3
1	0,69	0,46	0,23
2	0,69	0,46	0,23
3	0,69	0,46	0,23
4	1,62	1,16	0,69
5	1,15	0,69	0,46
6	1,15	0,69	0,46
7	1,62	1,16	0,69
8	1,15	0,69	0,46
9	1,62	1,16	0,69
10	1,15	0,69	0,46
11	0,69	0,46	0,23
12	0,69	0,46	0,23
13	0,69	0,46	0,23
14	1,15	0,69	0,46
15	1,15	0,69	0,46
16	1,62	1,16	0,69
17	1,15	0,69	0,46
18	0,69	0,46	0,23
19	1,15	0,69	0,46
20	1,15	0,69	0,46
21	1,15	0,69	0,46
22	0,37	0,23	0,12
23	1,15	0,69	0,46
24	0,69	0,46	0,23
25	1,15	0,69	0,46
26	0,37	0,23	0,12
27	1,15	0,69	0,46
28	1,62	1,16	0,69
29	1,15	0,69	0,46
30	0,69	0,46	0,23
31	1,62	1,16	0,69
32	1,15	0,69	0,46
33	1,15	0,69	0,46
34	0,69	0,46	0,23
35	1,15	0,69	0,46
36	1,62	1,16	0,69
37	1,15	0,69	0,46
38	0,69	0,46	0,23
39	1,15	0,69	0,46
40	1,15	0,69	0,46
41	1,15	0,69	0,46
42	0,69	0,46	0,23
43	0,69	0,46	0,23
44	1,15	0,69	0,46
45	1,15	0,69	0,46
46	0,69	0,46	0,23
47	0,69	0,46	0,23
48	0,69	0,46	0,23
49	0,69	0,46	0,23
50	0,69	0,46	0,23

Utilizando-se os mesmos valores de K_1 , juntamente com os valores de K_2 originais sugeridos por ARCEIVALA, utilizados para o período seco e, ainda, considerando-se todos os fatores que demandam oxigênio dissolvido, os resultados obtidos estão apresentados no GRAF. 7.18.

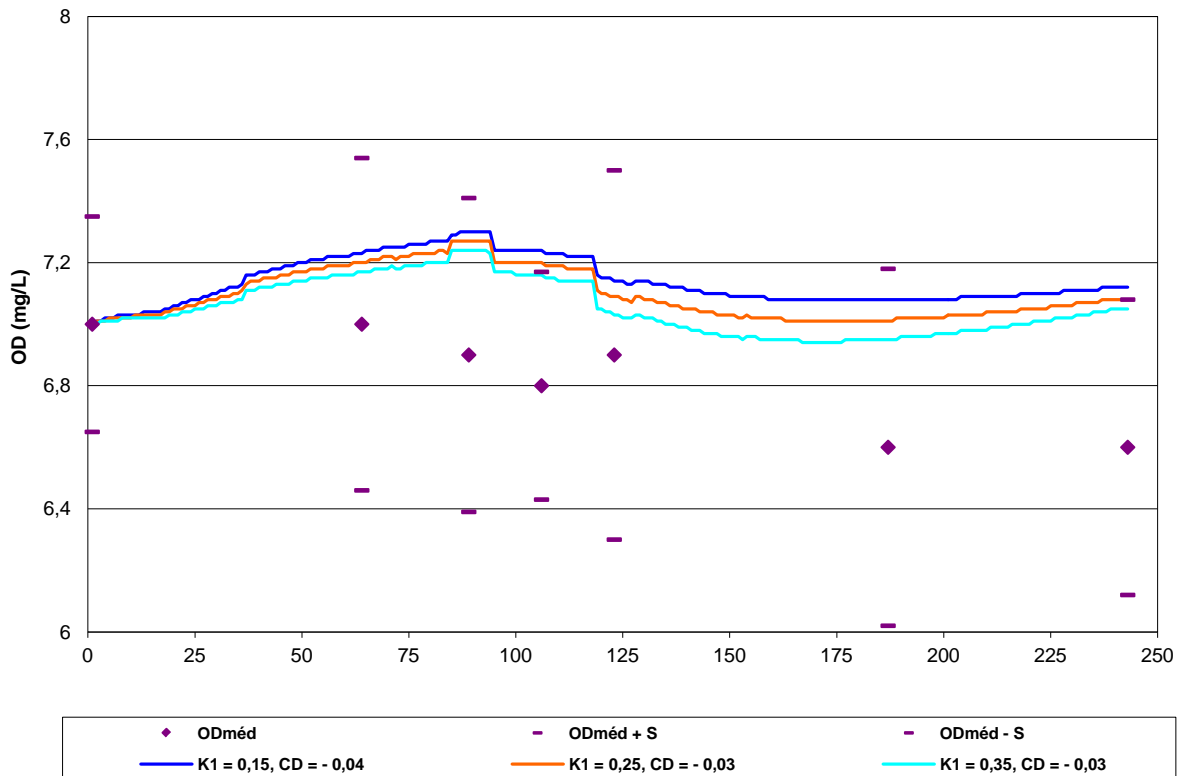


GRÁFICO 7.18 - Valores simulados e observados da concentração de oxigênio dissolvido em função da distância (km) no período chuvoso (S=desvio padrão). Valores de K_2 sugeridos por ARCEIVALA, para $K_1=0,15, 0,25$ e $0,35 \text{ dia}^{-1}$.

Os valores simulados de OD mostraram-se acima dos valores observados, em todo o trecho. As causas podem ser decorrentes dos valores das concentrações de oxigênio dissolvido atribuídas às vazões incrementais, como também a uma subvalorização das taxas de consumo de oxigênio devido à demanda bioquímica carbonácea (coeficiente de desoxigenação - K_1) ou, ainda, aos valores do coeficiente de reaeração atmosférica (K_2), que podem ter sido superestimados, tendo em vista que a profundidade aumentou no período chuvoso, em comparação à profundidade média do período seco.

Os coeficientes de determinação encontrados foram pequenos, indicando o pequeno ajuste ocorrido. Para $K_1=0,15 \text{ dia}^{-1}$ o CD foi igual a - 0,04 e para $K_1=0,25$ e $0,35 \text{ dia}^{-1}$ foi igual a - 0,03. O valor negativo indica que o ajuste foi pior que uma curva representativa de um valor constante igual à média dos valores observados.

Majorando-se os valores de K_1 , para 0,50, 0,65, 0,80 e $0,95 \text{ dia}^{-1}$ as simulações apresentaram coeficientes de determinação - CD, de - 0,05, - 0,08, - 0,18 e - 0,30, respectivamente, de acordo com o GRAF. 7.19.

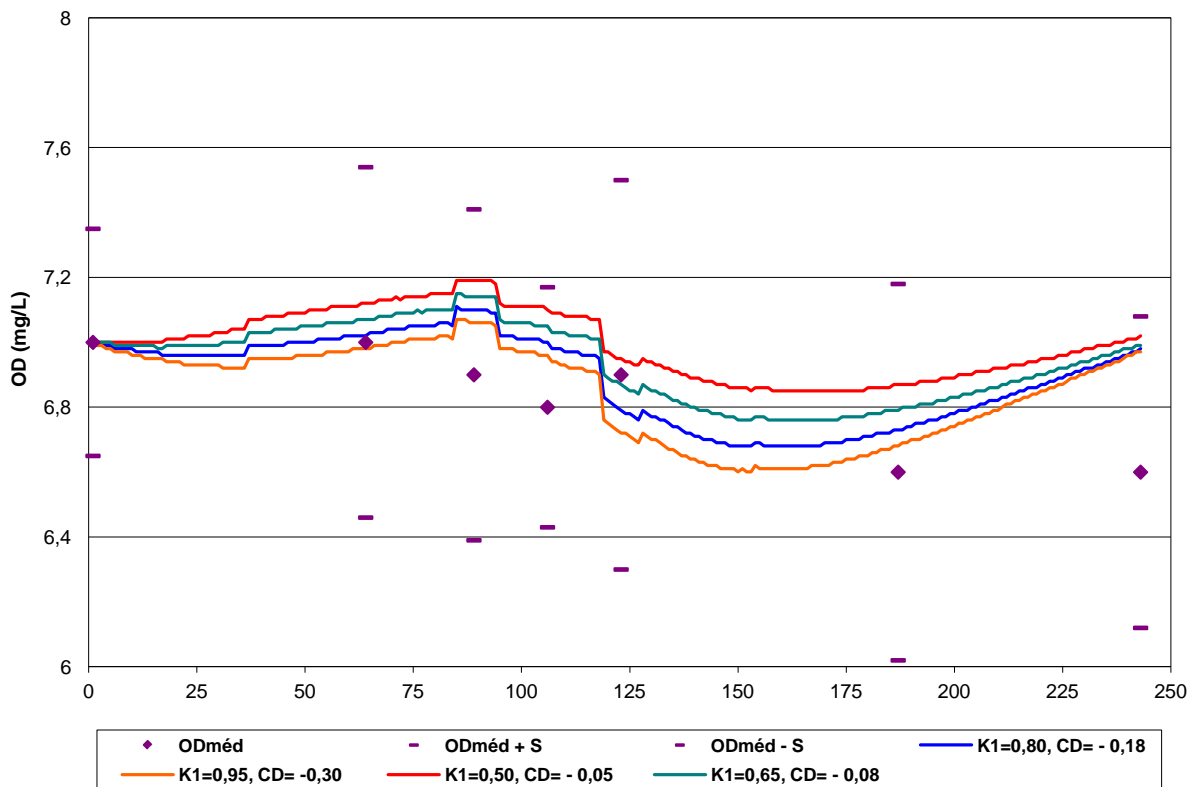


GRÁFICO 7.19 - Valores simulados e observados da concentração de oxigênio dissolvido em função da distância (km) no período chuvoso (S=desvio padrão). Valores de K_2 sugeridos por ARCEIVALA, para $K_1=0,50, 0,65, 0,85$ e $0,95 \text{ dia}^{-1}$.

A hipótese de que o consumo de oxigênio estaria se dando com maior velocidade não satisfaz o ajuste das curvas. Notadamente nos últimos trechos isto pode ser constatado. Já os efeitos dos valores atribuídos às funções de força (dados de entrada), quais sejam, as fontes pontuais e as vazões incrementais, podem estar ocasionando o mau ajuste apresentado pelas presentes simulações.

No entanto, ao se reduzir as magnitudes dos valores do coeficiente de reaeração atmosférica (K_2), mantendo-se os mesmos valores de K_1 , os resultados apresentaram um melhor ajuste, com coeficientes de determinação de 0,54, 0,71 e 0,75 para valores de K_1 iguais a 0,15, 0,25 e 0,35 dia^{-1} , respectivamente, conforme mostra o GRAF. 7.20.

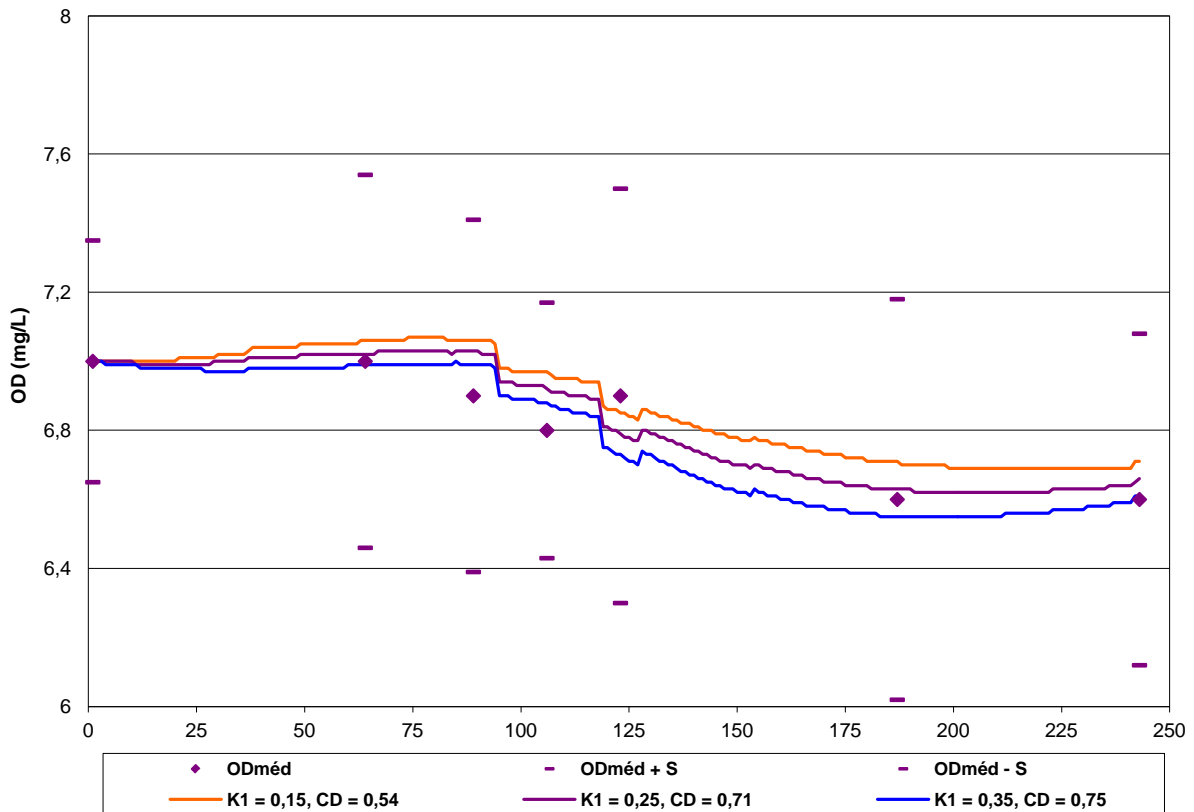


GRÁFICO 7.20 - Valores simulados e observados da concentração de oxigênio dissolvido em função da distância (km) no período chuvoso (S=desvio padrão). Valores de K_2 sugeridos por ARCEIVALA reduzidos proporcionalmente em 1/3, para $K_1=0,15$, $0,25$ e $0,35 \text{ dia}^{-1}$.

A redução nos valores de K_2 seguiu a proporcionalidade de 1/3 de sua magnitude apresentada pelos valores originais propostos por ARCEIVALA (1981), ou seja, reduziram-se, inicialmente, em 33% os valores de K_2 utilizados para as simulações realizadas para o período seco.

Reduzindo-se os valores de K_2 em duas proporcionalidades, ou seja, em 66,67%, obtiveram-se os resultados apresentados no GRAF. 7.21.

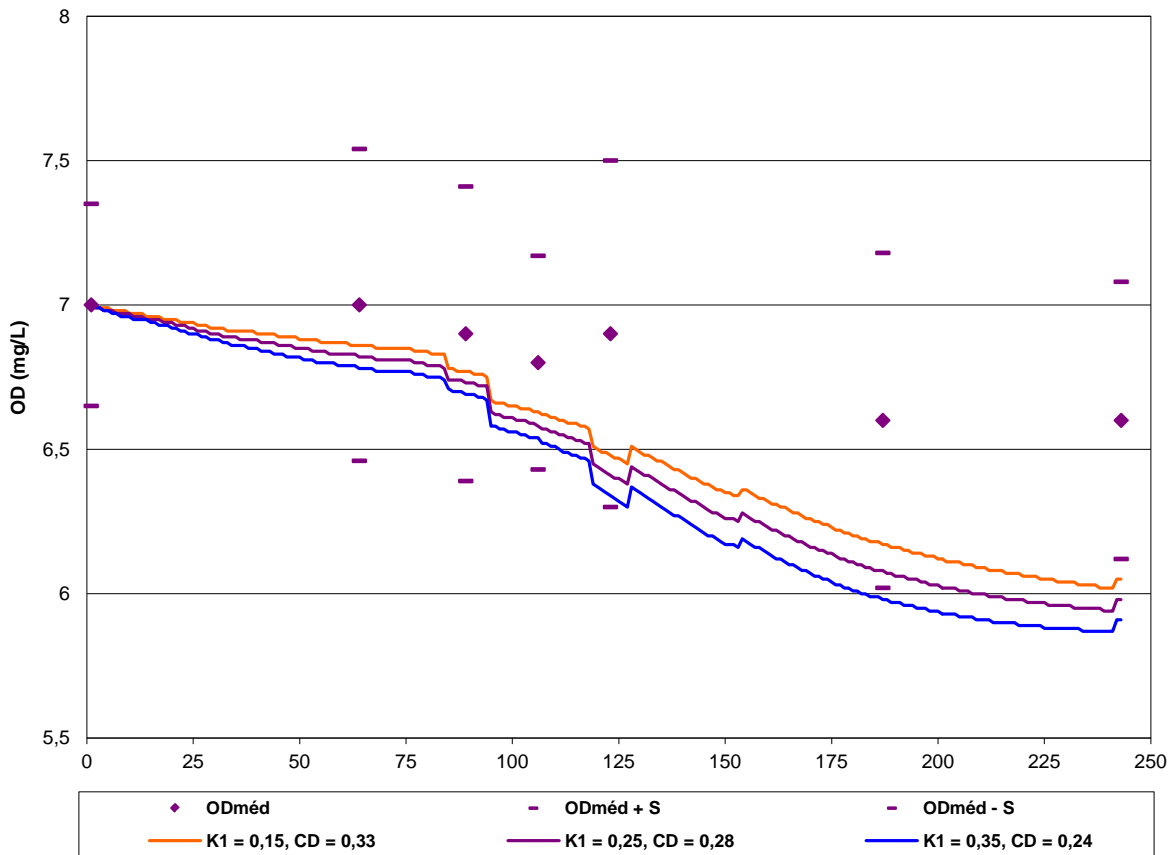


GRÁFICO 7.21 - Valores simulados e observados da concentração de oxigênio dissolvido em função da distância (km) no período chuvoso (S=desvio padrão). Valores de K_2 sugeridos por ARCEIVALA reduzidos proporcionalmente em 2/3, para $K_1=0,15, 0,25$ e $0,35 \text{ dia}^{-1}$.

O ajuste não foi bom e apresentou baixos valores de CD, os quais sofreram redução com o acréscimo da magnitude do valor da taxa de consumo de oxigênio (com maiores velocidades de exercício da demanda bioquímica carbonácea) - K_1 .

Reduzindo-se este valor de K_1 para $0,05 \text{ dia}^{-1}$, o resultado do coeficiente de determinação foi de $CD=0,396$, com a curva de OD em função da distância apresentando a configuração ilustrada no GRAF. 7.22, juntamente com aquela resultante da simulação com $K_1=0,35 \text{ dia}^{-1}$.

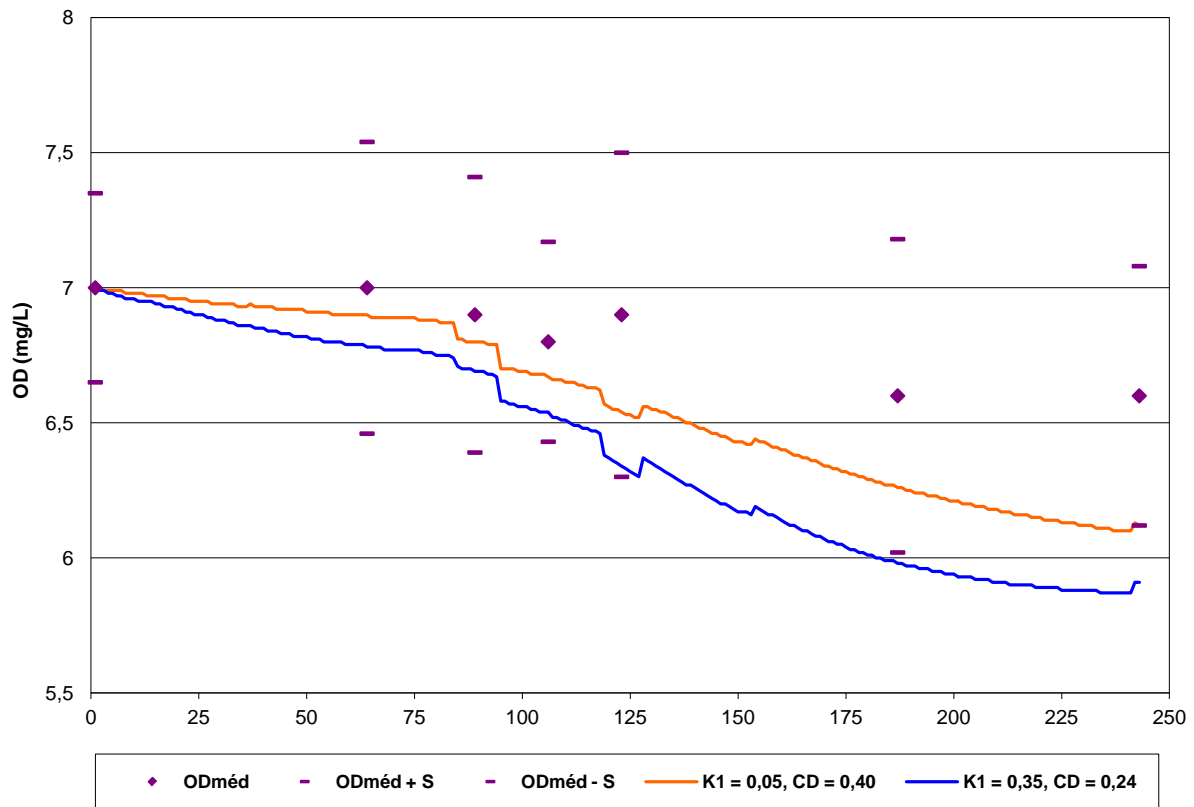


GRÁFICO 7.22 - Valores simulados e observados da concentração de oxigênio dissolvido em função da distância (km) no período chuvoso (S=desvio padrão). Valores de K_2 sugeridos por ARCEIVALA reduzidos proporcionalmente em 2/3, para $K_1=0,05$ e $0,35$ dia⁻¹.

Esta simulação indicou que o melhor valor para o coeficiente K_2 deve permanecer próximo aos valores indicados por Arceivala, reduzidos em 1/3, para rodadas que consideram a demanda completa de OD.

Rodadas com os mesmos valores de K_2 (reduzidos proporcionalmente em 1/3), variando-se K_1 em torno de $0,35$ dia⁻¹, indicaram ser este o valor que alcança melhor ajuste para simulações com o modelo QUAL2E completo, conforme a TAB. 7.12.

7.5.3 - Introdução de simplificações no modelo QUAL2-E

A partir da simulação de melhor ajuste para o modelo completo, com K_2 segundo Arceivala reduzido em 1/3, procederam-se simulações simplificadas desconsiderando-se alguns termos do equacionamento original do QUAL2E para o balanço de oxigênio.

7.5.3.1 - Desconsideração da sedimentação

Desconsiderando-se o processo físico da sedimentação de demanda bioquímica de oxigênio carbonácea e nitrogenada, com o coeficiente de desoxigenação $K_1=0,35 \text{ dia}^{-1}$, os resultados obtidos são mostrados no GRAF. 7.23.

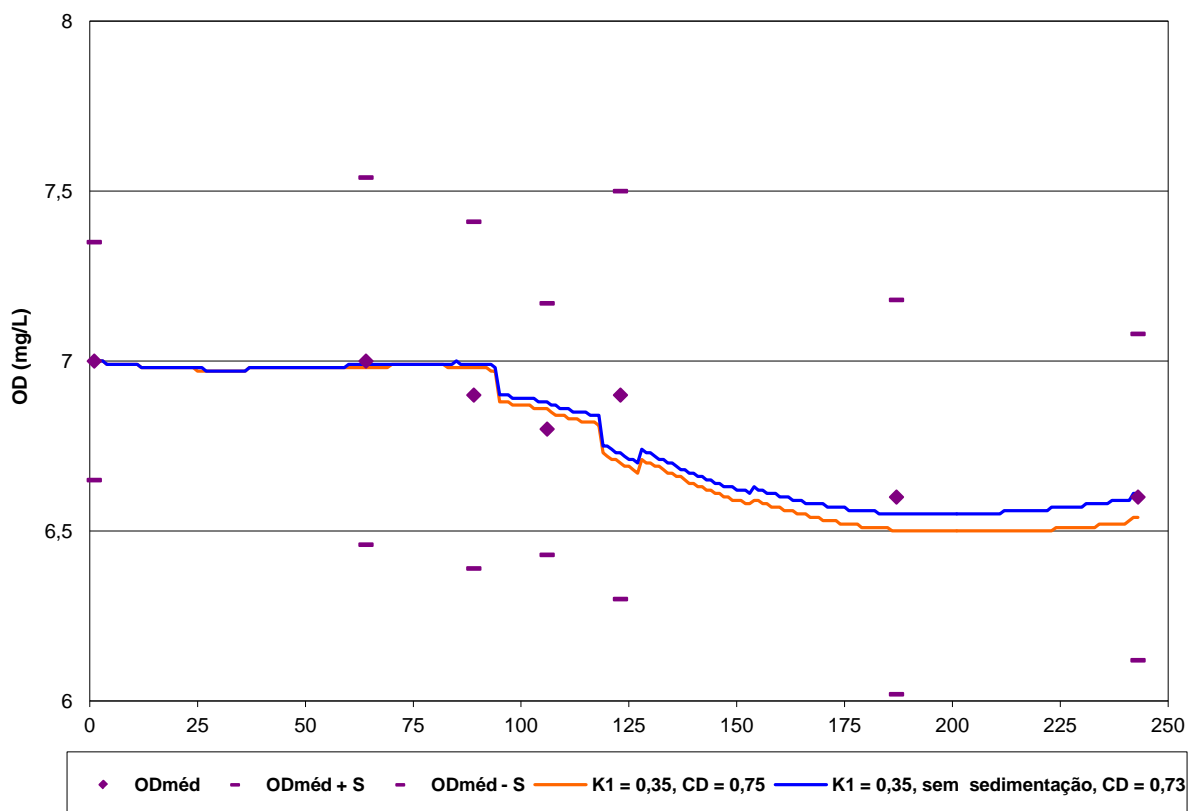


GRÁFICO 7.23 - Valores simulados e observados da concentração de oxigênio dissolvido em função da distância (km) no período chuvoso (S=desvio padrão). Valores de K_2 sugeridos por ARCEIVALA reduzidos em 1/3, com $K_1=0,35 \text{ dia}^{-1}$, com demanda completa de O_2 e sem sedimentação.

Constata-se que a influência da sedimentação foi reduzida, tendo em vista que o ajuste, aferido pelo coeficiente de determinação, apresentou uma redução de apenas 2,4%, de $CD=0,75$ para $CD=0,73$. Isto pode ser explicado em função do acréscimo da velocidade média em todos os trechos do Paraopeba no período chuvoso.

7.5.3.2 - Desconsideração da demanda bentônica

Desconsiderando-se a demanda bentônica, para DBO e amoniacal, a simulação apontou uma maior sensibilidade, apresentando uma redução acentuada, de 55%, do coeficiente de determinação, que passou de $CD=0,75$ para $CD=0,34$, conforme verifica-se no GRAF. 7.24.

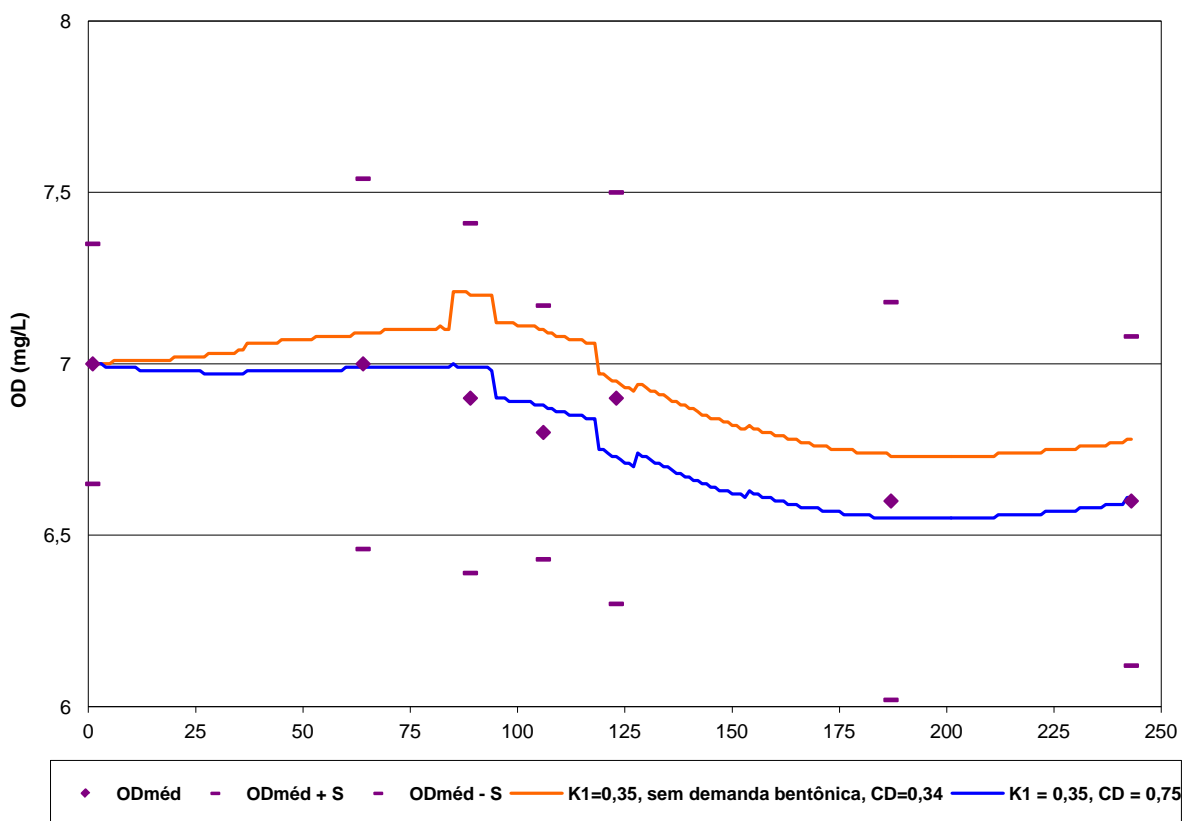


GRÁFICO 7.24 - Valores simulados e observados da concentração de oxigênio dissolvido em função da distância (km) no período chuvoso (S=desvio padrão). Valores de K_2 sugeridos por ARCEIVALA reduzidos em 1/3, com $K_1=0,35 \text{ dia}^{-1}$, com demanda completa de O_2 e sem demanda bentônica.

Verifica-se a significativa influência da demanda bentônica no balanço final de oxigênio.

O processo que provoca esta majoração, em relação ao período seco, é maximizado pela maior energia contida na massa líquida, acarretando um revolvimento do material sedimentado, trazendo-o ao seio da coluna d'água, no qual as interações e reações existentes têm maior velocidade que aquelas existentes nas camadas inferiores, notadamente quanto à parcela da coluna d'água onde o ambiente é redutor.

Além disso, verifica-se a sensível elevação dos níveis de oxigênio dissolvido nas proximidades de jusante dos quilômetros 83 e 94, onde se encontram ambientes lânticos, quais sejam, a Represa do Sistema Rio Manso e a Represa da Petrobrás, onde o exercício da demanda bentônica é mais intenso.

7.5.3.3 - Desconsideração do ciclo do nitrogênio

Para a simulação realizada desconsiderando-se o ciclo completo do nitrogênio, o coeficiente de determinação foi reduzido em 94,5%, alterando-se de $CD=0,747$ para $CD=0,041$, indicando a sua relevante influência no balanço final de oxigênio dissolvido.

A curva representativa do oxigênio ao longo da porção simulada do rio está apresentada no GRAF. 7.25.

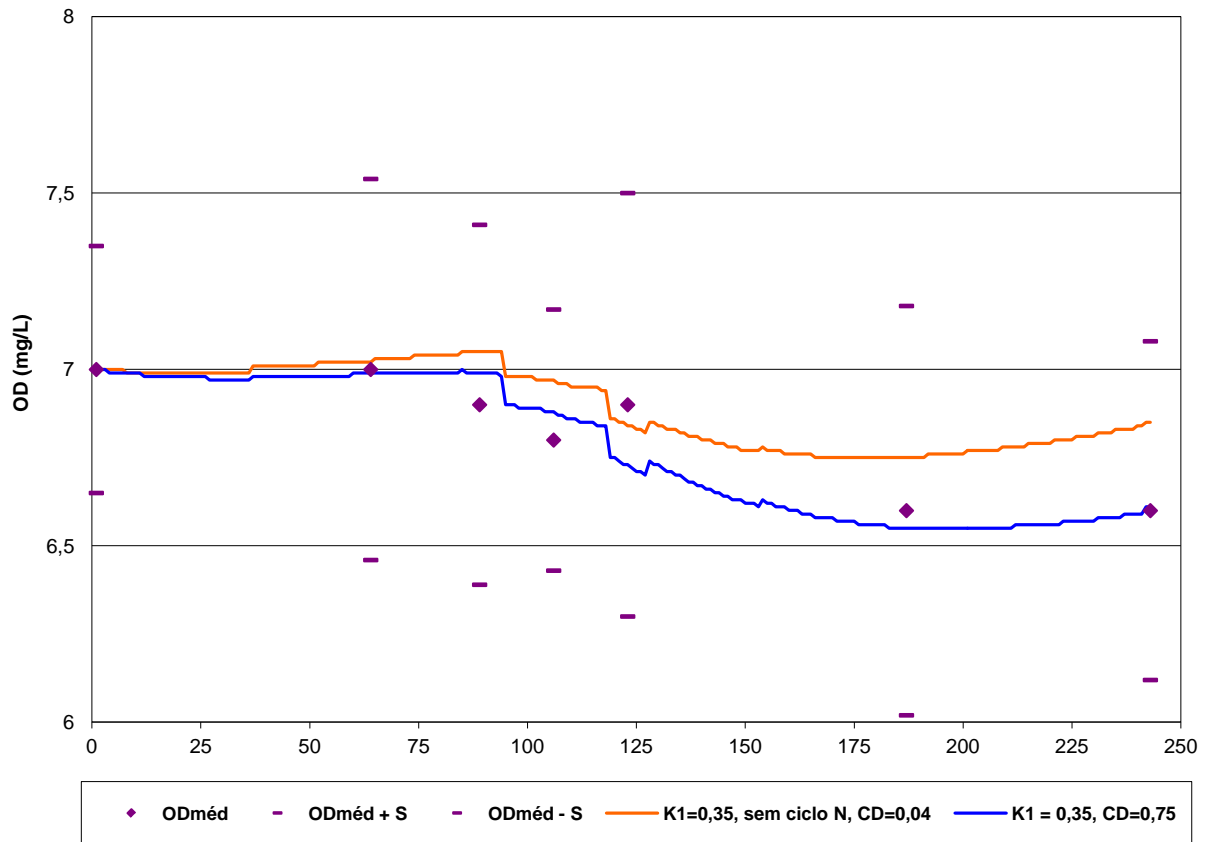


GRÁFICO 7.25 - Valores simulados e observados da concentração de oxigênio dissolvido em função da distância (km) no período chuvoso (S=desvio padrão). Valores de K_2 sugeridos por ARCEIVALA reduzidos em 1/3, com $K_1=0,35 \text{ dia}^{-1}$, com demanda completa de O_2 e sem o ciclo completo do nitrogênio.

O valor do coeficiente de determinação apresentou tal acentuada redução em virtude de que em todos os pontos, excetuando-se o da quarta estação de monitoramento, o desenvolvimento do balanço final de oxigênio se deu inversamente ao desenvolvimento dos valores médios observados, como pode ser visualizado no GRAF. 7.25.

7.5.3.4 - Versão mais simplificada do modelo

A simulação com a versão mais simplificada do modelo QUAL2E (estrutura similar ao equacionamento original de Streeter-Phelps) desconsiderou a sedimentação de DBO carbonácea, a demanda bentônica e o ciclo completo do nitrogênio.

O resultado não foi bom, apresentando um ajuste similar ao anterior, com coeficiente de determinação de $CD=0,05$, conforme GRAF. 7.26.

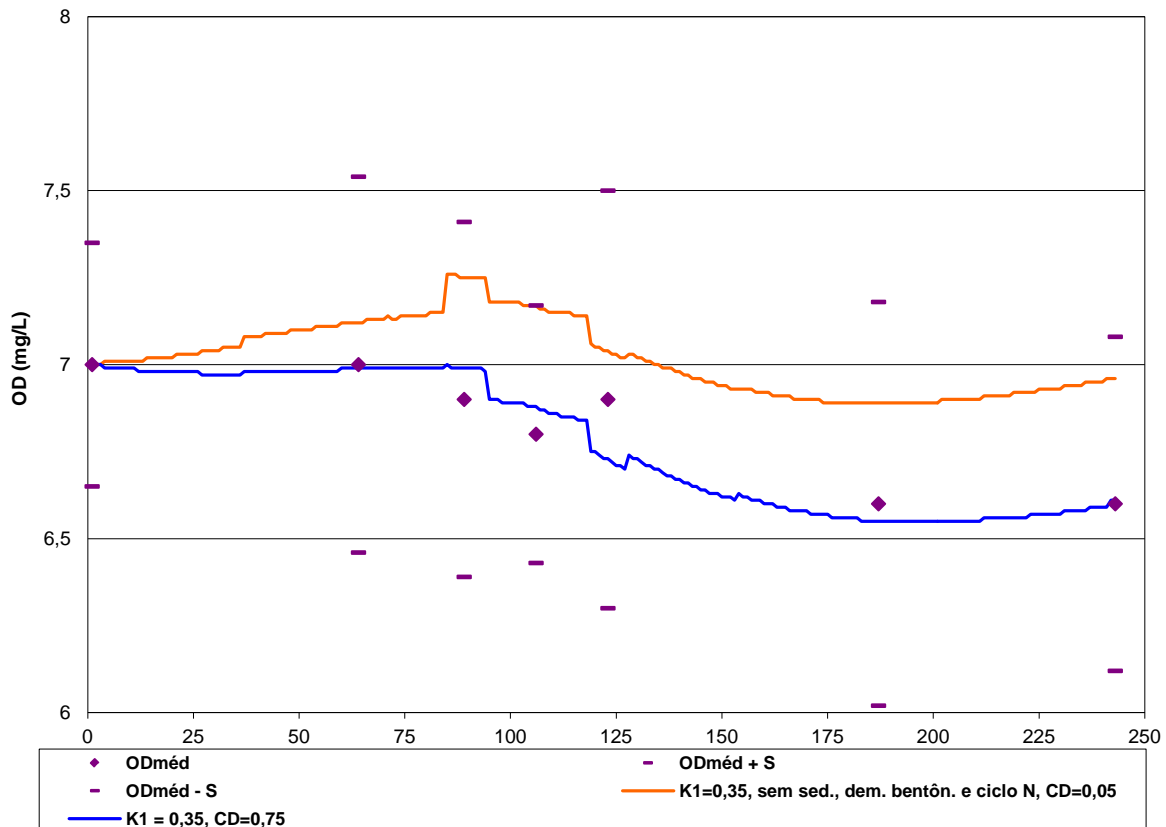


GRÁFICO 7.26 - Valores simulados e observados da concentração de oxigênio dissolvido em função da distância (km) no período chuvoso (S =desvio padrão). Valores de K_2 sugeridos por ARCEIVALA reduzidos em $1/3$, com $K_1=0,35 \text{ dia}^{-1}$, com demanda completa de O_2 e sem sedimentação, sem demanda bentônica e sem o ciclo completo do nitrogênio.

Com as mesmas condições de demanda de oxigênio (sem sedimentação, sem demanda bentônica e sem o ciclo completo de nitrogênio), para as simulações nas quais considerou-se uma redução do coeficiente de reaeração atmosférica de $2/3$, ou seja, de $66,67\%$, os resultados obtidos apresentaram um melhor ajuste para valores de taxa de consumo de oxigênio (K_1) próximos de $0,20 \text{ dia}^{-1}$, conforme GRAF. 7.27.

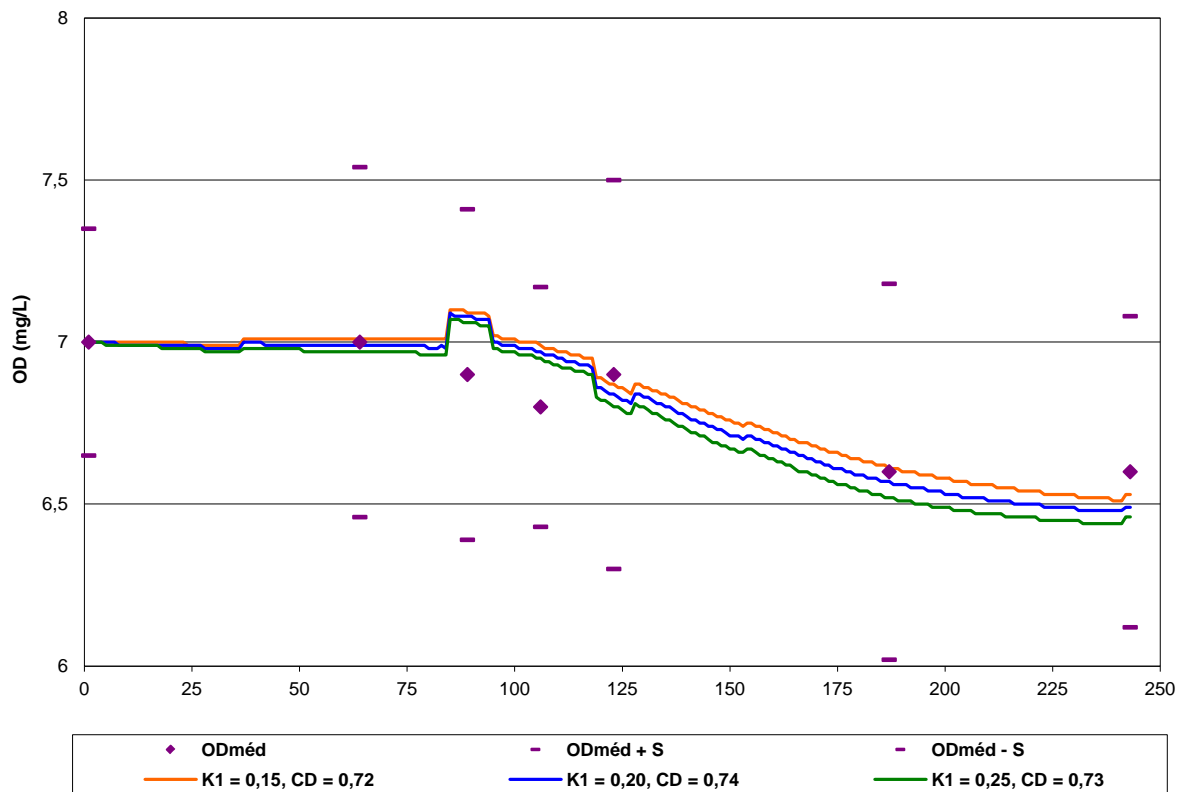


GRÁFICO 7.27 - Valores simulados e observados da concentração de oxigênio dissolvido em função da distância (km) no período chuvoso (S=desvio padrão). Valores de K_2 sugeridos por ARCEIVALA reduzidos em 2/3, com $K_1=0,15, 0,25$ e $0,35 \text{ dia}^{-1}$, com demanda completa de O_2 e sem sedimentação, sem demanda bentônica e sem o ciclo completo do nitrogênio.

Os coeficientes de determinação resultaram em $CD=0,72, 0,74$ e $0,73$, para $K_1=0,15, 0,20$ e $0,25 \text{ dia}^{-1}$, respectivamente.

O efeito decorrente da ausência da demanda bentônica nos ambientes lânticos, bem como a “compensação” da ausência do ciclo do nitrogênio através da redução do coeficiente de reaeração atmosférica, podem ser fatores explicativos plausíveis para os resultados encontrados.

As simulações que apresentaram os melhores ajustes para o período chuvoso foram obtidas com pares dos coeficientes K_1 e K_2 distintos daqueles usados nas simulações de melhores resultados para o período seco.

Tal fato pode ser explicado pelo comportamento das condições de fluxo serem substancialmente diferentes das condições para o período seco. Ademais, o caráter mais variável das precipitações pluviométricas ao longo do território da bacia contribuinte, notadamente nos ambientes urbanos, geradores de vazões decorrentes do escoamento superficial que não se infiltra no solo em função de sua impermeabilidade, potencializa os seus efeitos nas condições de fluxo do curso d'água superficial.

Por outro lado, o ambiente urbano tem a característica de funcionar como um grande gerador de cargas diversificadas, concentradas no escoamento superficial gerado. Desta feita, pode-se afirmar que a calibração efetuada para o período seco deve ser validada com outros dados observados para o mesmo período hidrológico, não servindo para sua validação as informações obtidas em períodos hidrológicos de cheia.

Os melhores resultados foram obtidos com os valores de K_2 indicados por ARCEIVALA reduzidos linearmente em sua magnitude em 1/3 e K_1 igual a $0,35 \text{ dia}^{-1}$, para demanda completa de oxigênio dissolvido, e com valores de K_2 reduzidos linearmente em 2/3 e K_1 igual a $0,20 \text{ dia}^{-1}$, para exercício apenas da demanda carbonácea de oxigênio dissolvida, sem os efeitos da demanda bentônica, sedimentação e do ciclo do nitrogênio.

Os valores do coeficiente de determinação foram $CD=0,75$ e $CD=0,74$, respectivamente. Estes valores foram mais elevados que os encontrados para a simulação no período seco (0,73 e 0,67, respectivamente, para a demanda completa e sem demanda bentônica, sedimentação e ciclo do nitrogênio).

As curvas dos valores de oxigênio dissolvido, produzidos pelas citadas simulações, estão ilustradas no GRAF. 7.28.

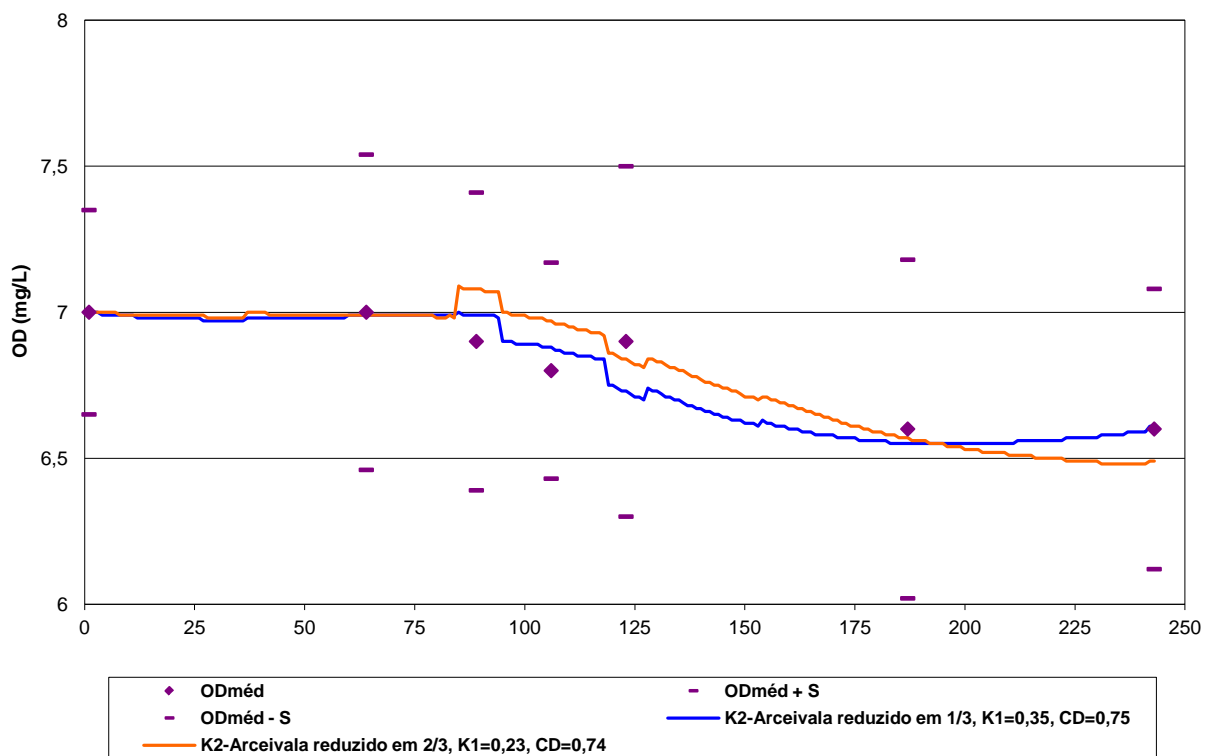


GRÁFICO 7.28 - Valores simulados e observados da concentração de oxigênio dissolvido em função da distância (km) no período chuvoso (S=desvio padrão). Valores de K_2 sugeridos por ARCEIVALA reduzidos em 1/3, com $K_1=0,35 \text{ dia}^{-1}$, com demanda completa de O_2 e valores de K_2 sugeridos por Arceivala reduzidos em 2/3, com $K_1=0,20 \text{ dia}^{-1}$, sem sedimentação, sem demanda bentônica e sem o ciclo completo do nitrogênio.

7.5.4 - Influência dos principais lançamentos no perfil de OD do Rio Paraopeba

Novamente verifica-se a dificuldade na localização das cargas pontuais e difusas nas proximidades da estação de qualidade do Fecho do Funil (a terceira da esquerda para a direita no GRAF. 7.28), localizada a jusante da cidade de Brumadinho.

Para a curva de cor azul, constata-se que o valor para o qual há o decaimento da concentração de oxigênio dissolvido após a foz do ribeirão Sarzedo, corpo receptor de considerável concentração de matéria orgânica procedente das sedes urbanas de Ibirité (mesmo após redução causada pela passagem na Lagoa da Petrobrás), Sarzedo e Mário Campos, é de 6,9 mg/L, o mesmo valor da média dos valores observados no período na estação de Fecho do Funil.

O valor mais elevado encontrado nos trechos seguintes pode ser explicado pela não consideração das cargas orgânicas despejadas pelas atividades industriais existentes no trecho.

Há inversão entre os valores encontrados pela simulação e os dados observados na estação de qualidade localizada a jusante da foz do ribeirão Betim, ou seja, enquanto os dados observados indicam uma tendência de elevação dos valores da concentração de oxigênio dissolvido, os resultantes da simulação sofrem uma sensível redução.

Isto se dá pela não consideração da vazão afluyente ao rio Paraopeba, gerada pelo escoamento superficial no ambiente urbano impermeabilizado da sede urbana de Betim. A divisão das vazões incrementais ao longo de toda a porção da bacia considerada na

simulação se deu equitativamente, não tendo sido computados os efeitos dos ambientes urbanos.

A despeito de servir de veículo para uma diversificada gama de substâncias em seu seio, as reações que demandam oxigênio dissolvido ainda não foram levadas a cabo, o que mantém a concentração de oxigênio dissolvido em níveis elevados.

Desta maneira, considerando-se a provável elevada magnitude da vazão gerada pelo escoamento superficial no ambiente urbano de Betim, com elevada concentração de oxigênio dissolvido, a tendência é de elevar os valores médios encontrados nos trechos do rio Paraopeba situados nas proximidades desta cidade.

Assim, ao invés dos valores encontrados, os resultados indicam uma tendência de elevação, e não de redução.

7.5.5 - Considerações sobre o coeficiente K_2

As TAB. 7.16a e 7.16b, somente para o rio Paraopeba e 7.17a e 7.17b, para todos os cursos d'água simulados, similarmente ao efetuado para o período seco, mostram os valores do coeficiente de reaeração atmosférica K_2 calculados pelo QUAL2E pelos métodos dos pesquisadores THACKSTON & KRENKEL e CHURCHILL *et al.*, THACKSTON & KRENKEL, comparados em sua magnitude com os valores tabelados sugeridos por ARCEIVALA, reduzidos em 1/3 e em 2/3, respectivamente.

As proporções entre os valores médios de K_2 obtidos pelo equacionamentos de THACKSTON & KRENKEL (Rio Paraopeba) e CHURCHILL *et al.* (tributários) e

THACKSTON & KRENKEL (para todos os cursos d'água simulados) pelos sugeridos por ARCEIVALA reduzidos em 1/3 e em 2/3, foram de 2,0 e 2,1 e de 4,0 e 4,2, respectivamente, para os trechos do rio Paraopeba e de 10,7 e 10,0 e de 17,6 e 16,5, respectivamente, considerados todos os trechos simulados.

Desta feita, verifica-se que, tal como no período seco, as diferenças de magnitude entre os valores de K_2 calculados internamente pelo modelo e aqueles sugeridos por Arceivala foi bastante elevada.

TABELA 7.17a
Valores do Coeficiente de Reaeração Atmosférica K_2 (dia⁻¹). Rio Paraopeba

Trecho	K_2 por Thackston & Krenkel e Churchill <i>et al.</i>	K_2 por Thackston & Krenkel	K_2 por Arceivala Reduzido em 1/3	Razão entre K_2 por Owens-Churchill e K_2 por Arceivala reduzido em 1/3	Razão entre K_2 por Thackston & Krenkel e K_2 por Arceivala reduzido em 1/3
1	4,2	4,2	0,46	9,1	9,1
2	16	16	0,46	34,8	34,8
3	2,6	2,6	0,46	5,7	5,7
11	2,7	2,7	0,46	5,9	5,9
12	3,1	3,1	0,46	6,7	6,7
13	2	2,3	0,46	4,3	5,0
18	2,4	1,3	0,46	5,2	2,8
24	2,1	2,5	0,46	4,6	5,4
30	2,1	2,5	0,46	4,6	5,4
34	1,4	1,7	0,46	3,0	3,7
38	1,4	1,7	0,46	3,0	3,7
42	1,4	1,7	0,46	3,0	3,7
43	1	1,2	0,46	2,2	2,6
46	0,7	0,9	0,46	1,5	2,0
47	0,7	0,9	0,46	1,5	2,0
48	0,9	0,9	0,46	2,0	2,0
49	0,9	1,1	0,46	2,0	2,4
50	0,9	1,2	0,46	2,0	2,6
Valores Médios				2,0	2,1

TABELA 7.17b
Valores do Coeficiente de Reaeração Atmosférica K_2 (dia^{-1}). Rio Paraopeba

Trecho	K_2 por Thackston & Krenkel e Churchill <i>et al.</i>	K_2 por Thackston & Krenkel	K_2 por Arceivala Reduzido em 2/3	Razão entre K_2 por Thackston & Krenkel e Churchill e K_2 por Arceivala reduzido em 2/3	Razão entre K_2 por Thackston & Krenkel e K_2 por Arceivala reduzido em 2/3
1	4,2	4,2	0,23	18,3	18,3
2	16	16	0,23	69,6	69,6
3	2,6	2,6	0,23	11,3	11,3
11	2,7	2,7	0,23	11,7	11,7
12	3,1	3,1	0,23	13,5	13,5
13	2	2,3	0,23	8,7	10,0
18	2,4	1,3	0,23	10,4	5,7
24	2,1	2,5	0,23	9,1	10,9
30	2,1	2,5	0,23	9,1	10,9
34	1,4	1,7	0,23	6,1	7,4
38	1,4	1,7	0,23	6,1	7,4
42	1,4	1,7	0,23	6,1	7,4
43	1	1,2	0,23	4,3	5,2
46	0,7	0,9	0,23	3,0	3,9
47	0,7	0,9	0,23	3,0	3,9
48	0,9	0,9	0,23	3,9	3,9
49	0,9	1,1	0,23	3,9	4,8
50	0,9	1,2	0,23	3,9	5,2
Valores Médios				4,0	4,2

TABELA 7.18 a
 Valores do Coeficiente de Reaeração Atmosférica K_2 (dia^{-1}). Todos os cursos d'água simulados

Trecho	K_2 por Thackston & Krenkel e Churchill <i>et al.</i>	K_2 por Thackston & Krenkel	K_2 por Arceivala Reduzido em 2/3	Razão entre K_2 por Thackston & Krenkel e Churchill e K_2 por Arceivala reduzido em 2/3	Razão entre K_2 por Thackston & Krenkel e K_2 por Arceivala reduzido em 2/3
1	4,2	4,2	0,46	9,1	9,1
2	16	16	0,46	34,8	34,8
3	2,6	2,6	0,46	5,7	5,7
4	26,5	26,5	1,16	22,8	22,8
5	3,3	3,3	0,69	4,8	4,8
6	6,1	6,1	0,69	8,8	8,8
7	19	25,4	1,16	16,4	21,9
8	16,1	16,1	0,69	23,3	23,3
9	29,1	14,6	1,16	25,1	12,6
10	4,3	4,3	0,69	6,2	6,2
11	2,7	2,7	0,46	5,9	5,9
12	3,1	3,1	0,46	6,7	6,7
13	2	2,3	0,46	4,3	5,0
14	20,7	20,7	0,69	30,0	30,0
15	5,1	5,1	0,69	7,4	7,4
16	40,1	20	1,16	34,6	17,2
17	7,9	7,9	0,69	11,4	11,4
18	2,4	1,3	0,46	5,2	2,8
19	9,5	9,5	0,69	13,8	13,8
20	6,3	6,3	0,69	9,1	9,1
21	3,6	3,6	0,69	5,2	5,2
22	0,1	0,4	0,23	0,4	1,7
23	3	3	0,69	4,3	4,3
24	2,1	2,5	0,46	4,6	5,4
25	7,9	7,9	0,69	11,4	11,4
26	1,3	0,4	0,23	5,7	1,7
27	7,9	4	0,69	11,4	5,8
28	18,8	9,4	1,16	16,2	8,1
29	5,7	5,7	0,69	8,3	8,3
30	2,1	2,5	0,46	4,6	5,4
31	23,6	23,6	1,16	20,3	20,3
32	19,1	19,1	0,69	27,7	27,7
33	8,2	8,2	0,69	11,9	11,9
34	1,4	1,7	0,46	3,0	3,7
35	7,9	7,9	0,69	11,4	11,4
36	8	8	1,16	6,9	6,9
37	5,5	5,5	0,69	8,0	8,0
38	1,4	1,7	0,46	3,0	3,7
39	12,6	12,6	0,69	18,3	18,3
40	11,7	11,7	0,69	17,0	17,0
41	6,9	7,5	0,69	10,0	10,9
42	1,4	1,7	0,46	3,0	3,7
43	1	1,2	0,46	2,2	2,6
44	9	9	0,69	13,0	13,0
45	8,4	8,4	0,69	12,2	12,2
46	0,7	0,9	0,46	1,5	2,0
47	0,7	0,9	0,46	1,5	2,0
48	0,9	0,9	0,46	2,0	2,0
49	0,9	1,1	0,46	2,0	2,4
50	0,9	1,2	0,46	2,0	2,6
Valores Médios				10,7	10,0

TABELA 7.18b
Valores do Coeficiente de Reaeração Atmosférica K_2 (dia^{-1}). Todos os cursos d'água simulados

Trecho	K_2 por Thackston & Krenkel e Churchill <i>et al.</i>	K_2 por Thackston & Krenkel	K_2 por Arceivala reduzido em 2/3	Razão entre K_2 por Thackston & Krenkel e Churchill e K_2 por Arceivala reduzido em 2/3	Razão entre K_2 por Thackston & Krenkel e K_2 por Arceivala reduzido em 2/3
1	4,2	4,2	0,23	18,3	18,3
2	16	16	0,23	69,6	69,6
3	2,6	2,6	0,23	11,3	11,3
4	26,5	26,5	0,69	38,4	38,4
5	3,3	3,3	0,46	7,2	7,2
6	6,1	6,1	0,46	13,3	13,3
7	19	25,4	0,69	27,5	36,8
8	16,1	16,1	0,46	35,0	35,0
9	29,1	14,6	0,69	42,2	21,2
10	4,3	4,3	0,46	9,3	9,3
11	2,7	2,7	0,23	11,7	11,7
12	3,1	3,1	0,23	13,5	13,5
13	2	2,3	0,23	8,7	10,0
14	20,7	20,7	0,46	45,0	45,0
15	5,1	5,1	0,46	11,1	11,1
16	40,1	20	0,69	58,1	29,0
17	7,9	7,9	0,46	17,2	17,2
18	2,4	1,3	0,23	10,4	5,7
19	9,5	9,5	0,46	20,7	20,7
20	6,3	6,3	0,46	13,7	13,7
21	3,6	3,6	0,46	7,8	7,8
22	0,1	0,4	0,12	0,8	3,3
23	3	3	0,46	6,5	6,5
24	2,1	2,5	0,23	9,1	10,9
25	7,9	7,9	0,46	17,2	17,2
26	1,3	0,4	0,12	10,8	3,3
27	7,9	4	0,46	17,2	8,7
28	18,8	9,4	0,69	27,2	13,6
29	5,7	5,7	0,46	12,4	12,4
30	2,1	2,5	0,23	9,1	10,9
31	23,6	23,6	0,69	34,2	34,2
32	19,1	19,1	0,46	41,5	41,5
33	8,2	8,2	0,46	17,8	17,8
34	1,4	1,7	0,23	6,1	7,4
35	7,9	7,9	0,46	17,2	17,2
36	8	8	0,69	11,6	11,6
37	5,5	5,5	0,46	12,0	12,0
38	1,4	1,7	0,23	6,1	7,4
39	12,6	12,6	0,46	27,4	27,4
40	11,7	11,7	0,46	25,4	25,4
41	6,9	7,5	0,46	15,0	16,3
42	1,4	1,7	0,23	6,1	7,4
43	1	1,2	0,23	4,3	5,2
44	9	9	0,46	19,6	19,6
45	8,4	8,4	0,46	18,3	18,3
46	0,7	0,9	0,23	3,0	3,9
47	0,7	0,9	0,23	3,0	3,9
48	0,9	0,9	0,23	3,9	3,9
49	0,9	1,1	0,23	3,9	4,8
50	0,9	1,2	0,23	3,9	5,2
	Valores Médios			17,6	16,5

7.6 - Simulações em condições críticas de vazão

7.6.1 – Considerações gerais

Vazões mínimas são frequentemente de interesse em trabalhos de qualidade das águas em rios. Uma grande variedade de vazões mínimas pode ser considerada, como por exemplo vazões mínimas diárias, ou mínimas semanais ou ainda mínimas mensais. Por outro lado, a frequência de ocorrência da vazão deve ser considerada, ou seja, a vazão mínima de uma certa duração que pode se esperar uma vez por ano ou a cada 5 ou 10 anos (THOMANN & MUELLER, 1987).

Geralmente, a vazão média mínima com duração de 7 dias que se espera ocorrer ao menos uma vez a cada 10 anos é a vazão sugerida como vazão de estudos. Usualmente denomina-se tal vazão como “ $Q_{7,10}$ ”.

Desta feita, realiza-se neste trabalho a aplicação do modelo QUAL2E para condições críticas de vazão com a utilização da vazão $Q_{7,10}$.

7.6.2 – Simulação para $Q_{7,10}$

Os valores utilizados para as vazões $Q_{7,10}$ são os mesmos utilizados por SCHVARTZMAN (2000) para a Bacia do Paraopeba, no âmbito da REHIDRO, onde o presente trabalho está inserido.

SCHVARTZMAN (2000) optou por adotar a equação de regressão definida por EUCLYDES (1999) no estudo de regionalização efetuado para a bacia hidrográfica do Rio Paraopeba. Tal equação mostrou-se mais adequada para o estudo na bacia, pois

guarda uma proporcionalidade à área de drenagem, dispensando a necessidade de utilização das ponderações propostas na metodologia de SOUZA (1993).

A TAB. 7.19 apresenta os pontos de controle e suas respectivas áreas de drenagem, bem como as vazões de referência $Q_{7,10}$.

TABELA 7.19
Vazões com duração de 7 dias e tempo de recorrência de 10 anos – $Q_{7,10}$

Ponto de Controle	Área de Drenagem (km²)	Vazão de Referência – $Q_{7,10}$ (m³/s)
Belo Vale – PC1	2820	9,11
Alberto Flores – PC2	4030	13,16
Ponte Nova – PC3	5830	18,14
Ponte da Taquara – PC4	8910	27,14

Considerou-se para os valores dos coeficientes cinéticos os mesmos do período seco.

Os resultados de OD obtidos para condições críticas de vazão, para condições médias das demandas e lançamentos (ver Capítulo 5) no período de 1993 a 1999, estão ilustrados no GRAF. 7.29.

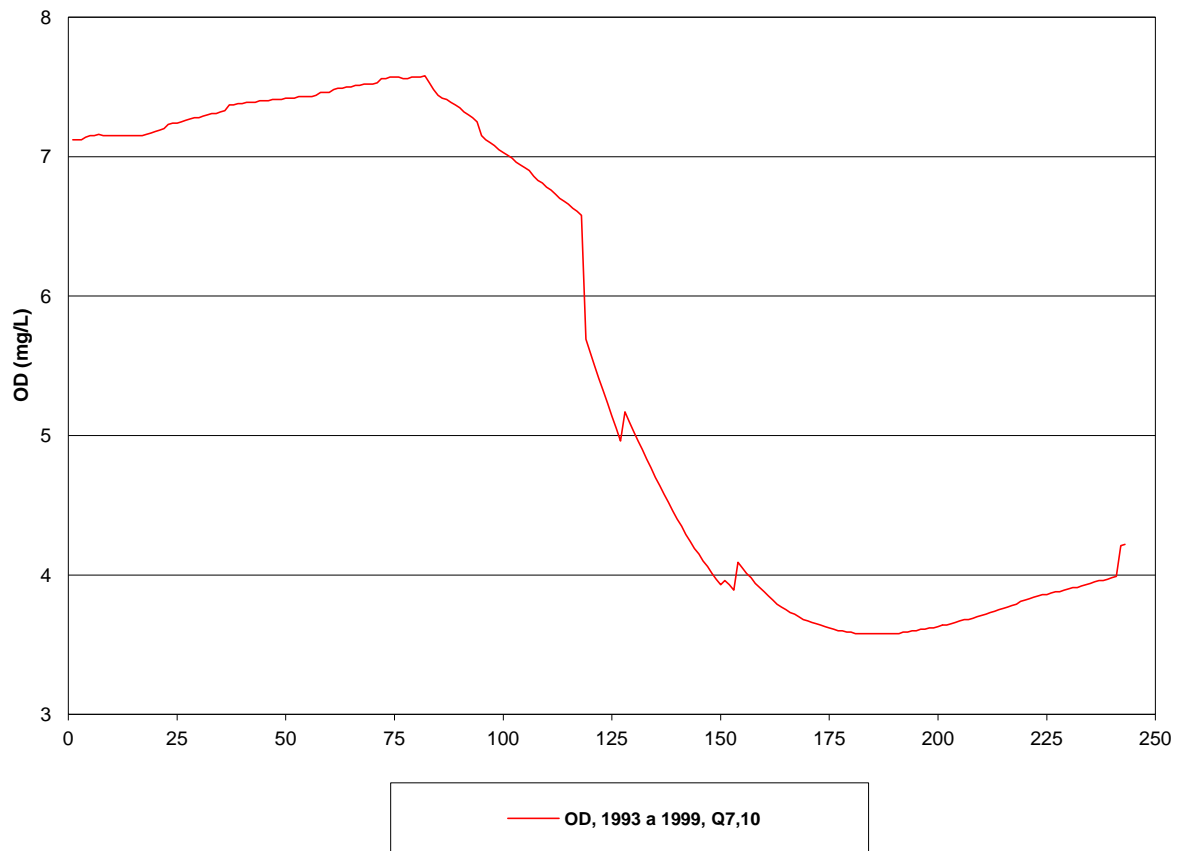


GRÁFICO 7.29 - Valores simulados da concentração de oxigênio dissolvido em função da distância (km) para condições críticas de vazão - $Q_{7,10}$. Valores de K_2 sugeridos por ARCEIVALA, com $K_1=0,17 \text{ dia}^{-1}$ e demanda completa de OD.

A concentração de oxigênio dissolvido no ponto de déficit crítico (3,58 mg/l) para o trecho analisado mostra-se em valor incompatível com o limite mínimo estabelecido pelo instrumento de gestão (Lei 13.199, 1999, MINAS GERAIS) de enquadramento das águas do Rio Paraopeba.

O trecho estudado neste trabalho, de acordo com a Deliberação Normativa n. 14 do COPAM, é de Classe 2. Desta feita, suas águas devem manter uma concentração mínima de OD no valor de 5 mg/l.

O valor de OD obtido nesta simulação indica que para condições críticas de vazão os usos das águas, no período de 1993 a 1999, acarretam efeitos na concentração de oxigênio dissolvido que interferem negativamente com os usos múltiplos de jusante, tais como a pesca, posto que a concentração de 3,58 mg/l é importante fator limitante para a sobrevivência de peixes (BRANCO, 1986).

CAPÍTULO 8
PROGNÓSTICOS

8.1 - Considerações Gerais

A realidade atual da maioria dos rios em cuja bacia hidrográfica situam-se sedes urbanas, com frequentes descargas de efluentes líquidos municipais, industriais e de outras fontes não pontuais, demandam esforço continuado no seu entendimento e no gerenciamento do balanço de oxigênio dissolvido destas águas de superfície. O processo de estabilização última da matéria oxidável, advindo da descarga de resíduos oxidáveis orgânicos e inorgânicos no corpo d'água, por interação da vida de microrganismos e plantas aquáticas, resulta na diminuição do oxigênio dissolvido a concentrações que interferem nos usos múltiplos e desejáveis das águas a jusante.

As atividades de gerenciamento, entendidas como atividades auxiliares de apoio à tomada de decisão pelas instâncias colegiadas, tais como os comitês de bacias hidrográficas, devem gerar informações que permitam estabelecimento de cenários alternativos para implementação de empreendimentos de controle de engenharia, tendo como base análises de custos e de benefícios associadas diretamente à capacidade de assimilação e de autodepuração dos cursos d'água superficiais. A meta é alcançar um nível de qualidade de água, articulado com os objetivos de uso de água da bacia hidrográfica, através de um programa de controle onde presumivelmente os seus benefícios excedam em valor os seus custos.

Neste contexto, a aplicação da modelagem matemática para simulação da qualidade, fornecendo características qualitativas das águas em distintos cenários de usos futuros, é um forte instrumento de apoio à gestão.

8.2 – Cenários escolhidos para prognósticos

Considerando o cenário abordado por SCHVARTZMAN (2000) no âmbito do projeto em que o presente trabalho se insere (ver Capítulo 1), estabeleceu-se o ano de 2006 para análise do balanço de oxigênio resultante dos usos das águas aqui considerados.

Efetuiu-se a simulação do cenário futuro considerando-se como fontes geradoras de cargas oxidáveis as redes coletoras do sistema de esgotamento sanitário das sedes urbanas dos municípios contidos na porção simulada da bacia hidrográfica do Rio Paraopeba. Para todos os municípios, exceto Betim, considerou-se o lançamento de 100% da carga gerada. Para Betim considerou-se 95%. Como retiradas, consideraram-se os mesmos níveis de atendimento dos sistemas públicos de abastecimento atuais, que são da ordem de 99%.

Realizou-se a estimativa de população através do equacionamento, por regressão linear, das taxas de crescimento anuais para cada município, tendo como base os censos demográficos do IBGE dos anos de 1970, 1980, 1991, 1996 e a contagem preliminar de 2000.

Em termos quantitativos, fixaram-se condições críticas com a utilização das vazões com duração de sete dias e tempo de recorrência de dez anos, vazões $Q_{7,10}$, com os mesmos valores do trabalho feito por SCHVARTZMAN (2000).

Para as condições iniciais e dados de cabeceira (telas de entrada do QUAL2E 11 e 13), tanto do Rio Paraopeba quanto dos tributários, considerou-se um decréscimo na

qualidade de suas águas, admitido como um acréscimo de 20% nas concentrações de DBO_{5,20}, nitrogênio orgânico, amoniacal, nitrito e nitroso. Na concentração de oxigênio dissolvido considerou-se uma redução de 10%.

Efetuar-se-ão simulações para condições críticas de vazão e as seguintes situações referentes ao tratamento dos esgotos municipais:

- ✓ sem quaisquer estações de tratamento implantadas
- ✓ com tratamento em nível secundário de todas sedes urbanas dos municípios da porção simulada da bacia, exceto Betim
- ✓ com tratamento em nível primário dos esgotos da sede urbana de Betim e sem tratamento para as todas as demais sedes urbanas
- ✓ com tratamento em nível secundário dos esgotos da sede urbana de Betim e, também, e sem tratamento para as todas as demais sedes urbanas

As reduções das concentrações de DBO para os níveis de tratamento considerados são:

- ✓ nível primário : 40% (VON SPERLING, 1996)
- ✓ nível secundário intermediário através de UASB: 70% (CHERNICHARO, 1997)
- ✓ nível secundário avançado: 90% (ver TAB 8.1)

TABELA 8.1
Faixas de eficiência - remoção de DBO de processos de lodos ativados

Processos de lodos ativados	Eficiência de remoção de DBO (%)
✓ convencional	85 – 95
✓ aeração prolongada	75 – 95
✓ mistura completa	85 - 95

Fonte: Metcalf & Eddy, 1991

Para os coeficientes cinéticos foram considerados os mesmos valores referentes ao período seco (Capítulo 7, item 7.1)

8.3 – Prognósticos realizados

Os resultados obtidos para condições críticas de vazão para o ano de 2006 estão ilustrados no GRAF. 8.1.

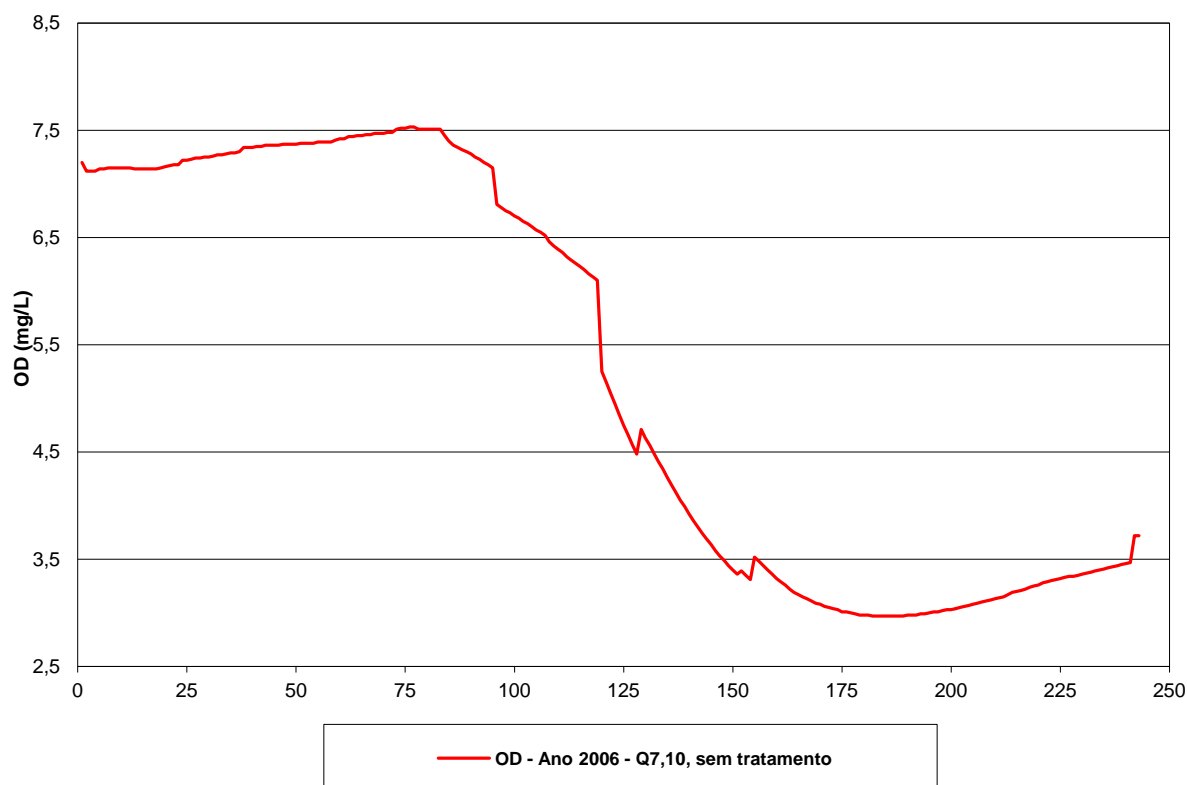


GRÁFICO 8.1 - Valores simulados da concentração de oxigênio dissolvido em função da distância (km) para o ano de 2006, com $Q_{7,10}$ e sem implantação de quaisquer estações de tratamento. Cálculo de K_2 por ARCEIVALA para o Rio Paraopeba e tributários, com $K_1=0,17 \text{ dia}^{-1}$, com demanda completa de oxigênio.

Verifica-se que a concentração de oxigênio dissolvido, de aproximadamente 3 mg/l, mostra-se sensivelmente abaixo daquela estabelecida pelo instrumento de gestão enquadramento das águas da bacia hidrográfica do rio Paraopeba, que é 5 mg/l, posto que, nos trechos estudados, o Rio Paraopeba foi enquadrado como Classe 2 (DN COPAM nº 14, 1995).

Estes resultados indicam necessidade de implantação de controles de engenharia, estações de tratamento de esgotos, para manutenção da concentração de oxigênio dissolvido em níveis adequados e em conformidade legal.

Adotando-se nível secundário avançado de tratamento (90% de eficiência na remoção de DBO) para os esgotos gerados nas sedes urbanas municipais, excetuando-se Betim, obtiveram-se os resultados mostrados no GRAF. 8.2.

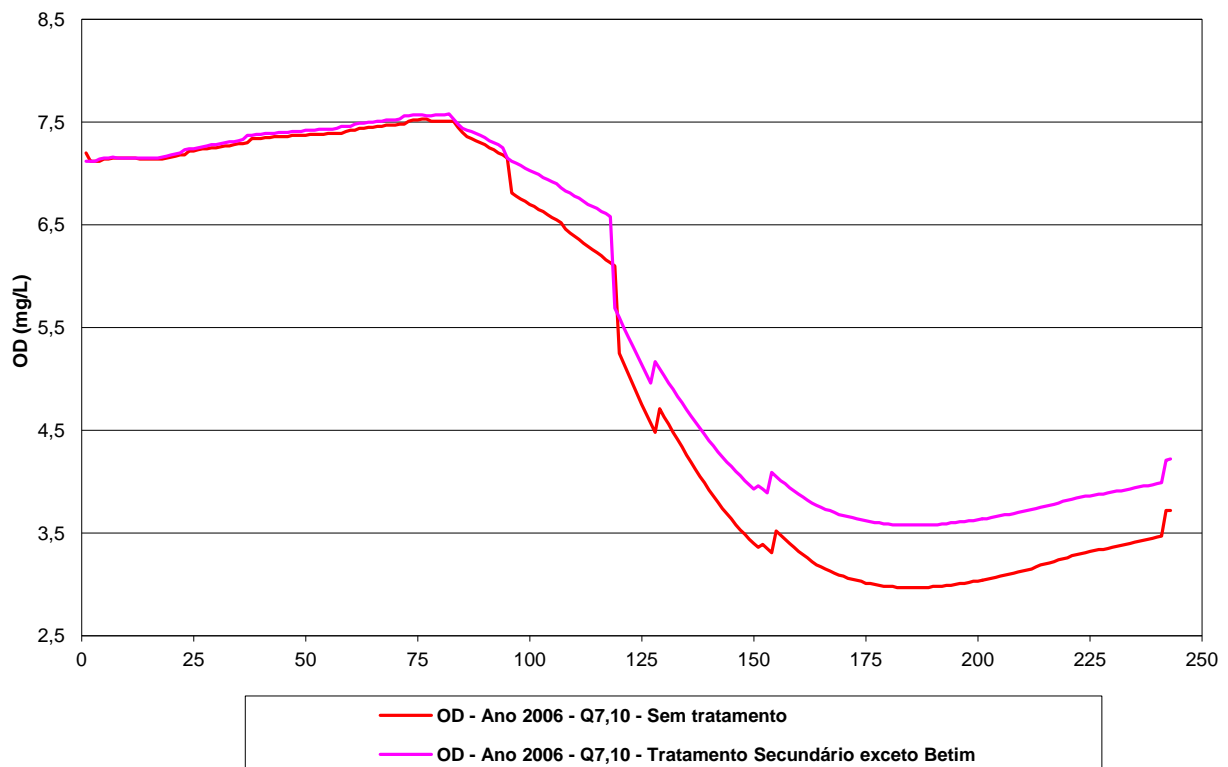


GRÁFICO 8.2 - Valores simulados da concentração de oxigênio dissolvido em função da distância (km) para o ano de 2006, com $Q_{7,10}$ e com implantação de estações de tratamento em nível secundário para todos os municípios exceto Betim. Cálculo de K_2 por ARCEIVALA para o Rio Paraopeba e tributários, com $K_1=0,17 \text{ dia}^{-1}$, com demanda completa de oxigênio.

A resposta do Rio Paraopeba à implantação de tratamento em nível secundário nas sedes urbanas dos municípios de Belo Vale, Moeda, Piedade dos Gerais, Brumadinho, Bonfim, Crucilândia, Itatiaiuçu, Rio Manso, Ibirité, Sarzedo, Mário Campos, Igarapé,

São Joaquim de Bicas, Mateus Leme, Juatuba, Florestal, Esmeraldas, Fortuna de Minas e Cachoeira da Prata, não atendeu ao limite mínimo estabelecido pela deliberação normativa do enquadramento de suas águas (5 mg/l), visto que a concentração permaneceu pouco acima do valor de 3,5 mg/l. Assim sendo, há necessidade de adoção de controle nos esgotos gerados na sede urbana de Betim, opção ainda não considerada.

Para nível de tratamento primário para os esgotos da sede urbana de Betim, com redução de DBO de 40%, sem qualquer tratamento para todas as sedes urbanas dos demais municípios, os resultados obtidos estão apresentados no GRAF. 8.3.

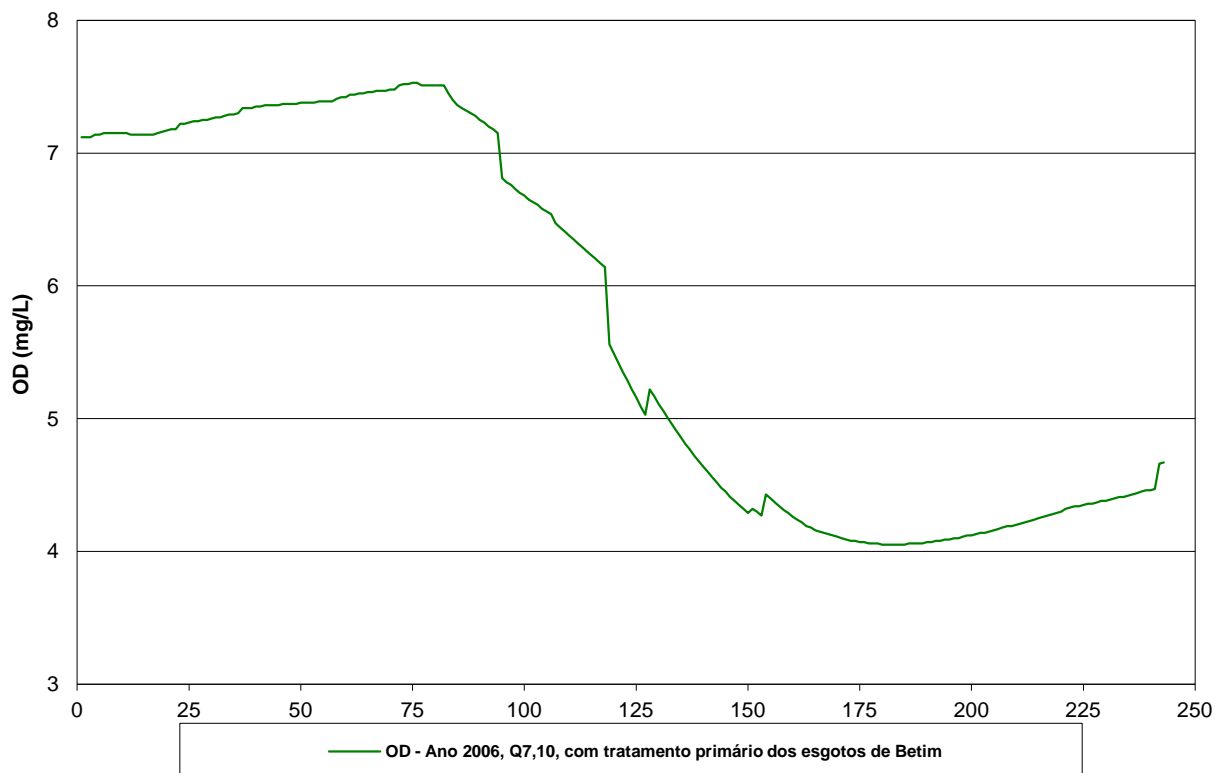


GRÁFICO 8.3 - Valores simulados da concentração de oxigênio dissolvido em função da distância (km) para o ano de 2006, com $Q_{7,10}$ e com implantação de estação de tratamento em nível primário para a sede urbana de Betim. Cálculo de K_2 por ARCEIVALA para o Rio Paraopeba e tributários, com $K_1=0,17 \text{ dia}^{-1}$, com demanda completa de oxigênio.

Apesar da redução de 40% na DBO, a concentração de oxigênio dissolvido obtida (pouco acima de 4 mg/l) permaneceu abaixo o limite mínimo de 5 mg/l, indicando necessidade de tratamento com níveis de eficiência maiores.

Com a utilização de reatores anaeróbios de fluxo ascendente com manta de lodo ('UASB'), estimando-se uma eficiência de 70% na remoção de DBO, os resultados obtidos foram satisfatórios, conforme indica o GRAF. 8.4.



GRÁFICO 8.4 - Valores simulados da concentração de oxigênio dissolvido em função da distância (km) para o ano de 2006, com $Q_{7,10}$ e com implantação de estação de tratamento em nível secundário intermediário (UASB) para a sede urbana de Betim. Cálculo de K_2 por ARCEIVALA para o Rio Paraopeba e tributários, com $K_1=0,17 \text{ dia}^{-1}$, com demanda completa de oxigênio.

A concentração de oxigênio dissolvido no ponto de inflexão da curva de depleção foi de 4,86 mg/l, próxima do limite mínimo preconizado pelo enquadramento das águas. Caso

houver adoção de pós-tratamento para o efluente do UASB, há possibilidade de atendimento deste limite mínimo com um pequeno esforço complementar.

Com implantação de estação de tratamento em nível secundário mais avançado (eficiência de 90% na remoção de DBO) para os esgotos gerados na sede urbana de Betim, os resultados obtidos estão apresentados no GRAF. 8.5.

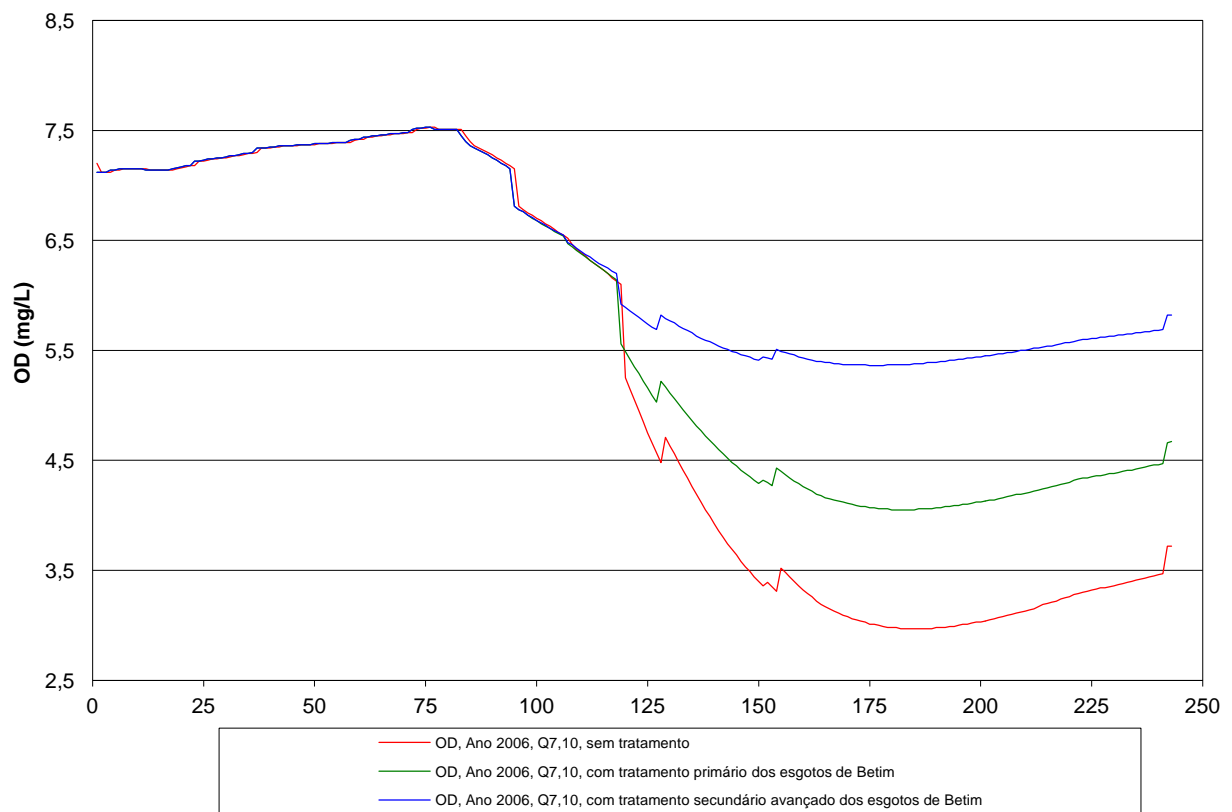


GRÁFICO 8.5 - Valores simulados da concentração de oxigênio dissolvido em função da distância (km) para o ano de 2006, com $Q_{7,10}$, sem tratamento e com implantação de estação de tratamento em níveis primário e secundário avançado para a sede urbana de Betim. Cálculo de K_2 por ARCEIVALA para o Rio Paraopeba e tributários, com $K_1=0,17 \text{ dia}^{-1}$, com demanda completa de oxigênio.

Com tratamento em nível secundário avançado para os esgotos gerados na sede urbana de Betim e sem quaisquer tratamentos dos esgotos gerados nas sedes urbanas dos

demais 19 municípios contidos na porção simulada do Rio Paraopeba, a concentração de oxigênio dissolvido obtida (aproximadamente 5,5 mg/l) passou a atender o limite legal mínimo estabelecido de 5 mg/l

CAPÍTULO 9
CONCLUSÕES

De acordo com o trabalho realizado, com as informações e restrições inerentes à qualidade dos dados de entrada, bem como ao período de monitoramento dos dados experimentais, pode-se concluir que:

- ✓ A modelagem matemática do oxigênio dissolvido é aplicável à bacia hidrográfica do Rio Paraopeba por meio do modelo QUAL2E
- ✓ Como toda e qualquer aplicação de modelagem matemática, esta deve ser levada a cabo com elevado espírito de cautela, clareza do seu objetivo e, sobretudo, conhecimento prévio do usuário no que diz respeito aos dados, parâmetros e coeficientes cinéticos adequados à realidade da bacia hidrográfica em estudo
- ✓ No caso em tela, há limitações, dentre as quais pode-se citar o número de pontos de monitoramento de dados experimentais no trecho simulado do Rio Paraopeba (7 estações em 250 km de rio) e o nível de conhecimento e caracterização das entradas, retiradas e das cargas pontuais e difusas. Na primeira, uma provável consequência é a redução da confiabilidade do grau de ajuste das simulações aos dados experimentais e também das projeções de cenários futuros. Quanto à segunda limitação citada, fica claro que quão mais aprofundado o conhecimento de informações fundamentais que interferem e direcionam fortemente as respostas do modelo, maior será a sua capacidade preditiva
- ✓ A qualidade das águas do Rio Paraopeba apresenta uma clara e crescente tendência de deterioração nos anos para os quais obtiveram-se dados experimentais incluídos no presente trabalho, quais sejam, de 1993 a 1999. Esta tendência é mais pronunciada no período seco, considerado aqui como o período compreendido entre os meses de abril a setembro.

- ✓ A disponibilidade de informações e dados de entrada do modelo em órgãos públicos com competência específica pelo gerenciamento dos recursos hídricos não é adequada para a modelagem matemática com uso do QUAL2E. As informações estão dispersas, sendo encontradas em vários órgãos distintos e não estão consolidadas, notadamente aquelas referentes aos aspectos quantitativos.

- ✓ A influência do coeficiente de desoxigenação K_1 na resposta do modelo mostrou-se significativa, porém em menor magnitude que o coeficiente de reaeração K_2 . A partir das respostas do modelo que apresentaram maior ajuste aos dados experimentais, no processo informal de calibração e simulações realizadas, com os valores de K_2 sugeridos por ARCEIVALA (1981), a influência de K_1 apresentou-se mais significativa.

A faixa de variação de K_2 sugerida por ARCEIVALA é bastante restrita (de 0,12 a 1,62 dia⁻¹) comparada com a faixa de variação sugerida por BOWIE *et al.* (1985) que é de 0,02 a 3,0 dia⁻¹, a despeito de que os valores utilizados para K_1 neste trabalho (e que apresentaram melhores ajustes aos dados experimentais) ficaram na faixa de 0,15 a 0,65 dia⁻¹.

Vale dizer que os valores de K_2 obtidos através da aplicação dos equacionamentos propostos por THACKSTON & KRENKEL (1969, apud BOWIE *et al.*, 1985), OWENS *et al.*(1964, apud BOWIE *et al.*, 1985) e O'CONNOR & DOBBINS (apud BOWIE *et al.*, 1985) apresentaram valores significativamente superiores quando comparados aos sugeridos por Arceivala.

- ✓ As formulações empíricas para o coeficiente de reaeração atmosférica disponíveis internamente na estrutura do modelo QUAL2E não se apresentaram adequadas para a realidade da transferência superficial de oxigênio do Rio Paraopeba. Tais formulações superestimaram os coeficientes para todos os trechos estudados. Os valores que mais se adequaram a esta realidade foram os sugeridos por Arceivala (1981)

- ✓ Os valores do coeficiente de desoxigenação, ou velocidade de exercício da demanda bioquímica de oxigênio carbonácea, sugeridos pela literatura especializada aproximaram-se satisfatoriamente daqueles para os quais as simulações alcançaram melhores resultados, sobretudo para as simulações efetuadas para o período seco (abril a setembro)
- ✓ A utilização de versões mais simplificadas da modelagem matemática do oxigênio dissolvido pode se apresentar proveitosa. Tais versões, que exigem um menor número de informações e dados de entrada no modelo, bem como coeficientes cinéticos referentes aos processos de conversão biológicos, apresentaram resultados satisfatórios, comparados aos resultados das simulações com a estrutura completa do modelo QUAL2E.
- ✓ Não foi possível efetuar-se análise conclusiva da resposta do modelo QUAL2E para a concentração de oxigênio dissolvido do Rio Paraopeba em condições críticas de vazão em virtude da ausência de dados experimentais de qualidade específicos relacionados diretamente com tais situações de vazão mínima.
- ✓ O uso da modelagem para prognóstico de cenários futuros mostra-se como forte instrumento de gestão auxiliar às tomadas de decisão, visto que permite apresentação da resposta do curso d'água superficial às distintas intervenções possíveis em termos de obras de controle de engenharia, sobretudo no que se refere à implantação de estações de tratamento dos esgotos, em seus diversos níveis de tratamento.

Análises dos benefícios associados aos custos referentes a cada grau de tratamento e suas respectivas faixas específicas de eficiência na redução de materiais oxidáveis serão de relevante valia na hierarquização de prioridades nas obras de saneamento ambiental a serem implantadas no futuro. Tais conclusões têm caráter mais subjetivo, a despeito de terem sido expressadas (informação verbal) por representantes de agentes sociais na composição atual (gestão 2000-2002) do Comitê da Bacia do Rio Paraopeba, CBH-Paraopeba e, portanto, estarem diretamente ligados ao processo de gestão atual desta bacia hidrográfica.

- ✓ O modelo QUAL2E apresentou resultados bastante satisfatórios, vide magnitude dos coeficientes de determinação obtidos de até 0,75, para a simulação do parâmetro de qualidade oxigênio dissolvido.

- ✓ São raros os trabalhos efetuados e as informações disponíveis acerca de aspectos qualitativos e quantitativos dos usuários dos recursos hídricos da bacia hidrográfica do Rio Paraopeba

CAPÍTULO 10
RECOMENDAÇÕES

A partir das conclusões feitas pela aplicação do modelo QUAL2E em porção significativa da bacia hidrográfica do Rio Paraopeba, pode-se elencar as seguintes recomendações:

- ✓ Efetuar aplicações do modelo QUAL2E na bacia hidrográfica do Rio Paraopeba utilizando-se de mecanismos de análise de incerteza, de maneira a aprofundar o conhecimento acerca dos coeficientes e parâmetros para os quais o modelo apresenta maior sensibilidade em sua resposta, possibilitando definição de estratégias de ação para aperfeiçoamento e refinamento em aplicações futuras como instrumento de gestão e planejamento auxiliar a tomadas de decisão pelo Comitê e Agência da Bacia.

- ✓ Propor ações para as organizações responsáveis pelo gerenciamento dos recursos hídricos (agências de bacia ou instituição equiparada legalmente, ou órgão estatal gestor que atua suplementarmente até a criação destas) visando a realização de detalhado cadastramento de usuários das águas das bacias hidrográficas, se possível em formato padrão a ser adotado em todo território nacional.

- ✓ Reavaliar a localização e o número de pontos de monitoramento da qualidade das águas do Rio Paraopeba e acrescentar parâmetros no conjunto atualmente monitorado, como demanda de oxigênio de sedimentos, visando proporcionar facilidades na aplicação e utilização de modelos matemáticos para simulação da qualidade das águas e, conseqüentemente, fortalecendo as atividades de gerenciamento e gestão dos recursos hídricos nesta bacia hidrográfica.

- ✓ Centralizar as informações de recursos hídricos por bacia hidrográfica em um único órgão de gerenciamento (agências ou instituição equiparada legalmente) atrelado a instâncias de gestão dos recursos hídricos por bacia hidrográfica (comitês de bacia e conselhos estaduais, ou federais, de recursos hídricos).

- ✓ Utilizar a modelagem da qualidade da água como instrumento auxiliar às tomadas de decisão (comitês de bacia) notadamente em planos de hierarquização de prioridades, de acordo com a resposta de cada rio em particular às demandas por retiradas e aos lançamentos efetuados conforme sua capacidade de assimilação e de autodepuração.

- ✓ Efetuar múltiplos programas de monitoramento de campo sobre maior variedade de condições meteorológicas e de vazões do curso d'água a ser modelado. Conjuntos de dados mais úteis para calibração poderão ser alcançados durante condições extremas ou não usuais, tais como situações de cheia e de vazões mínimas críticas.

- ✓ Aferir o coeficiente de decaimento (exercício) da DBO - K_1 , em bacias hidrográficas onde se pretender utilizar a modelagem matemática da qualidade como instrumento de gestão e de planejamento, para cada região da bacia onde houver maior número de lançamentos de materiais oxidáveis de fontes distintas de esgotos sanitários (industriais, por exemplo). Considerando que o equacionamento da faixa de variação do coeficiente de reaeração atmosférica K_2 através de dados experimentais de campo é mais dispendioso, o conhecimento de K_1 para situações e locais específicos estabelecerá maior possibilidade de fixação de valores do K_2 no processo de calibração. Desta forma evita-se que estes dois coeficientes possam ser ajustados, na calibração, de maneira a se

compensar um ou o outro, o que acarreta a possibilidade de serem encontradas múltiplas combinações aceitáveis.

- ✓ Aferir, também, através de pesquisa em bacias hidrográficas brasileiras onde a modelagem matemática da qualidade das águas estiver para ser utilizada como instrumento auxiliar à gestão, os coeficientes cinéticos relativos ao ciclo do nitrogênio, posto que, atualmente, tais coeficientes necessitam ser estimados através de formulações empíricas definidas por pesquisas realizadas em outros países, cujos cursos d'água e fatores intervenientes no processo, guardam peculiaridades específicas.

- ✓ Aumentar o nível de detalhamento das características das fontes pontuais e não pontuais, bem como das retiradas de água das bacias hidrográficas, de maneira a proporcionar tanto maior confiança nos dados de entrada do modelo quanto maior realismo à aplicação de modelos de simulação da qualidade promovendo, conseqüentemente, maior confiabilidade às respostas apresentadas pela modelagem

CAPÍTULO 11

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AGUIAR, R. A . R. Cidadania, meio ambiente e recursos hídricos, 1994. In: SILVA, David da Silva; PRUSKI, Fernando Falco (Ed.). *Gestão de Recursos Hídricos: aspectos legais, econômicos, administrativos e sociais*. Brasília, DF: Secretaria de Recursos Hídricos do Ministério do Meio Ambiente, 2000. cap. 6, p. 269-307.

AGUIRRE JÚNIOR, J. C. *Plano Diretor de Recursos Hídricos das Bacias do Leste*. Belo Horizonte: Fundação Rural Mineira de Colonização e Desenvolvimento Agrário – RURALMINAS, [2000].

ARCEIVALA, S. J. *Wastewater treatment and disposal: engineering and ecology in pollution control*. New York: Marcel Dekker, Inc., 1981. 892 p.

BECK, M. B. *Water quality modeling: a review of the analysis of uncertainty*. Water Resource Research, 23 (8), 1393-1442, 1987 apud RAUCH, W. *et al.* River water quality modelling: I. State of the art. In: GRABOW, W. O. K. *et al.* (Ed.). Biennial Conference of the International Association on Water Quality, 19., Vancouver. Part 9. Water Quality: Management. Oxford: Elsevier Science Ltda., 1998. Part 4, cap. 1, p 237-245.

BOLING, R. H. *et al.* *Ecosystem modeling for small woodland streams*. In: *Systems analysis and simulation in ecology*. Patten, B. C. (Ed.). New York: Academic Press, 1975 apud RAUCH, W. *et al.* _____.

BOWIE, G. L. *et al.* *Rates, Constants and kinetics formulations in surface water quality modeling*. 2. ed. Athens GE: U. S. Environmental Protection Agency, 1985. 455 p. (EPA/600/3-85/040).

BRANCO, S. M. *Hidrobiologia aplicada à engenharia sanitária*. 3. ed. São Paulo: CETESB / ASCETESB, 1986. 616 p.

BRASIL. Lei n. 9.433, de 8 de janeiro de 1997. Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, regulamenta o inciso XIX do art. 21 da Constituição Federal e altera o art. 1 da Lei n. 8001, de 13 de março de 1990, que modificou a Lei n. 7.990, de 28 de dezembro de 1989. Brasília: Presidência da República, 1997, 18 p.

BROWN, L. C. ; BARNWELL, T. O. *The enhanced stream water quality models QUAL2E and QUAL2E-UNCAS : documentation and user manual*. Athens GA: Environmental Protection Agency, 1987. 189 p. (EPA/600/3-87/007)

CAMPOS, M. C. S. *Simulação do oxigênio dissolvido no Rio das Velhas /MG em condições médias de vazão*. In: SIMPÓSIO LUSO-BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 9., 2000, Porto Seguro. *500 anos de saneamento ambiental: Brasil e Portugal*. Anais Eletrônicos.

CAMPOS, Mônica de Cássia Souza. *Utilização do modelo QUAL2E: estudo do decaimento bacteriano na bacia do Rio das Velhas*. 1997. 198 f. Dissertação (Mestrado em Saneamento, meio ambiente e recursos hídricos) – Escola de Engenharia, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte.

CERCO, C. F. ; COLE, T. *User's guide to the CE-QUAL-ICM three dimensional eutrophication model, release version, Technical Report EL-95-1*. Vicksburg MS: U.S. Army Eng. Waterways Experiment Station, 1995 apud RAUCH, W. et al. River water quality modelling: I. State of the art. In: GRABOW, W. O. K. et al. (Ed.). Biennial Conference of the International Association on Water Quality, 19., Vancouver. Part 9. Water Quality: Management. Oxford: Elsevier Science Ltda., 1998. Part 4, cap. 1, p 237-245.

CHERNICARO, C. A. L. *Reatores Anaeróbios*. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Minas Gerais, 1997. 245 p.

CHOW, V. T. *Open Channel Hydraulics*. 21. ed. Singapore: McGraw-Hill International Book Company, 1959. 680 p.

COBRAPE. *Instrumentos de gestão, preparação dos modelos de simulação, modelo de qualidade da água*. Belo Horizonte: 1999. Volume I (Seção b - Produto b2.2, Relatório Final, RT-a.1.5-COBRAPE-022, Revisão Final).

COBRAPE. *Modelagem matemática do Rio Tietê com modelo QUAL2EU para preparação do Projeto Tietê*. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 18., 1995, Salvador. Anais Eletrônicos.

CONSELHO ESTADUAL DE POLÍTICA AMBIENTAL DE MINAS GERAIS. Deliberação n. 14, de 29 de dezembro de 1995. Dispõe sobre o enquadramento das águas da Bacia do rio Paraopeba. *Diário do Executivo, Minas Gerais*.

DANISH HIDRAULIC INSTITUTE. *Mike 11 User manual*, 1992 apud RAUCH, W. et al. River water quality modelling: I. State of the art. In: GRABOW, W. O. K. et al. (Ed.). Biennial Conference of the International Association on Water Quality, 19.,

Vancouver. Part 9. Water Quality: Management. Oxford: Elsevier Science Ltda., 1998. Part 4, cap. 1, p 237-245.

EIGER, S. Modelos de Simulação de qualidade da água: qualidade da água em rios e estuários. In: PORTO, R. L.L. (Org.). In: *Hidrologia Ambiental*. São Paulo: Editora da Universidade de São Paulo, 1991. Parte II, cap. 1, p. 60-160.

EUCLYDES, H. P., *et. al.* Sistema de Apoio ao gerenciamento de recursos hídricos: metodologia e estudo de caso. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, 13., 1999, Belo Horizonte. *Água em quantidade e qualidade: o desafio do próximo milênio*. Anais Eletrônicos.

FISCHER, H. B., *et al.* *Mixing in inland and coastal waters*. New York: Academic Press, 1979 *apud* RAUCH, W. *et al.* River water quality modelling: I. State of the art. In: GRABOW, W. O. K. *et al.* (Ed.). Biennial Conference of the International Association on Water Quality, 19., Vancouver. Part 9. Water Quality: Management. Oxford: Elsevier Science Ltda., 1998. Part 4, cap. 1, p 237-245.

GERMAN ASSOCIATION FOR WATER POLLUTION CONTROL. *Allgemein verfuegbares Gewaesserguetemodell, Projektabschlussbericht 02 WA9104/4, ATV Hennef, 1996 apud* RAUCH, W. *et al.* _____.

KOTLHAR, M. K. ; LUCA, S. J. *Simulação da qualidade de água do rio cadeia com aplicação de modelo matemático para determinação do aporte de poluentes em cursos d'água provenientes de drenagem de áreas rurais*. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 19., 1997, Foz do Iguaçu: *Saneamento Ambiental: ambiente de negócios ou negócio ambiental ?*. Anais Eletrônicos.

LIMA, C. A. A. ; GIORGETTI, M. F. *Aplicação do modelo QUAL2E na simulação de descargas acidentais contaminantes*. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 19., 1997, Foz do Iguaçu: *Saneamento Ambiental: ambiente de negócios ou negócio ambiental ?*. Anais Eletrônicos.

McFAGUE, S. *Metaphorical Theology: Models of god in religious language*. Philadelphia: Fortress Press, 1982 *apud* THOMANN, R. V. ; MUELLER, J. A. *Principles of surface water quality modelling and control*. New York: Harper & Row, Publishers, Inc., 1987. 643 p.

MENDENHALL & SINCICH apud VON SPERLING, M. *Optimal management of the oxidation ditch process*. 1990. Tese (Doutorado) – Imperial College, University Londres.

MENDONÇA, A. S. F. ; REIS, J. A. T. Utilização de modelo computacional na análise de limites impostos aos parâmetros de qualidade de água em rios. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, 13., 1999, Belo Horizonte. *Água em quantidade e qualidade: o desafio do próximo milênio*. Anais Eletrônicos.

METCALF & EDDY; Tchobanoglous, G. ; BURTON, F. L. (Rev). *Wastewater Engineering: treatment, disposal and reuse*. 3. ed. revis. Singapore: McGraw-Hill, Inc., 1991. 1334 p.

MINAS GERAIS. Decreto n. 40.398, de 29 de maio de 1999. Institui o Comitê da Bacia Hidrográfica do Rio Paraopeba e dá outras providências. Belo Horizonte: Diário Oficial do Poder Executivo Estadual, 1999, 3p.

MINAS GERAIS. Lei 13.199, de 29 de janeiro de 1999. Dispõe sobre a Política Estadual de Recursos Hídricos e dá outras providências. Belo Horizonte: Diário Oficial do Poder Executivo Estadual, 1999, 23 p.

ORLOB, G. T. (Ed.). *Mathematical modelling of water quality*. Chiley, Chichester, 1982.

PEREIRA, C. B. ; TEIXEIRA, E.C. *Influência dos métodos de estimativa do coeficiente de dispersão longitudinal na simulação de qualidade de água em rios devido a lançamentos instantâneos e contínuos de constituintes potencialmente poluidores*. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, 13., 1999, Belo Horizonte. *Água em quantidade e qualidade: o desafio do próximo milênio*. Anais Eletrônicos.

RAUCH, W. *et al*. River water quality modelling: I. State of the art. In: GRABOW, W. O. K. *et al*. (Ed.). Biennial Conference of the International Association on Water Quality, 19., Vancouver. Part 9. Water Quality: Management. Oxford: Elsevier Science Ltda., 1998. Part 4, cap. 1, p 237-245.

RODRIGUES, R. B. ; PORTO, M. *Modelo matemático proposto para auxílio nos processos de outorga e cobrança pelo uso da água*. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, 13., 1999, Belo Horizonte. *Água em quantidade e qualidade: o desafio do próximo milênio*. Anais Eletrônicos.

SCHVARTZMAN, A. S. *Outorga e cobrança pelo uso de recursos hídricos na bacia do rio Paraopeba em Minas Gerais*. 2000. 138 f. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) – Escola de Engenharia, Universidade Federal de Minas Gerais

SILVA, M. H. N. L. ; DZIEDZIC, M. *Análise e modelagem da qualidade da água em rios*. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, 13., 1999, Belo Horizonte. *Água em quantidade e qualidade: o desafio do próximo milênio*. Anais Eletrônicos.

SIQUEIRA, E. Q. ; CUNHA, A. C. *O coeficiente de reoxigenação no modelo QUAL2E: metodologia de previsão*. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 19., 1997, Foz do Iguaçu: *Saneamento Ambiental: ambiente de negócios ou negócio ambiental ?*. Anais Eletrônicos.

SOUSA FILHO, F. A. *et al. Simulações das capacidades de autodepuração dos cursos d'água da bacia do Rio Jaguaribe, no Estado do Ceará, quando sujeitos à transposição de águas do Rio São Francisco*. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, 13., 1999, Belo Horizonte. *Água em quantidade e qualidade: o desafio do próximo milênio*. Anais Eletrônicos.

SOUZA, S. M. T. *Deflúvios Superficiais no Estado de Minas Gerais*. Belo Horizonte: HIDROSSISTEMAS - COPASA MG, 1993. 263 p.

STREETER, W. H. ; PHELPS, E. B. *A study of the pollution and natural purification of the Ohio River*. U.S. Public Health Service, Washington D.C., 1925 apud RAUCH, W. *et al.* River water quality modelling: I. State of the art. In: GRABOW, W. O. K. *et al.* (Ed.). Biennial Conference of the International Association on Water Quality, 19., Vancouver. Part 9. Water Quality: Management. Oxford: Elsevier Science Ltda., 1998. Part 4, cap. 1, p 237-245.

VON SPERLING, M. *Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos*. 2. ed. revis. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental; Universidade Federal de Minas Gerais, 1996. 243 p.

WLOSINSKI, J, H. ; MINSHALL, G. W. *Predictability of stream ecosystem models of various levels of resolution*. In: *Dynamics of lotic ecosystems*. FONTAINE, T. D. ; BARTELL, S. M. (Ed.). *Chelsea MI: Ann Arbor Science, 1983* apud RAUCH, W. *et al.* River water quality modelling: I. State of the art. In: GRABOW, W. O. K. *et al.* (Ed.).

Biennial Conference of the International Association on Water Quality, 19., Vancouver. Part 9. Water Quality: Management. Oxford: Elsevier Science Ltda., 1998. Part 4, cap. 1, p 237-245.

ZINATO, M. C. A Construção da cidadania propulsionada pela água, 1988. In: SILVA, David da Silva; PRUSKI, Fernando Falco (Ed.). *Gestão de Recursos Hídricos: aspectos legais, econômicos, administrativos e sociais*. Brasília, DF: Secretaria de Recursos Hídricos do Ministério do Meio Ambiente, 2000. cap. 6, p. 619-659

ANEXO I

ESTUDOS POPULACIONAIS

TABELA I.1
Estudos populacionais – Projeção populacional, por município, para 2006 e 2010, com base nos censos demográficos de 1970, 1980, 1991, 1996 e contagem preliminar de 2001

(Continua)

	Município	1970	1971	1972	1973	1974	1975	1976	1977	1978	1979	1980
1	Belo Vale	8.746	8.597	8.447	8.298	8.148	7.999	7.849	7.700	7.550	7.401	7.251
2	Betim	37.815	42.452	47.089	51.725	56.362	60.999	65.636	70.273	74.909	79.546	84.183
3	Bonfim	8.180	8.063	7.946	7.829	7.712	7.595	7.478	7.361	7.244	7.127	7.010
4	Brumadinho	17.874	17.883	17.892	17.901	17.910	17.919	17.928	17.937	17.946	17.955	17.964
5	Cachoeira da Prata	2.453	2.498	2.543	2.587	2.632	2.677	2.722	2.767	2.811	2.856	2.901
6	Crucilândia	4.917	4.856	4.795	4.734	4.673	4.612	4.550	4.489	4.428	4.367	4.306
7	Esmeraldas	15.698	15.749	15.800	15.850	15.901	15.952	16.003	16.054	16.104	16.155	16.206
8	Florestal	4.431	4.468	4.504	4.541	4.577	4.614	4.650	4.687	4.723	4.760	4.796
9	Fortuna de Minas	2.169	2.142	2.114	2.087	2.060	2.033	2.005	1.978	1.951	1.923	1.896
10	Ibirité/Mário Campos/Sarzedo	19.508	21.554	23.600	25.647	27.693	29.739	31.785	33.831	35.878	37.924	39.970
11	Igarapé/São Joaquim de Bicas	7.675	8.564	9.453	10.341	11.230	12.119	13.008	13.897	14.785	15.674	16.563
12	Itatiaiuçu	5.330	5.340	5.349	5.359	5.368	5.378	5.388	5.397	5.407	5.416	5.426
13	Mateus Leme/Juatuba	11.929	12.602	13.275	13.947	14.620	15.293	15.966	16.639	17.311	17.984	18.657
14	Moeda	4.668	4.597	4.525	4.454	4.382	4.311	4.240	4.168	4.097	4.025	3.954
15	Piedade dos Gerais	4.564	4.488	4.412	4.336	4.260	4.185	4.109	4.033	3.957	3.881	3.805
16	Rio Manso	5.214	5.137	5.061	4.984	4.908	4.831	4.754	4.678	4.601	4.525	4.448
	SOMA	161.171	168.988	176.804	184.621	192.437	200.254	208.070	215.887	223.703	231.520	239.336

FONTE - IBGE

TABELA I.1
Estudos populacionais – Projeção populacional, por município, para 2006 e 2010, com base nos censos demográficos de 1970, 1980, 1991, 1996 e contagem preliminar de 2001

(Continua)

	Município	1981	1982	1983	1984	1985	1986	1987	1988	1989	1990	1991
1	Belo Vale	7.232	7.213	7.193	7.174	7.155	7.136	7.117	7.098	7.078	7.059	7.040
2	Betim	92.069	99.956	107.842	115.729	123.615	131.502	139.388	147.275	155.161	163.048	170.934
3	Bonfim	7.026	7.041	7.057	7.073	7.089	7.104	7.120	7.136	7.152	7.167	7.183
4	Brumadinho	18.086	18.208	18.331	18.453	18.575	18.697	18.819	18.941	19.064	19.186	19.308
5	Cachoeira da Prata	2.970	3.038	3.107	3.176	3.244	3.313	3.381	3.450	3.519	3.587	3.656
6	Crucilândia	4.331	4.356	4.380	4.405	4.430	4.455	4.480	4.505	4.529	4.554	4.579
7	Esmeraldas	16.942	17.677	18.413	19.149	19.884	20.620	21.355	22.091	22.827	23.562	24.298
8	Florestal	4.819	4.843	4.866	4.889	4.913	4.936	4.960	4.983	5.006	5.030	5.053
9	Fortuna de Minas	1.931	1.967	2.002	2.037	2.073	2.108	2.144	2.179	2.214	2.250	2.285
10	Ibirité/Mário Campos/Sarzedo	44.761	49.553	54.344	59.135	63.927	68.718	73.510	78.301	83.092	87.884	92.675
11	Igarapé/São Joaquim de Bicas	17.548	18.533	19.519	20.504	21.489	22.474	23.459	24.444	25.430	26.415	27.400
12	Itatiaiuçu	5.602	5.779	5.955	6.131	6.308	6.484	6.661	6.837	7.013	7.190	7.366
13	Mateus Leme/Juatuba	19.418	20.180	20.941	21.703	22.464	23.226	23.987	24.749	25.510	26.272	27.033
14	Moeda	3.948	3.941	3.935	3.929	3.923	3.916	3.910	3.904	3.898	3.891	3.885
15	Piedade dos Gerais	3.843	3.882	3.920	3.958	3.996	4.035	4.073	4.111	4.149	4.188	4.226
16	Rio Manso	4.449	4.450	4.452	4.453	4.454	4.455	4.456	4.457	4.459	4.460	4.461
	SOMA	254.977	270.617	286.258	301.898	317.539	333.179	348.820	364.460	380.101	395.741	411.382

TABELA I.1
Estudos populacionais – Projeção populacional, por município, para 2006 e 2010, com base nos censos demográficos de 1970, 1980, 1991, 1996 e contagem preliminar de 2001

(Conclusão)

	Município	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2006	2010
1	Belo Vale	7023	7006	6989	6972	6955	7073	7191	7308	7426	7867	8425
2	Betim	186637	202341	218044	233748	249451	262985	276520	290054	303588	387949	436766
3	Bonfim	7188	7192	7197	7201	7206	7121	7036	6950	6865	7479	7779
4	Brumadinho	20314	21319	22325	23330	24336	24904	25472	26039	26607	31254	35634
5	Cachoeira da Prata	3667	3679	3690	3702	3713	3729	3746	3762	3778	3996	4083
6	Crucilândia	4522	4465	4408	4351	4294	4338	4383	4427	4471	4619	4761
7	Esmeraldas	26225	28152	30080	32007	33934	36897	39859	42822	45784	56865	69252
8	Florestal	5115	5177	5239	5301	5363	5431	5500	5568	5636	6020	6092
9	Fortuna de Minas	2285	2284	2284	2283	2283	2319	2355	2390	2426	2879	2950
10	Ibirité/Mário Campos/Sarzedo	99465	106256	113046	119837	126627	135122	143618	152113	160608	231833	243850
11	Igarapé/São Joaquim de Bicas	28133	28865	29598	30330	31063	33904	36744	39585	42425	50833	52652
12	Itatiaiuçu	7541	7717	7892	8068	8243	8309	8376	8442	8508	10863	11184
13	Mateus Leme/Juatuba	28232	29430	30629	31827	33026	34739	36453	38166	39879	50056	51882
14	Moeda	3948	4011	4075	4138	4201	4266	4330	4395	4459	5325	5493
15	Piedade dos Gerais	4188	4150	4113	4075	4037	4096	4154	4213	4271	4836	4936
16	Rio Manso	4424	4387	4350	4313	4276	4368	4460	4552	4644	4985	5077
	SOMA	438907	466432	493958	521483	549008	579600	610192	640783	671375	867659	950816

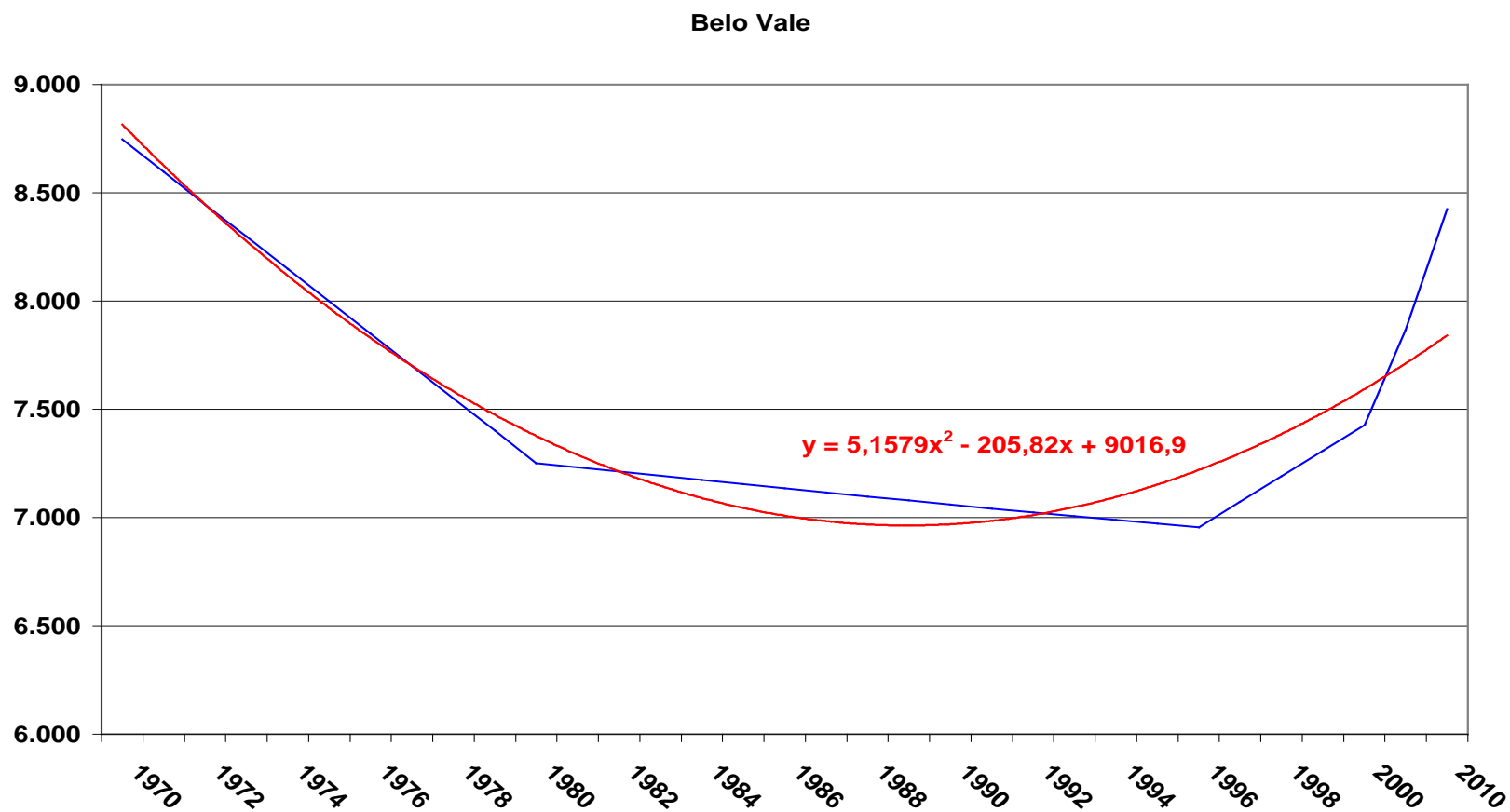


GRÁFICO I.1 – Projeção populacional para os anos de 2006 e 2010, município de Belo Vale.

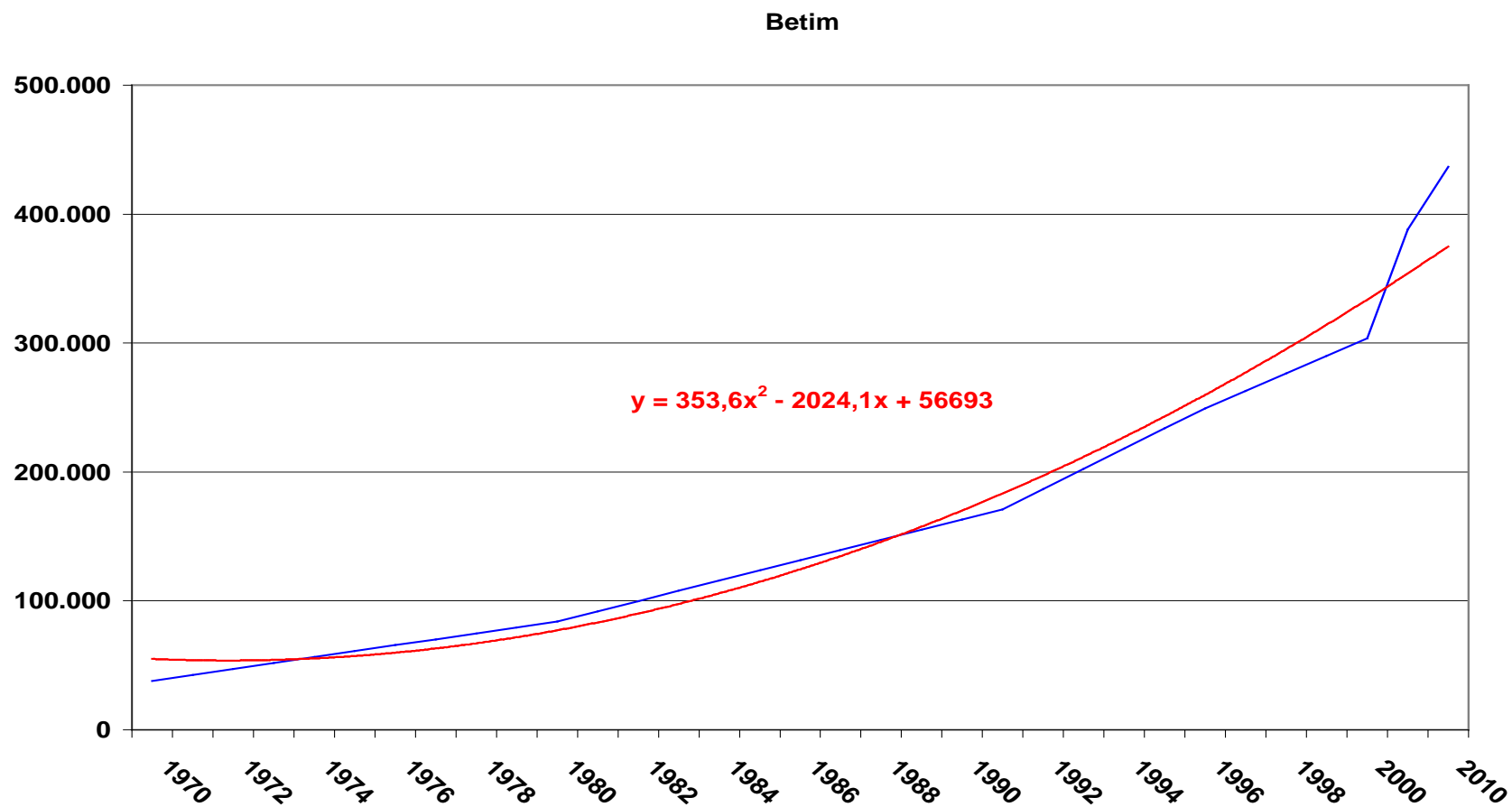


GRÁFICO I.2 – Projeção populacional para os anos de 2006 e 2010, município de Betim.

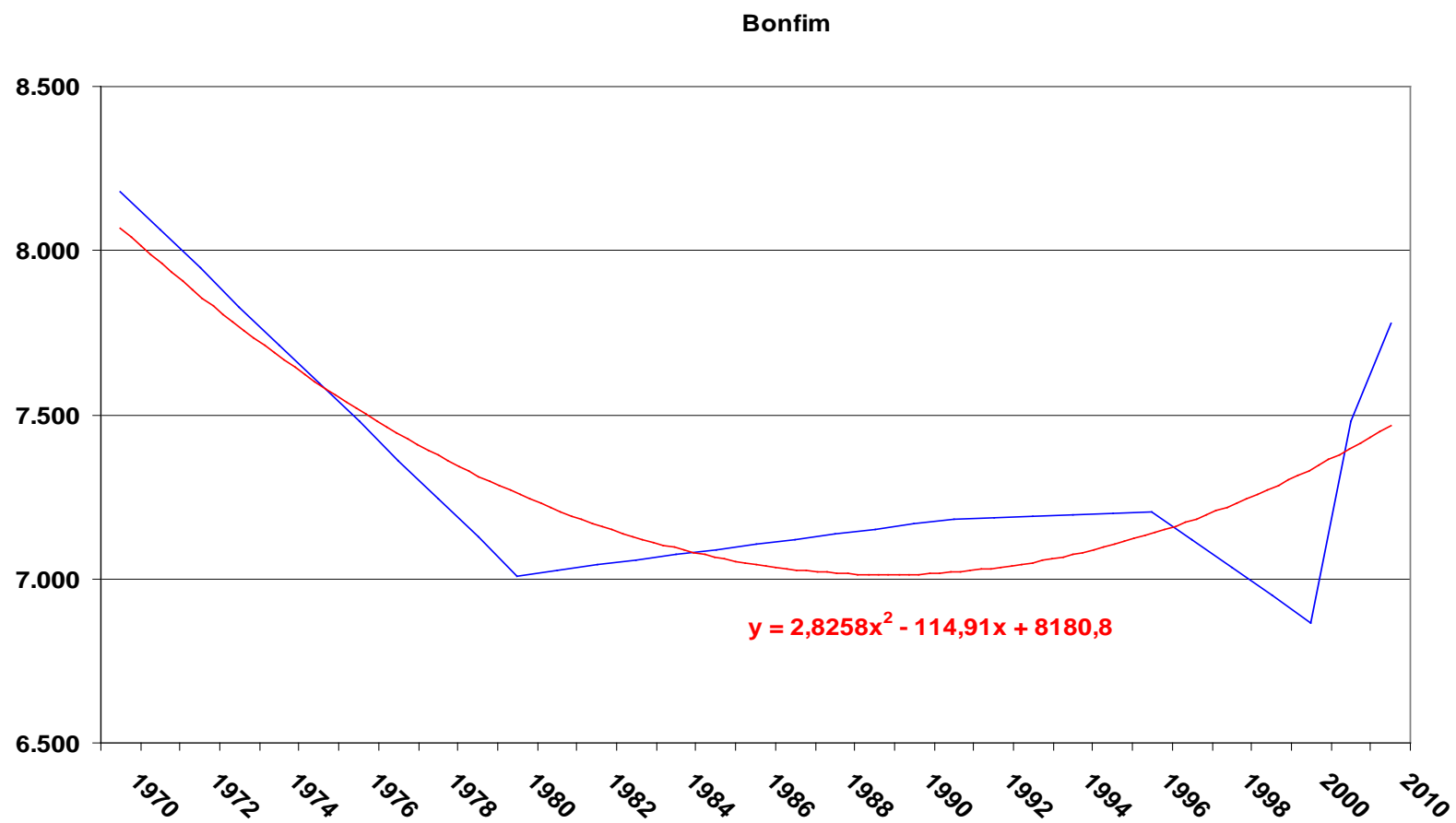


GRÁFICO I.3 – Projeção populacional para os anos de 2006 e 2010, município de Bonfim.

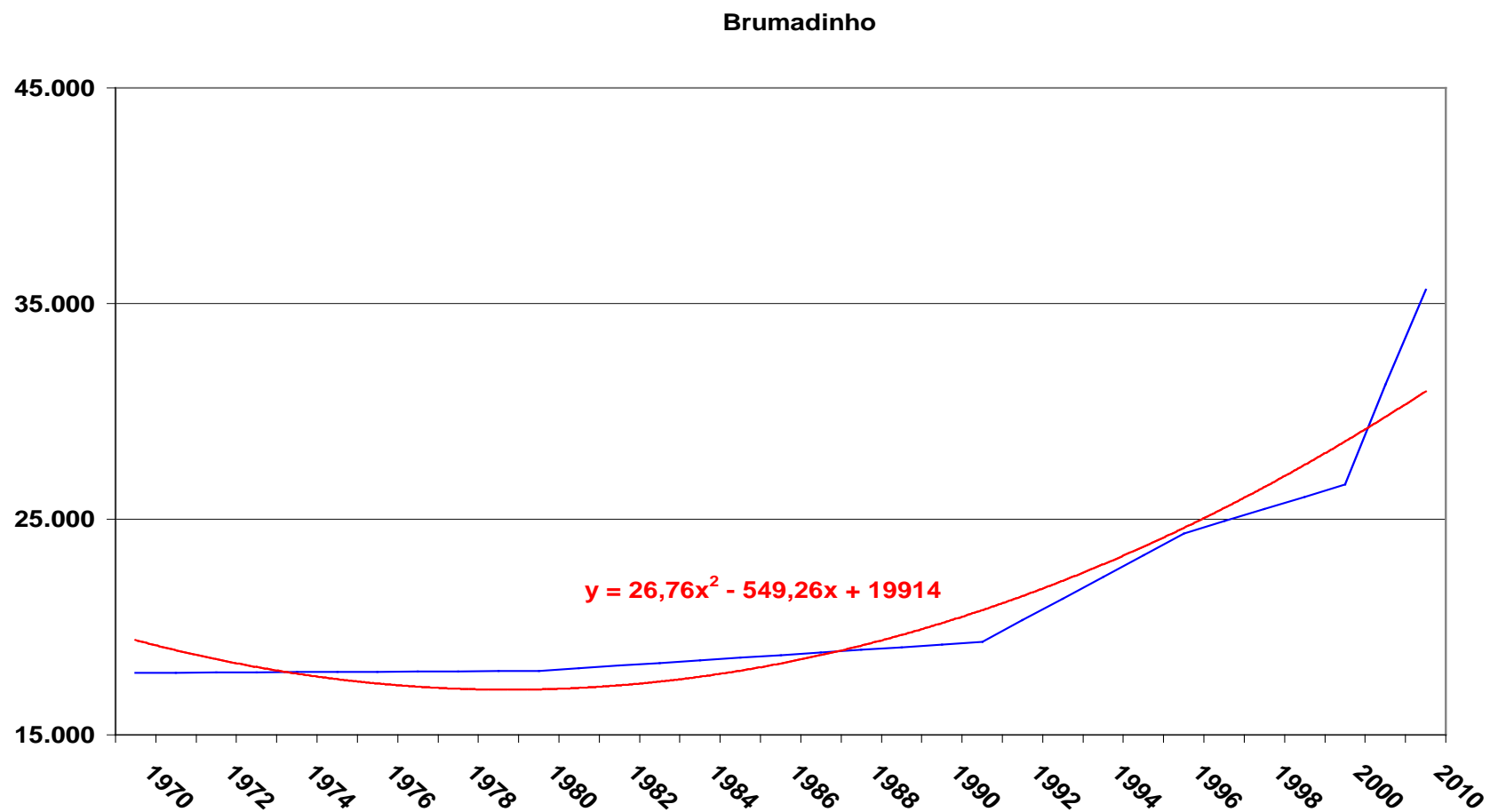


GRÁFICO I.4 – Projeção populacional para os anos de 2006 e 2010, município de Brumadinho.

Cachoeira da Prata

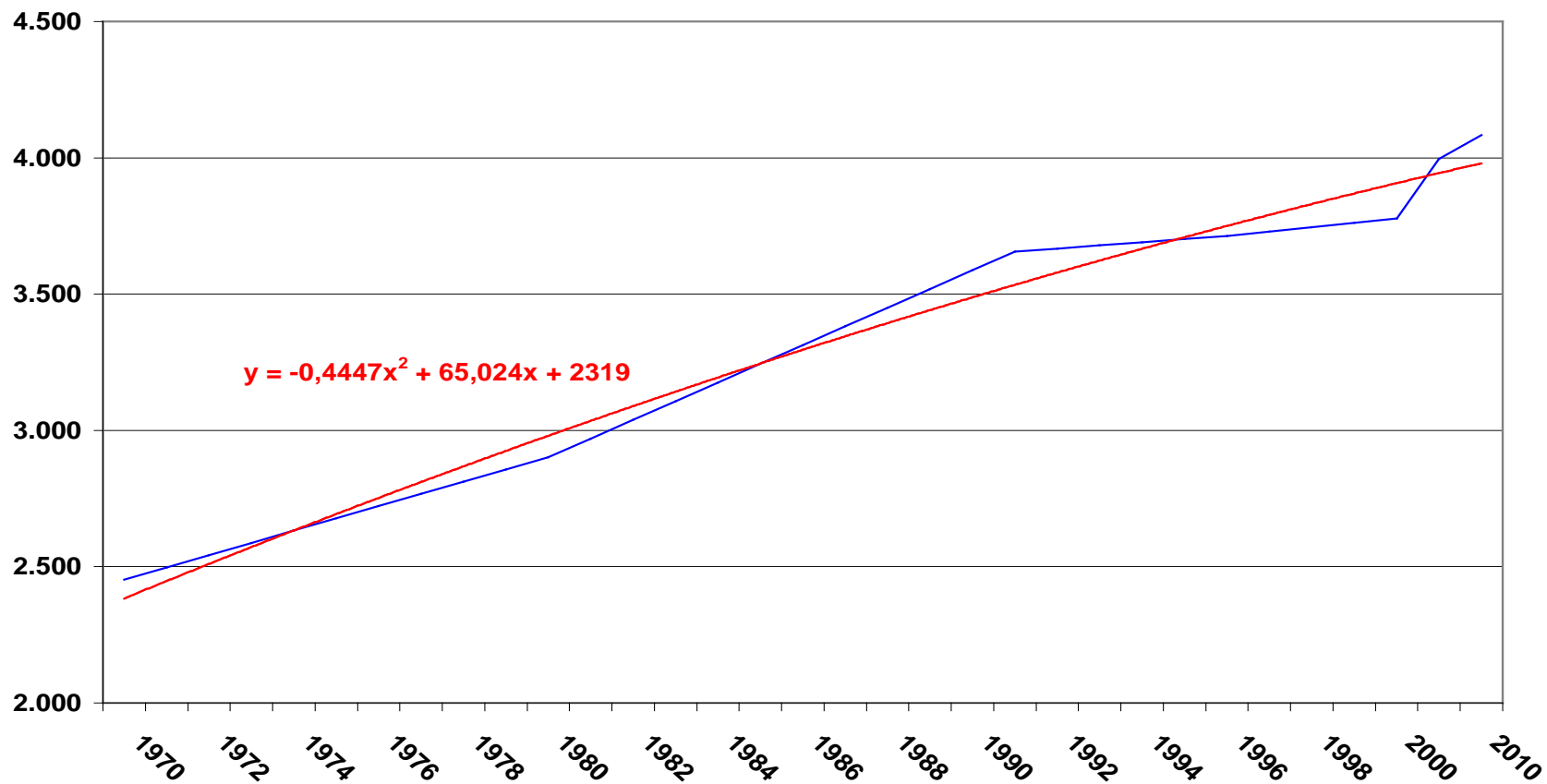


GRÁFICO I.5 – Projeção populacional para os anos de 2006 e 2010, município de Cachoeira da Prata.

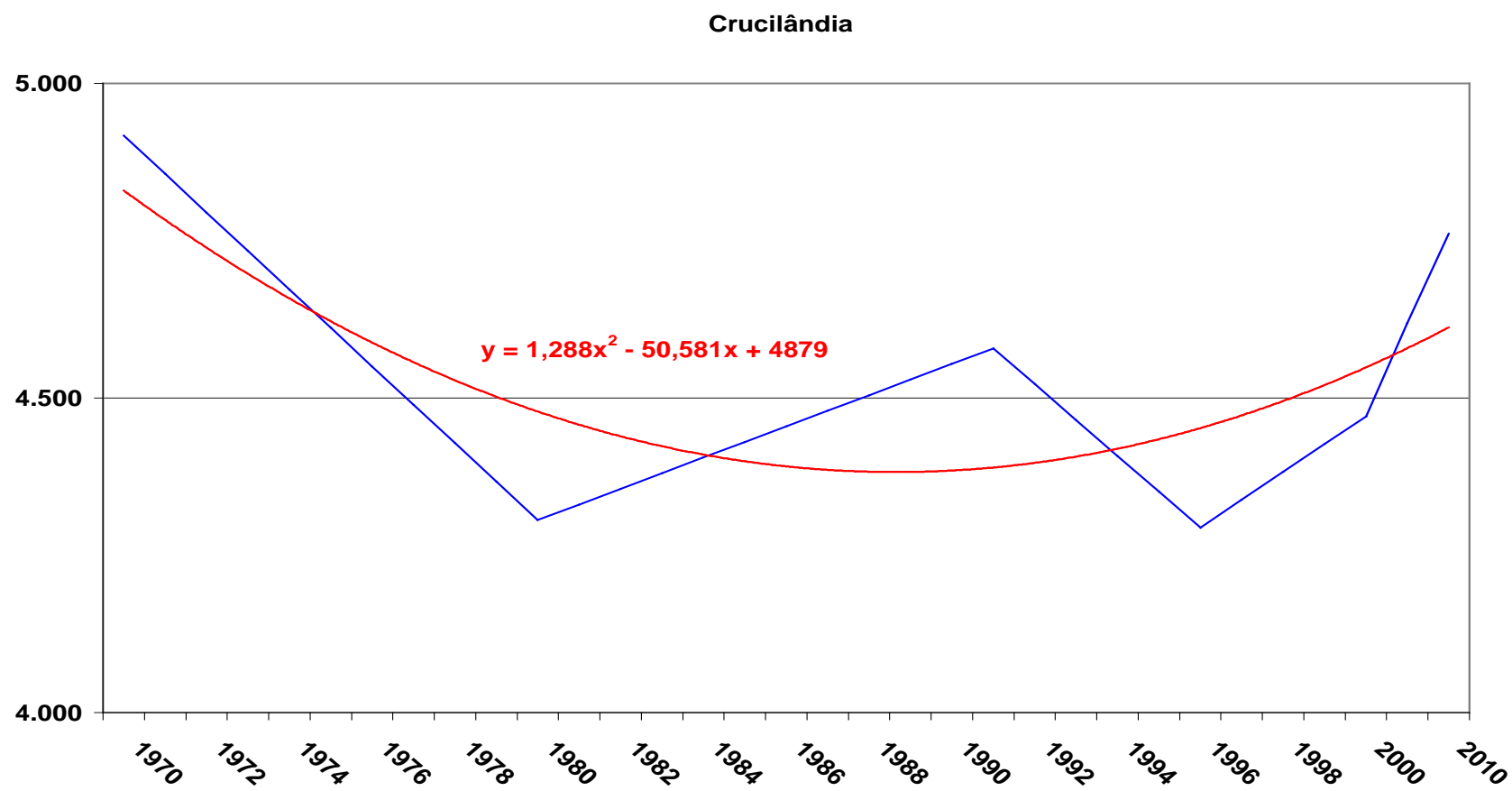


GRÁFICO I.6 – Projeção populacional para os anos de 2006 e 2010, município de Crucilândia.

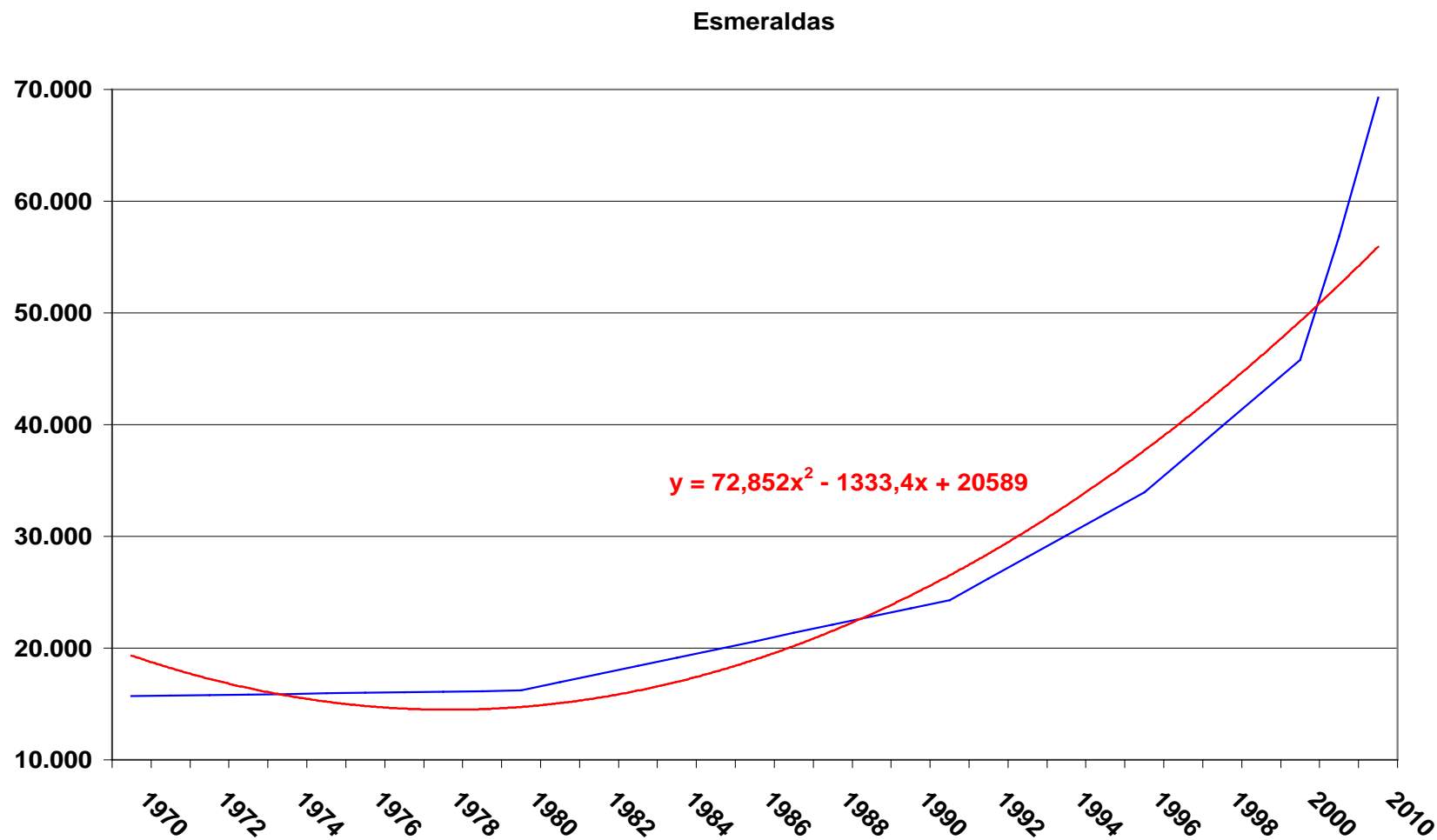


GRÁFICO I.7 – Projeção populacional para os anos de 2006 e 2010, município de Esmeraldas.

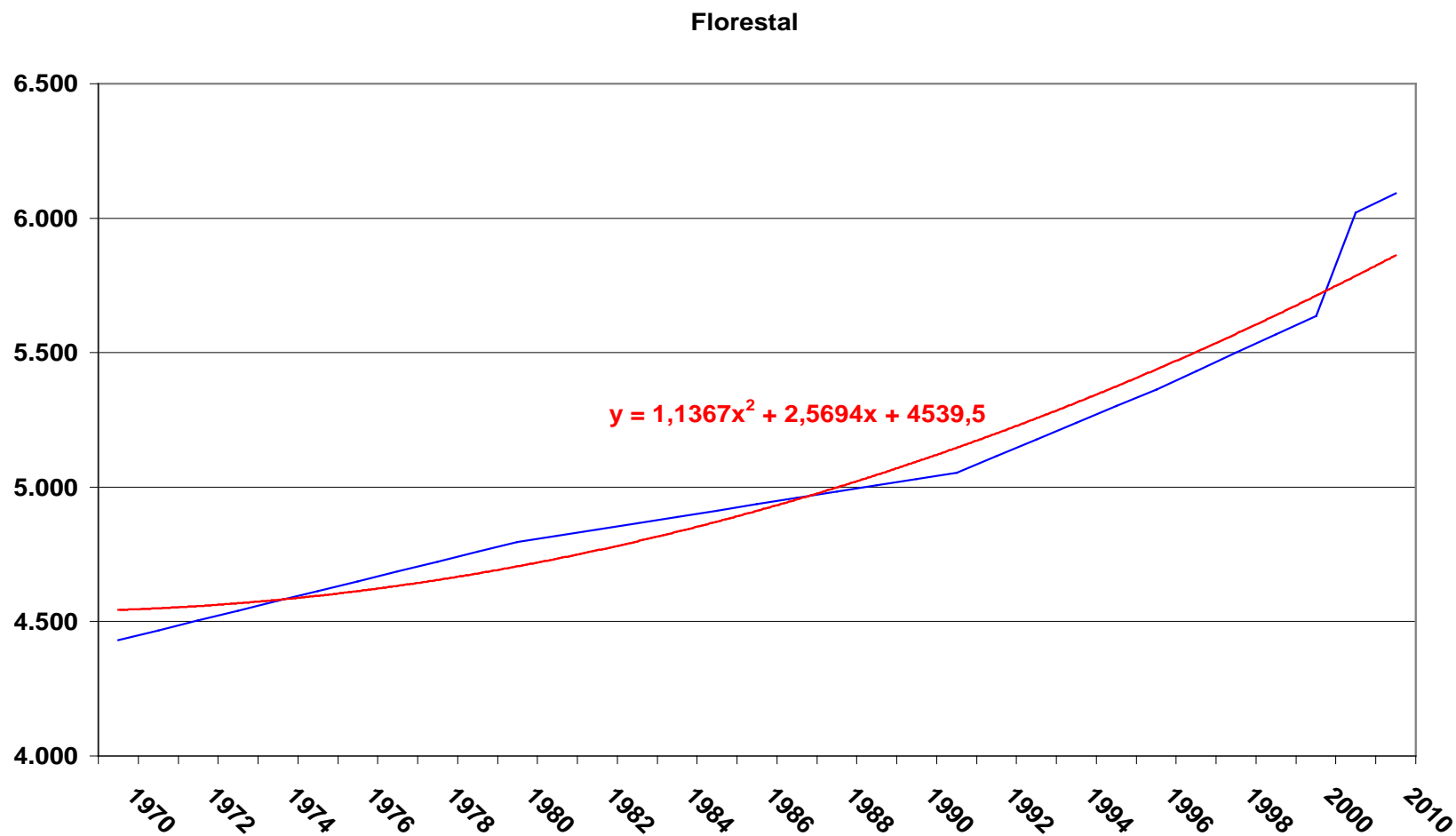


GRÁFICO I.8 – Projeção populacional para os anos de 2006 e 2010, município de Florestal

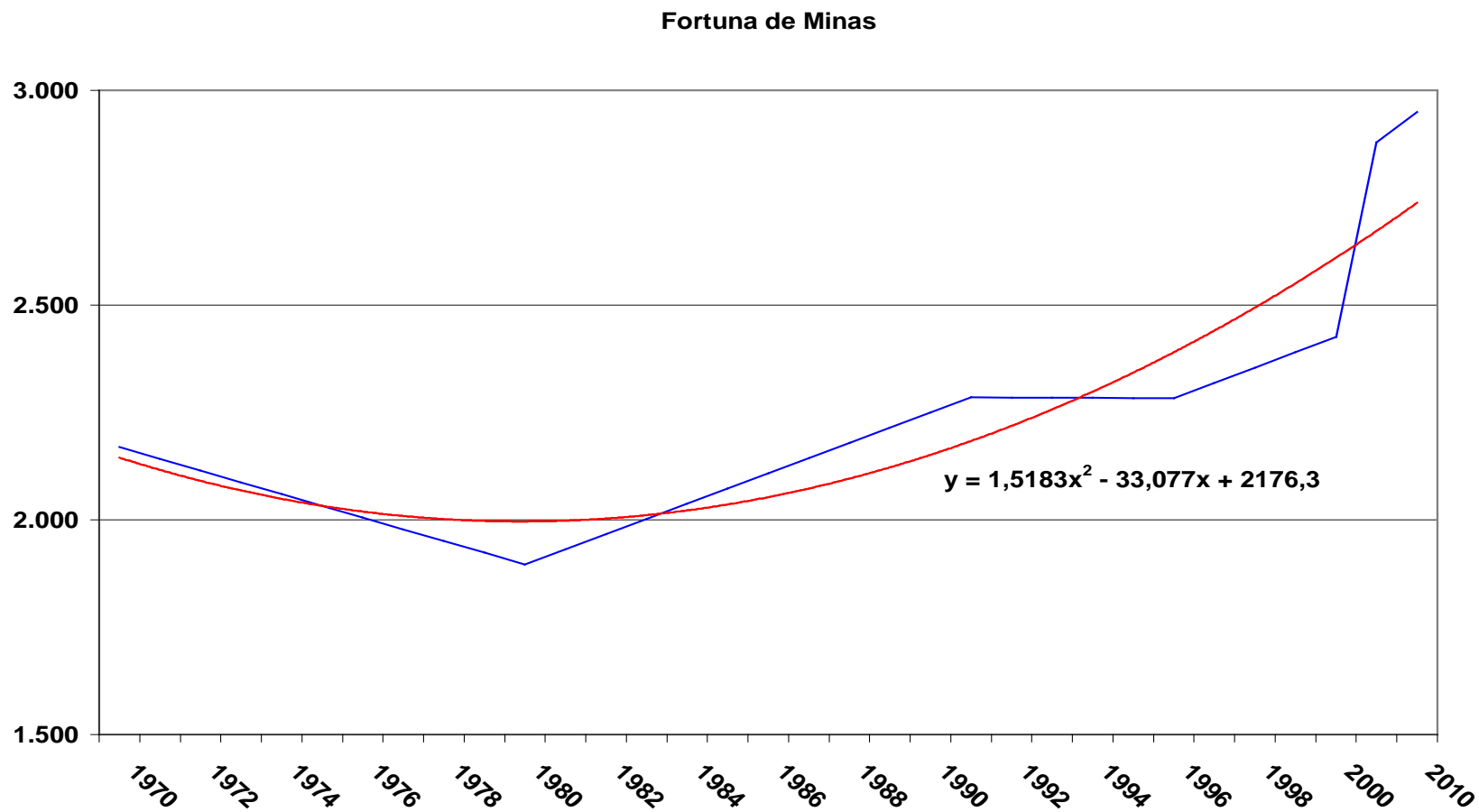


GRÁFICO I.9 – Projeção populacional para os anos de 2006 e 2010, município de Fortuna de Minas.

Ibirité - Mário Campos - Sarzedo

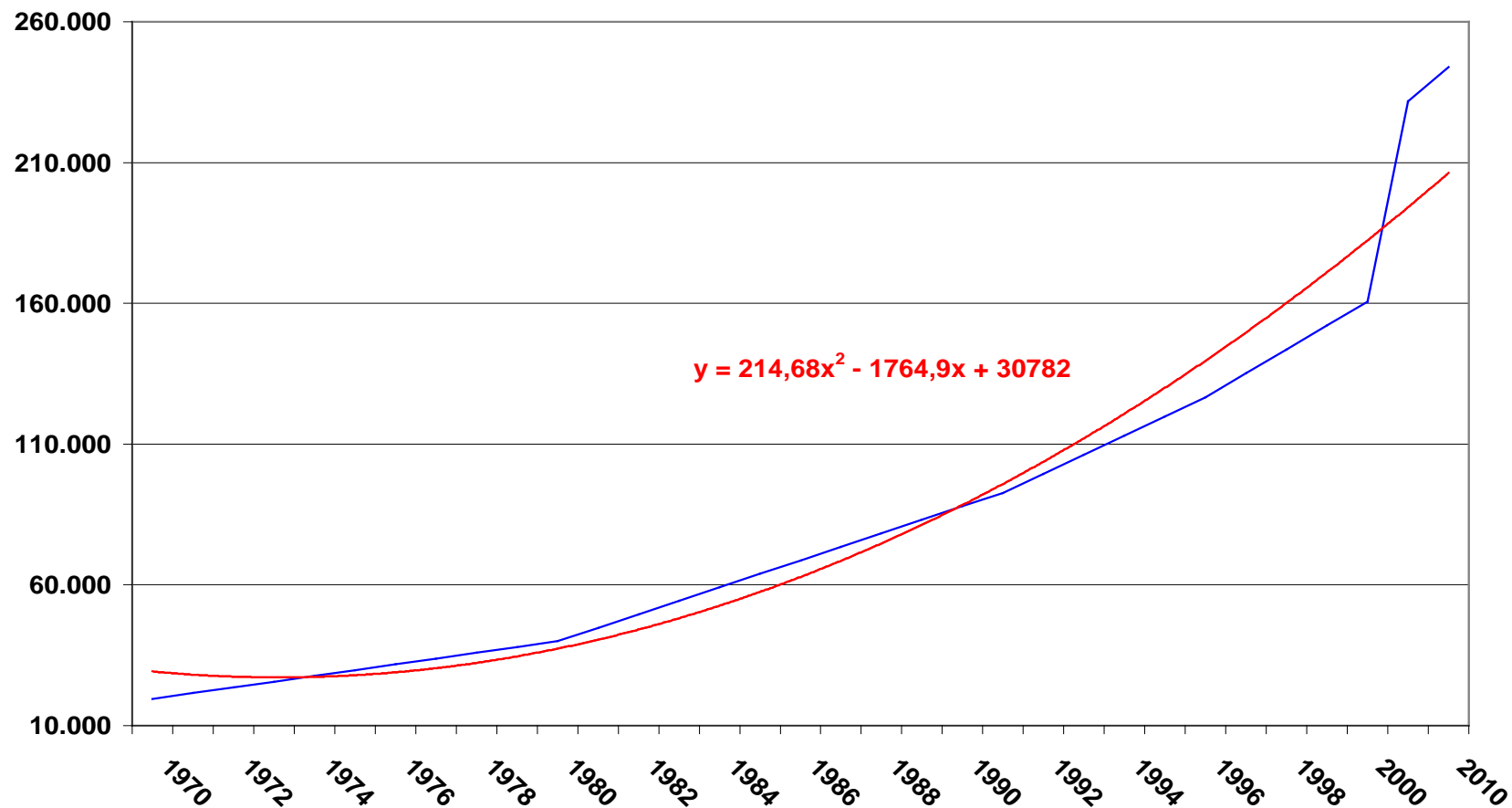


GRÁFICO I.10 – Projeção populacional para os anos de 2006 e 2010, municípios de Ibirité, Sarzedo e Mário Campos.

Igarapé - São Joaquim de Bicas

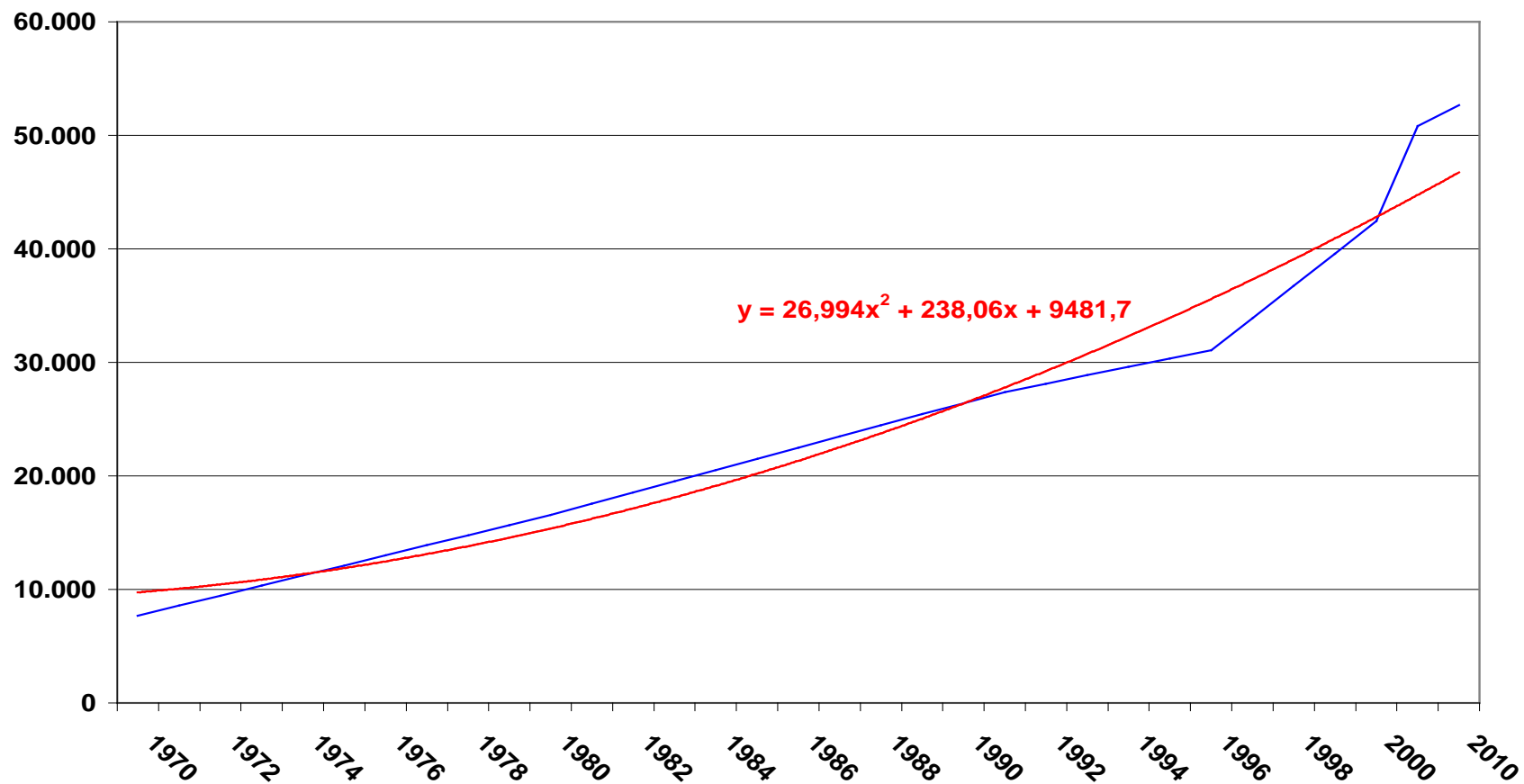


GRÁFICO I.11 – Projeção populacional para os anos de 2006 e 2010, municípios de Igarapé e São Joaquim de Bicas.

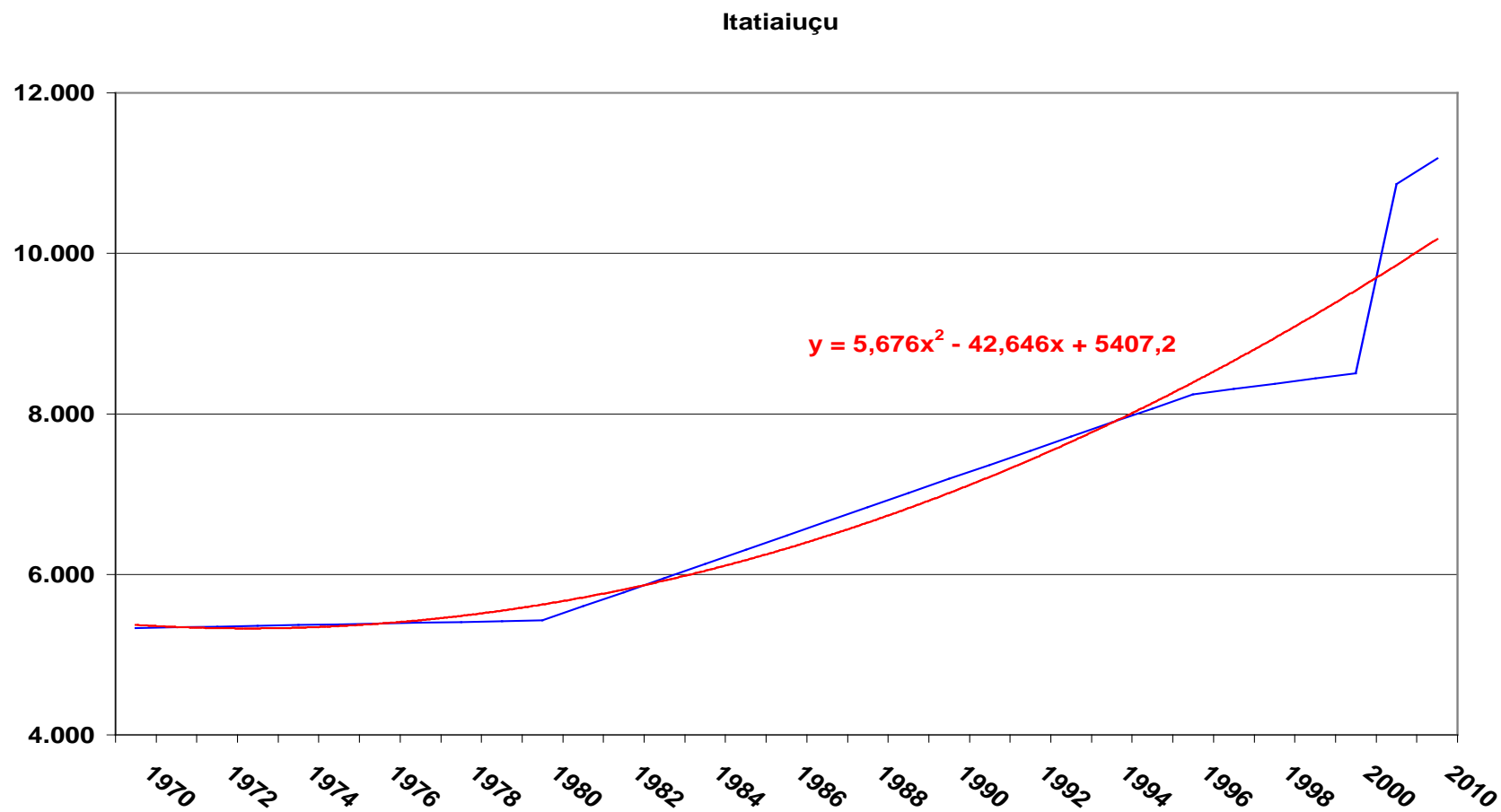


GRÁFICO I.12 – Projeção populacional para os anos de 2006 e 2010, município de Itatiaiuçu.

Mateus Leme - Juatuba

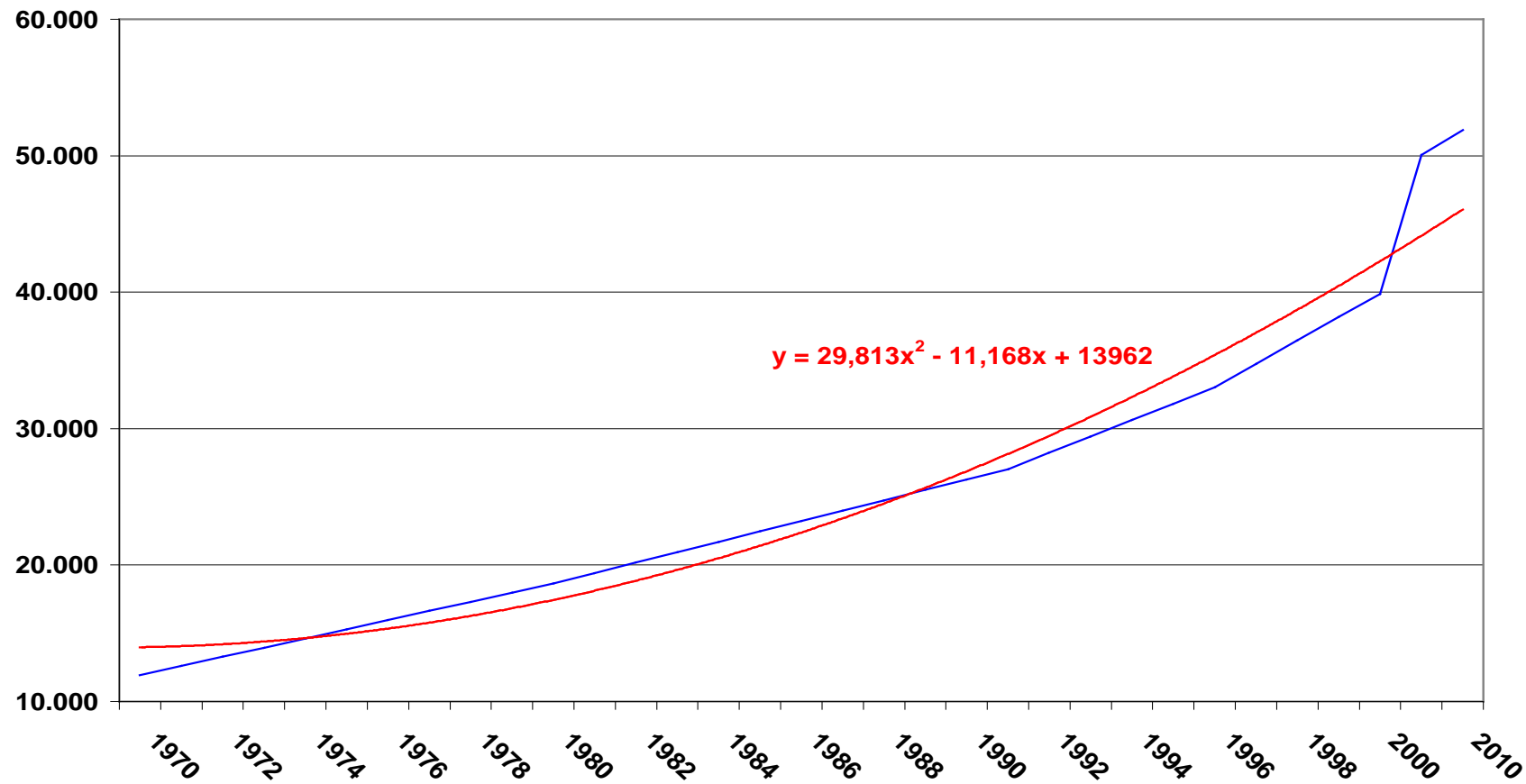


GRÁFICO I.13 – Projeção populacional para os anos de 2006 e 2010, municípios de Mateus Leme e Juatuba.

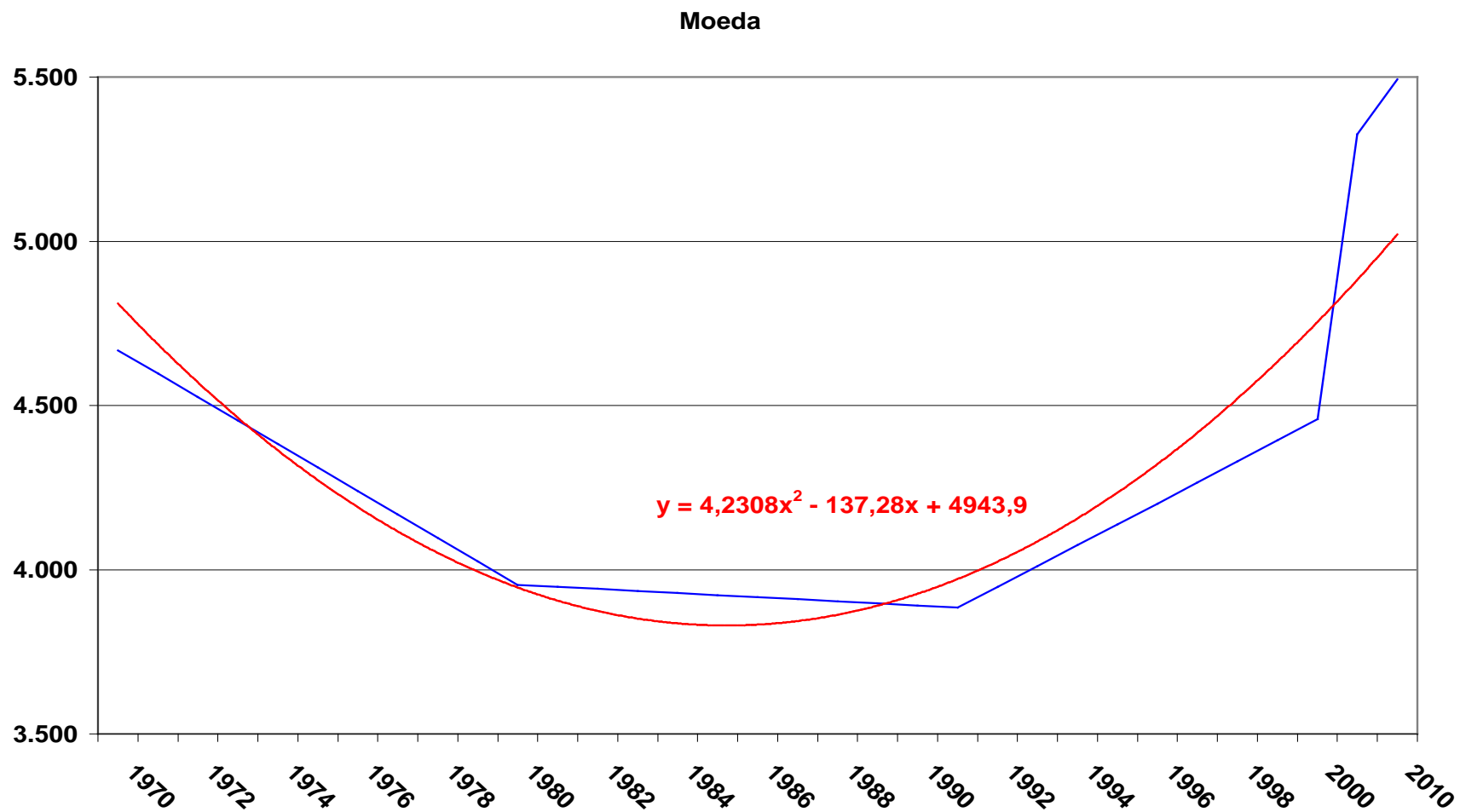


GRÁFICO I.14 – Projeção populacional para os anos de 2006 e 2010, município de Moeda.

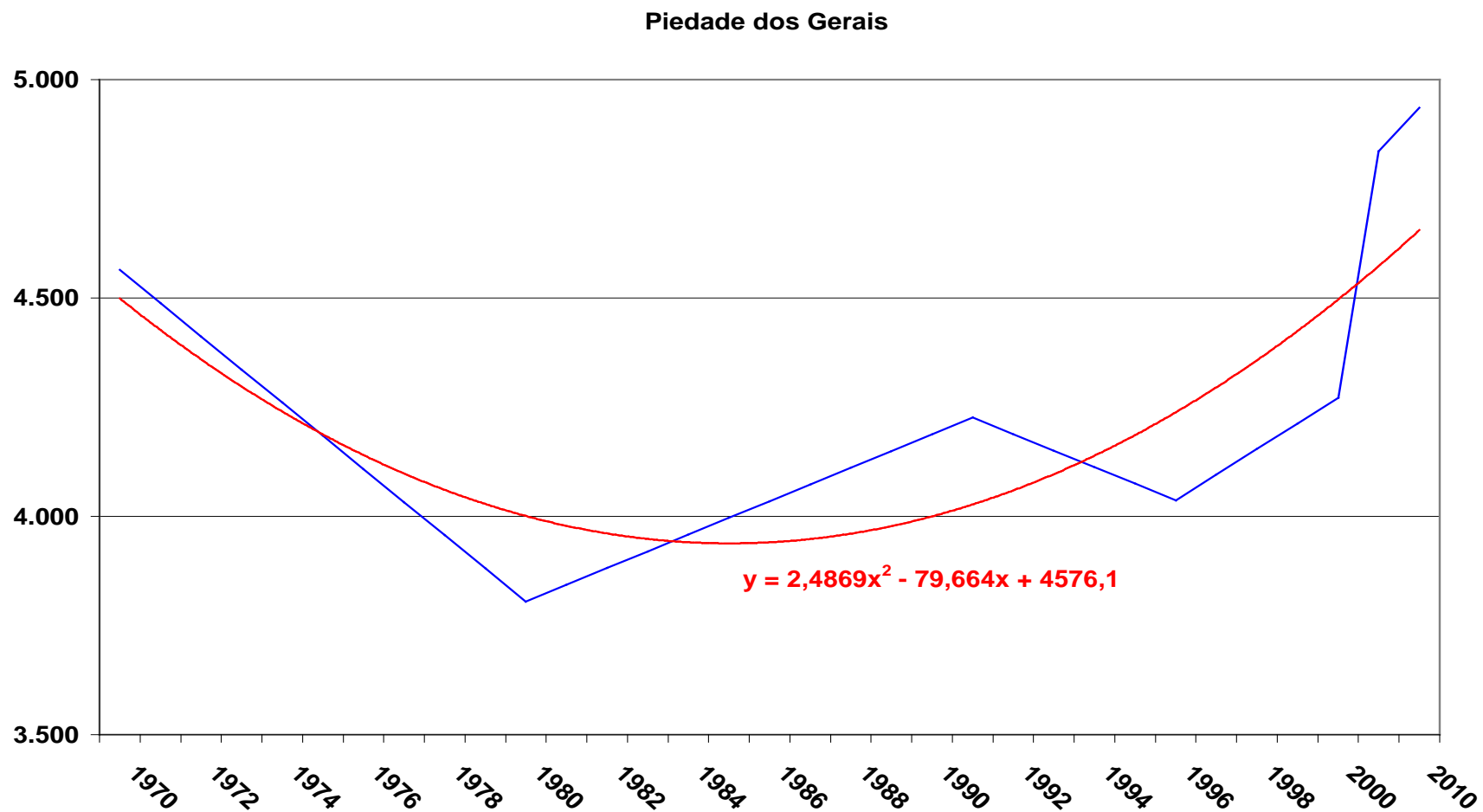


GRÁFICO I.15 – Projeção populacional para os anos de 2006 e 2010, município de Piedade dos Gerais.

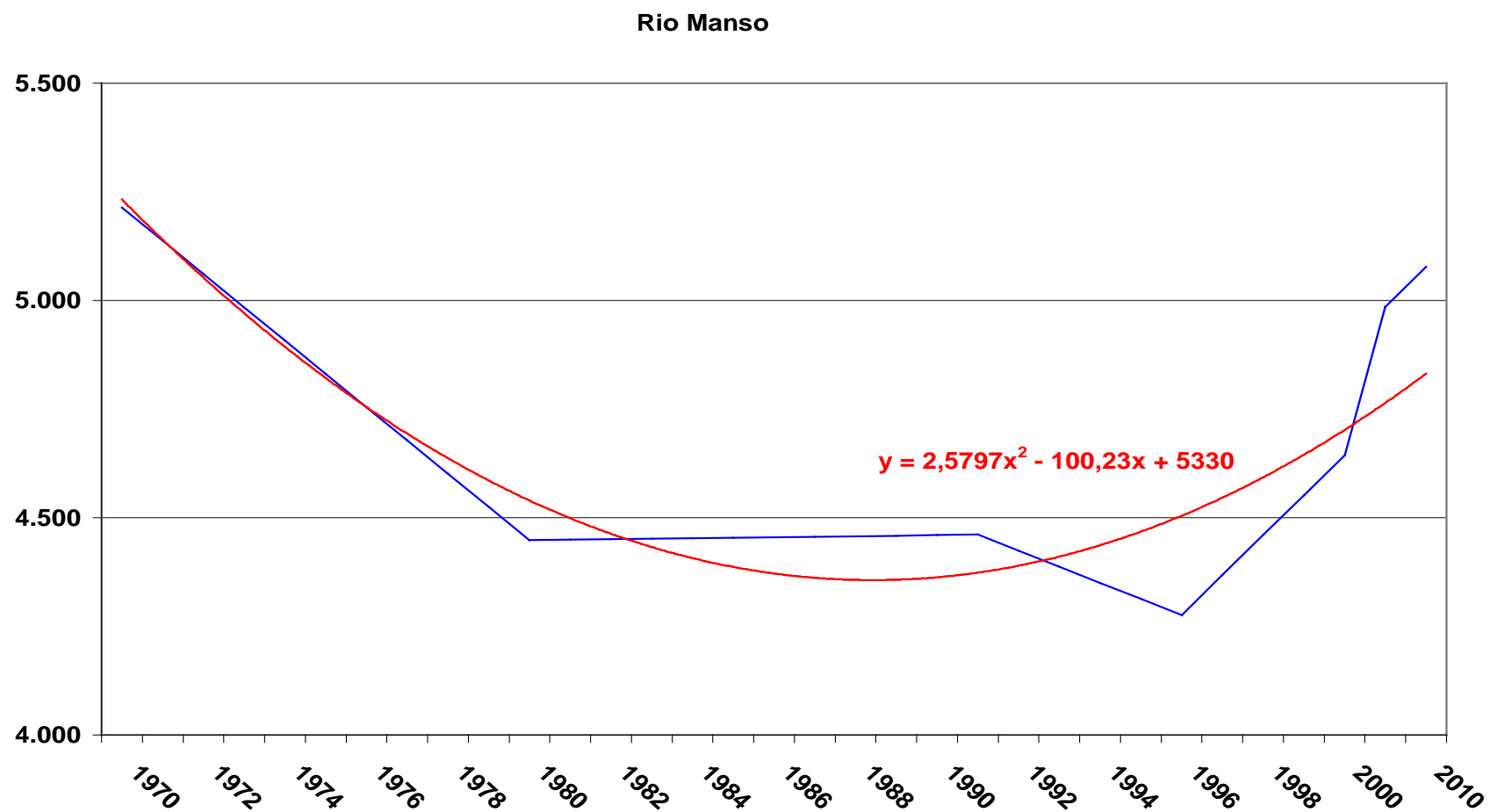


GRÁFICO I.16 – Projeção populacional para os anos de 2006 e 2010, município de Rio Manso.

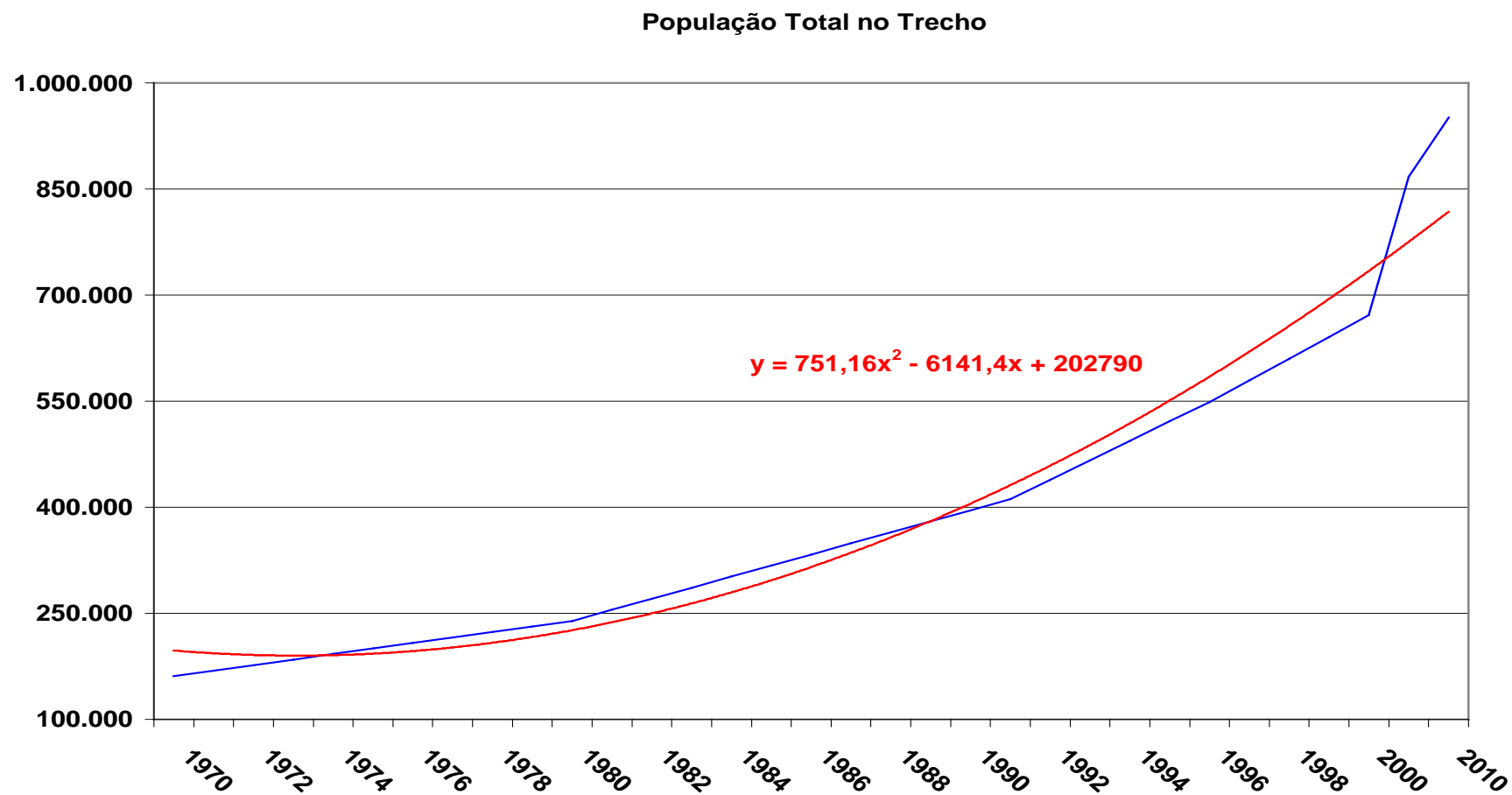


GRÁFICO I.17 – Projeção populacional para os anos de 2006 e 2010, população total do trecho em estudo (todos municípios).

ANEXO II

TELAS DE ENTRADA DE DADOS DO MODELO QUAL2E

Tela 1 - Simulação no QUAL2E

QUAL2E Simulation

Description of this run

Simulation Type	
<input checked="" type="checkbox"/>	Steady state
<input type="checkbox"/>	Dynamic

Units	
<input checked="" type="checkbox"/>	U.S units
<input type="checkbox"/>	Metric

Maximum Iterations	<input type="text"/>
Time step (hours)	<input type="text"/>
Starting day of simulation	<input type="text"/>
Total simulation length (hours)	<input type="text"/>
Time increment for RPT2 (hours)	<input type="text"/>

<input type="checkbox"/>	Uncertainty Analysis
<input type="checkbox"/>	Flow Augmentation
<input type="checkbox"/>	Trapezoidal channels

Stream System	<input type="text"/>
Number of reaches	<input type="text" value="50"/>

Tela 2 – Sistema hidrográfico do curso d’água superficial

Stream Reach System					
Reach No.	Reach Name	Begin River (Km)	End River (Km)	Headwater	Delta-X (Km)
1	Paraopeba	243	237	Sim	1
2	Paraopeba	237	227		1
3	Paraopeba	227	207		1
4	Macaubas	51	48	Sim	1
5	Macaubas	48	43		1
6	Macaubas	43	26		1
7	Macaubas	26	24		1
8	Macaubas	24	21		1
9	Macaubas	21	19		1
10	Macaubas	19	0		1
11	Paraopeba	207	201		1
12	Paraopeba	201	181		1
13	Paraopeba	181	161		1
14	Águas Claras	38	35	Sim	1
15	Águas Claras	35	21		1
16	Águas Claras	21	19		1
17	Águas Claras	19	0		1
18	Paraopeba	161	159		1
19	Manso	50	47	Sim	1
20	Manso	47	29		1
21	Manso	29	25		1
22	Manso	25	6		1
23	Manso	6	0		1
24	Paraopeba	159	149		1
25	Sarzedo	25	20	Sim	1
26	Sarzedo	20	17		1
27	Sarzedo	17	15		1
28	Sarzedo	15	13		1
29	Sarzedo	13	0		1
30	Paraopeba	149	137		1
31	São Joaquim	10	7	Sim	1
32	São Joaquim	7	4		1
33	São Joaquim	4	0		1
34	Paraopeba	137	125		1
35	Betim	23	15	Sim	1
36	Betim	15	13		1
37	Betim	13	0		1
38	Paraopeba	125	116		1
39	M.Leme/S.Azul	24	16	Sim	1
40	M.Leme/S.Azul	16	3		1
41	M.Leme/S.Azul	3	0		1
42	Paraopeba	116	110		1
43	Paraopeba	110	90		1
44	Grande	26	19	Sim	1
45	Grande	19	0		1
46	Paraopeba	90	80		1
47	Paraopeba	80	60		1
48	Paraopeba	60	40		1
49	Paraopeba	40	20		1
50	Paraopeba	20	0		1

Tela 3 – Elementos computacionais

Computational Element

reach no.	total ele	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	
1	6	H	W	P	P	S	S															
2	10	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S											
3	20	S	S	S	S	S	S	P	P	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	U
4	3	H	S	S																		
5	5	S	S	S	S	S																
6	17	W	P	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S				
7	2	S	S																			
8	3	S	S	S																		
9	2	S	S																			
10	19	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	
11	6	J	S	S	S	S	S															
12	20	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	P	S	S	P	S	S
13	20	S	S	S	S	S	S	S	S	S	P	S	S	S	W	P	S	S	S	S	S	U
14	3	H	W	P																		
15	14	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S							
16	2	S	S																			
17	19	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	
18	2	J	U																			
19	3	H	W	P																		
20	18	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	W	P			
21	4	S	W	P	S																	
22	19	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	D	
23	6	S	S	S	S	S	S															
24	10	J	S	S	S	S	S	S	S	S	U											
25	5	H	W	P	S	S																
26	3	S	S	D																		
27	2	S	S																			
28	2	W	P																			
29	13	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	W	P								
30	12	J	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	U									
31	3	H	W	P																		
32	3	S	W	P																		
33	4	S	S	S	S																	
34	12	J	S	S	S	S	S	S	S	S	S	W	U									
35	8	H	S	S	S	S	S	S	S													
36	2	S	S																			
37	13	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S								
38	9	J	S	S	S	S	S	S	S	U												
39	8	H	S	S	S	S	S	W	P													
40	13	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	W	P	P								
41	3	S	S	S																		
42	6	J	S	S	S	S	S															
43	20	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	P	S	S	U
44	7	H	S	S	S	S	S	P														
45	19	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	
46	10	J	S	S	S	S	S	S	S	S	S											
47	20	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S
48	20	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S
49	20	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S
50	20	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	P	S	E

Tela 4 – Simulação da Qualidade das Águas

Water Quality Simulation

<input type="checkbox"/>	Temperature
<input checked="" type="checkbox"/>	BOD
<input type="checkbox"/>	Algae
<input type="checkbox"/>	Phosphorus cycle
<input checked="" type="checkbox"/>	Nitrogen cycle
<input checked="" type="checkbox"/>	Dissolved oxygen
<input type="checkbox"/>	Fecal coliform

<input type="checkbox"/>	Conservative constituent		
<input type="checkbox"/>	Number of constituents		
	Constituent 1 #	unit	
	Constituent 2 #	unit	
	Constituent 3 #	unit	

<input type="checkbox"/>	Non-conservative constituent		
<input type="checkbox"/>	Constituent	unit	

<input type="checkbox"/>	Specified d/s boundary constituent concentrations
--------------------------	---

<input checked="" type="checkbox"/>	BOD5	
	Coeff. for converting 5-day for ultimate BOD	0.23

Tela 5 – Dados Geográficos e Climáticos

Geographical and Climatological Data

<input type="checkbox"/>	Latitude (deg)	34
<input type="checkbox"/>	Longitude (deg)	85
<input type="checkbox"/>	Standard meridian (deg)	75
<input type="checkbox"/>	Basin elevation (m)	304.8
<input type="checkbox"/>	Dust attenuation coeff.	0.06

Evaporation coefficient	
AE ((m/hr)/mbar)	9,40E-03
BE ((m/hr)/(mbar-m/s))	3,27E-03

Climatological Data	
<input type="checkbox"/>	Reach variable temp.
<input type="checkbox"/>	Global values
<input type="checkbox"/>	Climatological file

Temperature correction factors	
<input type="checkbox"/>	Default
<input type="checkbox"/>	User specified

DO and BOD plot	
<input type="checkbox"/>	Number of DO/BOD plots
<input type="checkbox"/>	Observed DO file

Output print	
<input type="checkbox"/>	Summary
<input type="checkbox"/>	Climatological Data printout

Tela 6 – Coeficientes Cinéticos Globais

Global Kinetics

	Oxygen uptake by	
	Ammonia oxidation (mg O / mg N)	3.43
	Nitrite oxidation (mg O / mg N)	1.14

	Algae	

Light	

Nitrification inhibition coeff.	0.06
--	------

Tela 7 – Fatores de Correção de Temperatura

Temperature Correction Factors

BOD	
Decay	1,047
Settling	1,024

DO	
Reaeration	1,024
SOD Uptake	1,06

Nitrogen	
Organic N decay	1,047
Organic N decay	1,024
Ammonia decay	1,083
Ammonia source	1,074
Nitrite decay	1,047

Phosphorus	
Organic P decay	
Organic P settling	
Dissolved P source	

Algae	
Growth	
Respiration	
Settling	

Coliform decay	
----------------	--

Non-conservative	
Decay	
Settling	
Source	

Tela 8 – Dados Hidráulicos

Hydraulic Data

Reach No,	Coeff Disper	Q Coef Veloc	Q Expoe Veloc	Q Coef Depth	Q Expoe Depth	Manning	Slope 1 (m/m)	Slope 2 (m/m)	Width (m)	Slope
1	60	15,147	-0,0934	0,3437	0,2347	0,035	1,515	1,515	44,355	0,001320
2	60	15,147	-0,0934	0,3437	0,2347	0,035	1,56	1,56	43,58	0,00786
3	60					0,035	1,62	1,62	42,26	0,000708
4	30					0,035	2,00	2,00	6,20	0,015
5	60					0,035	2,00	2,00	6,20	0,0010
6	60					0,035	2,00	2,00	6,20	0,002235
7	30					0,035	2,00	2,00	6,20	0,019
8	60					0,035	2,00	2,00	6,20	0,006
9	30					0,035	2,00	2,00	6,20	0,021
10	60	15,147	-0,0934	0,3437	0,2347	0,035	2,00	2,00	6,20	0,001421
11	60	15,147	-0,0934	0,3437	0,2347	0,035	1,68	1,68	41,07	0,000781
12	60	15,147	-0,0934	0,3437	0,2347	0,035	1,74	1,74	39,89	0,000987
13	60					0,035	1,87	1,87	39,79	0,000671
14	60					0,035	2,00	2,00	5,50	0,01000
15	60					0,035	2,00	2,00	5,50	0,0016
16	30					0,035	2,00	2,00	5,50	0,032
17	60	15,147	-0,0934	0,3437	0,2347	0,035	2,00	2,00	5,50	0,00285
18	60					0,035	1,97	1,97	40,72	0,000526
19	60					0,035	2,00	2,00	7,00	0,00450
20	60					0,035	2,00	2,00	7,00	0,00265
21	60					0,035	2,00	2,00	7,00	0,00125
22	6000					0,035	2,00	2,00	500	0,000001
23	60	15,147	-0,0934	0,3437	0,2347	0,035	1,54	1,54	7,00	0,00100
24	60					0,035	1,62	1,62	42,06	0,000797
25	60					0,035	2,00	2,00	2,00	0,00340
26	6000					0,035	2,00	2,00	200	0,000001
27	60					0,035	2,00	2,00	2,00	0,005
28	30					0,035	2,00	2,00	2,00	0,0125
29	60	15,147	-0,0934	0,3437	0,2347	0,035	2,00	2,00	2,00	0,002231
30	60					0,035	2,00	2,00	44,62	0,00078
31	60					0,035	2,00	2,00	0,65	0,015
32	60					0,035	1,68	1,68	0,65	0,011667
33	60	15,147	-0,0934	0,3437	0,2347	0,035	1,74	1,74	0,65	0,00375
34	60					0,035	1,87	1,87	47,29	0,000455
35	30					0,035	2,00	2,00	2,50	0,003636
36	60					0,035	2,00	2,00	2,50	0,0038
37	60	15,147	-0,0934	0,3437	0,2347	0,035	2,00	2,00	2,50	0,0023
38	60					0,035	2,00	2,00	49,18	0,000471
39	60					0,035	1,97	1,97	5,50	0,00625
40	60					0,035	2,00	2,00	5,50	0,005692
41	60	15,147	-0,0934	0,3437	0,2347	0,035	2,00	2,00	5,50	0,003333
42	60	15,147	-0,0934	0,3437	0,2347	0,035	2,00	2,00	49,84	0,000476
43	60					0,035	2,64	2,64	50,37	0,000313
44	60					0,035	2,00	2,00	6,50	0,003571
45	60	15,147	-0,0934	0,3437	0,2347	0,035	2,00	2,00	6,50	0,003316
46	60	15,147	-0,0934	0,3437	0,2347	0,035	2,76	2,76	50,98	0,000204
47	60	15,147	-0,0934	0,3437	0,2347	0,035	2,88	2,88	51,59	0,000204
48	60	15,147	-0,0934	0,3437	0,2347	0,035	3,04	3,04	52,39	0,000286
49	60	15,147	-0,0934	0,3437	0,2347	0,035	3,20	3,20	53,20	0,00033

50	60					0,035	3,36	3,36	53,99	0,00033
----	----	--	--	--	--	-------	------	------	-------	---------

Telas 9 e 10

Como critérios para definição dos coeficientes nas simulações realizadas foram levadas em consideração as características de qualidade das águas e condições de fluxo, segundo proposta de AGUIRRE (2000). Os valores estão descritos na Tabela I.1.

Tabela I.1 - Valores de taxas e coeficientes cinéticos de acordo com condições de fluxo características das águas

Condição de Fluxo	Característica das Águas	K_3	K_4	β_3	σ_4	β_1	σ_3	β_2
Remanso	Natural	0,10	0,50	0,20	0,10	0,15	0,50	0,40
	Moderadamente poluída	0,10	0,70	0,20	0,10	0,15	1,00	0,40
	Fortemente poluída	0,10	1,00	0,20	0,10	0,15	2,00	0,40
Lento	Natural	0,05	0,20	0,20	0,05	0,15	0,50	0,40
	Moderadamente poluída	0,05	0,50	0,20	0,05	0,15	1,00	0,40
	Fortemente poluída	0,10	1,00	0,20	0,10	0,15	2,00	0,40
Rápido	Natural	0,00	0,00	0,20	0,02	0,15	0,20	0,40
	Moderadamente poluída	0,20	0,20	0,20	0,05	0,15	0,50	0,40
	Fortemente poluída	0,50	0,50	0,20	0,10	0,15	1,00	0,40
Corredeira	Natural	0,00	0,00	0,20	0,00	0,15	0,00	0,40
	Moderadamente poluída	0,00	0,00	0,20	0,00	0,15	0,00	0,40
	Fortemente poluída	0,00	0,00	0,20	0,00	0,15	0,00	0,40

Fonte: AGUIRRE, 1999

Em função dos valores propostos na Tabela I.1, tem-se os valores utilizados nas simulações para o período seco e período chuvoso (Tabela I.2).

Tabela I.2 - Valores dos coeficientes e taxas usados nas simulações (*)

Trecho	Curso d'água	K_3	K_4	σ_4	σ_3
1		0,05	0,2	0,05	0,5
2	Paraopeba	0,05	0,2	0,05	0,5
3		0,05	0,2	0,05	0,5
4		0	0	0	0
5		0	0	0,02	0,2
6		0,05	0,2	0,05	0,5
7	Macaubas	0	0	0	0
8		0,05	0,2	0,05	0,5
9		0	0	0	0
10		0,05	0,2	0,05	0,5
11		0,05	0,2	0,05	0,5
12	Paraopeba	0,05	0,2	0,05	0,5
13		0,05	0,2	0,05	0,5
14		0	0	0,02	0,2
15		0,05	0,2	0,05	0,5
16	Águas Claras	0	0	0	0
17		0,05	0,2	0,05	0,5
18	Paraopeba	0,05	0,2	0,05	0,5
19		0,05	0,2	0,05	0,5
20		0,05	0,2	0,05	0,5
21	Manso	0,05	0,2	0,05	0,5
22		0,1	0,7	0,1	1
23		0	0	0,02	0,2
24	Paraopeba	0,05	0,2	0,05	0,5
25		0,05	0,2	0,05	0,5
26		0,1	0,7	0,1	1
27	Sarzedo	0,05	0,2	0,05	0,5
28		0	0	0	0
29		0,05	0,2	0,05	0,5
30	Paraopeba	0,05	0,2	0,05	0,5
31		0	0	0	0
32	São Joaquim	0,05	0,2	0,05	0,5
33		0,1	0,5	0,1	1
34	Paraopeba	0,05	0,2	0,05	0,5
35		0,1	0,5	0,1	1
36	Betim	0	0	0	0
37		0,1	0,5	0,1	1
38	Paraopeba	0,05	0,2	0,05	0,5
39		0	0	0,02	0,2
40	M.Leme/S.Azul	0,05	0,2	0,05	0,5
41		0,1	0,5	0,1	1
42		0,05	0,2	0,05	0,5
43	Paraopeba	0,05	0,2	0,05	0,5
44		0	0	0,02	0,2
45	Grande	0,05	0,2	0,05	0,5
46		0,05	0,2	0,05	0,5
47		0,05	0,2	0,05	0,5
48	Paraopeba	0,05	0,2	0,05	0,5
49		0,05	0,2	0,05	0,5
50		0,05	0,2	0,05	0,5

(*) Para todos os trechos: $\beta_1 = 0,15$, $\beta_2 = 0,40$ e $\beta_3 = 0,20$

Tela 9 – Taxas e constantes de reação - processos intervenientes no balanço de OD

BOD and DO Reactions Rate Constants

Reach No.	BDO Decay (1/day)	BOD Settling (1/day)	SOD etting (g/m2,day)	Type Reaeration	Reaeration Coeff,
1	0,17	0,05	0,20	Single coeff,	0,69
2	0,17	0,05	0,20	Single coeff,	0,69
3	0,17	0,05	0,20	Single coeff,	0,69
4	0,17	0,0	0,0	Single coeff,	1,62
5	0,17	0,0	0,0	Single coeff,	1,15
6	0,17	0,05	0,20	Single coeff,	1,15
7	0,17	0,0	0,0	Single coeff,	1,62
8	0,17	0,05	0,20	Single coeff,	1,15
9	0,17	0,0	0,0	Single coeff,	1,62
10	0,17	0,05	0,20	Single coeff,	1,15
11	0,17	0,05	0,20	Single coeff,	0,69
12	0,17	0,05	0,20	Single coeff,	0,69
13	0,17	0,05	0,20	Single coeff,	0,69
14	0,17	0,0	0,0	Single coeff,	1,15
15	0,17	0,05	0,20	Single coeff,	1,15
16	0,17	0,0	0,0	Single coeff,	1,62
17	0,17	0,05	0,20	Single coeff,	1,15
18	0,17	0,05	0,20	Single coeff,	0,69
19	0,17	0,05	0,20	Single coeff,	1,15
20	0,17	0,05	0,20	Single coeff,	1,15
21	0,17	0,05	0,20	Single coeff,	1,15
22	0,17	0,10	0,70	Single coeff,	0,37
23	0,17	0,0	0,0	Single coeff,	1,15
24	0,17	0,05	0,20	Single coeff,	0,69
25	0,17	0,05	0,20	Single coeff,	1,15
26	0,17	0,10	0,70	Single coeff,	0,37
27	0,17	0,05	0,20	Single coeff,	1,15
28	0,17	0,00	0,00	Single coeff,	1,62
29	0,17	0,05	0,20	Single coeff,	1,15
30	0,17	0,05	0,20	Single coeff,	0,69
31	0,17	0,00	0,00	Single coeff,	1,62
32	0,17	0,05	0,20	Single coeff,	1,15
33	0,17	0,10	0,50	Single coeff,	1,15
34	0,17	0,05	0,20	Single coeff,	0,69
35	0,17	0,10	0,50	Single coeff,	1,15
36	0,17	0,00	0,00	Single coeff,	1,62
37	0,17	0,10	0,50	Single coeff,	1,15
38	0,17	0,05	0,20	Single coeff,	0,69
39	0,17	0,00	0,00	Single coeff,	1,15
40	0,17	0,05	0,20	Single coeff,	1,15
41	0,17	0,10	0,50	Single coeff,	1,15
42	0,17	0,05	0,20	Single coeff,	0,69
43	0,17	0,05	0,20	Single coeff,	0,69
44	0,17	0,00	0,00	Single coeff,	1,15
45	0,17	0,05	0,20	Single coeff,	1,15
46	0,17	0,05	0,20	Single coeff,	0,69
47	0,17	0,05	0,20	Single coeff,	0,69
48	0,17	0,05	0,20	Single coeff,	0,69
49	0,17	0,05	0,20	Single coeff,	0,69
50	0,17	0,05	0,20	Single coeff,	0,69

Tela 10 – Taxas e constantes para o ciclo do nitrogênio

N Coefficients

REACH No.	O-N Hydrolysis (1/day)	O-N Settling (1/day)	NH3 Oxidation (1/day)	NH3 Benthos (mg/m²,day)	NO2 Oxidation (1/day)
1	0,20	0,05	0,15	0,50	0,40
2	0,20	0,05	0,15	0,50	0,40
3	0,20	0,05	0,15	0,50	0,40
4	0,20	0,00	0,15	0,00	0,40
5	0,20	0,02	0,15	0,20	0,40
6	0,20	0,05	0,15	0,50	0,40
7	0,20	0,00	0,15	0,00	0,40
8	0,20	0,05	0,15	0,50	0,40
9	0,20	0,00	0,15	0,00	0,40
10	0,20	0,05	0,15	0,50	0,40
11	0,20	0,05	0,15	0,50	0,40
12	0,20	0,05	0,15	0,50	0,40
13	0,20	0,05	0,15	0,50	0,40
14	0,20	0,02	0,15	0,20	0,40
15	0,20	0,05	0,15	0,50	0,40
16	0,20	0,00	0,15	0,00	0,40
17	0,20	0,05	0,15	0,50	0,40
18	0,20	0,05	0,15	0,50	0,40
19	0,20	0,05	0,15	0,50	0,40
20	0,20	0,05	0,15	0,50	0,40
21	0,20	0,05	0,15	0,50	0,40
22	0,20	0,10	0,15	1,00	0,40
23	0,20	0,02	0,15	0,20	0,40
24	0,20	0,05	0,15	0,50	0,40
25	0,20	0,05	0,15	0,50	0,40
26	0,20	0,10	0,15	1,00	0,40
27	0,20	0,05	0,15	0,50	0,40
28	0,20	0,00	0,15	0,00	0,40
29	0,20	0,05	0,15	0,50	0,40
30	0,20	0,05	0,15	0,50	0,40
31	0,20	0,00	0,15	0,00	0,40
32	0,20	0,05	0,15	0,50	0,40
33	0,20	0,10	0,15	1,00	0,40
34	0,20	0,05	0,15	0,50	0,40
35	0,20	0,10	0,15	1,00	0,40
36	0,20	0,00	0,15	0,00	0,40
37	0,20	0,10	0,15	1,00	0,40
38	0,20	0,05	0,15	0,50	0,40
39	0,20	0,02	0,15	0,20	0,40
40	0,20	0,05	0,15	0,50	0,40
41	0,20	0,10	0,15	1,00	0,40
42	0,20	0,05	0,15	0,50	0,40
43	0,20	0,05	0,15	0,50	0,40
44	0,20	0,02	0,15	0,20	0,40
45	0,20	0,05	0,15	0,50	0,40
46	0,20	0,05	0,15	0,50	0,40
47	0,20	0,05	0,15	0,50	0,40
48	0,20	0,05	0,15	0,50	0,40
49	0,20	0,05	0,15	0,50	0,40
50	0,20	0,05	0,15	0,50	0,40

Tela 11 – Condições Iniciais do Curso D'Água - Período seco
Initial Conditions of the Stream

Reach No.	TEMP (C)	DO (mg/l)	BOD (mg/l)	Org-N (mg/l)	NH3-N (mg/l)	NO2-N (mg/l)	NO3-N (mg/l)
1	21,1	7,9	1	0,222	0,134	0,012	0,556
2	21,1						
3	21,1						
4	21,1	8	1	0,065	0,083	0,00	0,00
5	21,1						
6	21,1						
7	21,1						
8	21,1						
9	21,1						
10	21,1						
11	21,1						
12	21,1						
13	21,1						
14	21,1	8	1	0,065	0,083	0,00	0,00
15	21,1						
16	21,1						
17	21,1						
18	21,1						
19	21,1	8	1	0,065	0,083	0,00	0,00
20	21,1						
21	21,1						
22	21,1						
23	21,1						
24	21,1						
25	21,1	8	1	0,065	0,083	0,00	0,00
26	21,1						
27	21,1						
28	21,1						
29	21,1						
30	21,1						
31	21,1	8	1	0,065	0,083	0,00	0,00
32	21,1						
33	21,1						
34	21,1						
35	21,1	8	1	0,065	0,083	0,00	0,00
36	21,1						
37	21,1						
38	21,1						
39	21,1	8	1	0,065	0,083	0,00	0,00
40	21,1						
41	21,1						
42	21,1						
43	21,1						
44	21,1	8	1	0,065	0,083	0,00	0,00
45	21,1						
46	21,1						
47	21,1						
48	21,1						
49	21,1						
50	21,1						

Tela 11 – Condições Iniciais do Curso D'Água - Período chuvoso
Initial Conditions of the Stream

Reach No.	TEMP (C)	DO (mg/l)	BOD (mg/l)	Org-N (mg/l)	NH3-N (mg/l)	NO2-N (mg/l)	NO3-N (mg/l)
1	24,2	7	1,1	0,251	0,067	0,004	0,776
2	24,2						
3	24,2						
4	24,2	7	1,1	0,13	0,166	0	0
5	24,2						
6	24,2						
7	24,2						
8	24,2						
9	24,2						
10	24,2						
11	24,2						
12	24,2						
13	24,2						
14	24,2	7	1,1	0,13	0,166	0	0
15	24,2						
16	24,2						
17	24,2						
18	24,2						
19	24,2	7	1,1	0,13	0,166	0	0
20	24,2						
21	24,2						
22	24,2						
23	24,2						
24	24,2						
25	24,2	7	1,1	0,13	0,166	0	0
26	24,2						
27	24,2						
28	24,2						
29	24,2						
30	24,2						
31	24,2	7	1,1	0,13	0,166	0	0
32	24,2						
33	24,2						
34	24,2						
35	24,2	7	1	0,13	0,166	0	0
36	24,2						
37	24,2						
38	24,2						
39	24,2	7	1	0,13	0,166	0	0
40	24,2						
41	24,2						
42	24,2						
43	24,2						
44	24,2	7	1,1	0,13	0,166	0	0
45	24,2						
46	24,2						
47	24,2						
48	24,2						
49	24,2						
50	24,2						

Tela 12 – Vazões Incrementais – Período seco

Incremental Inflow								
REACH No.	Flow (m3/s)	TEMP (C)	DO (mg/l)	BOD (mg/l)	Org-N (mg/l)	NH3-N (mg/l)	NO2-N (mg/l)	NO3-N (mg/l)
1	0,241	21,1	8	1	0,065	0,083	0	0
2	0,344	21,1	8	1	0,065	0,083	0	0
3	0,654	21,1	8	1	0,065	0,083	0	0
4		21,1						
5		21,1						
6		21,1						
7		21,1						
8		21,1						
9		21,1						
10		21,1						
11	0,206	21,1	8	1	0,065	0,083	0	0
12	0,688	21,1	8	1	0,065	0,083	0	0
13	1,246	21,1	8	1	0,065	0,083	0	0
14		21,1						
15		21,1						
16		21,1						
17		21,1						
18	0,234	21,1	5,83	85,25	5,33	6,85	0	0
19		21,1						
20		21,1						
21		21,1						
22		21,1						
23		21,1						
24	0,914	21,1	7,44	21,76	1,411	1,813	0	0
25		21,1						
26		21,1						
27		21,1						
28		21,1						
29		21,1						
30	1,038	21,1	7,87	5,94	0,3849	0,4944	0	0
31		21,1						
32		21,1						
33		21,1						
34	1,038	21,1	7,87	5,94	0,3849	0,4944	0	0
35	0,091	21,1	0	300	19,44	25	0	0
36	0,091	21,1	0	300	19,44	25	0	0
37	0,091	21,1	0	300	19,44	25	0	0
38	0,532	21,1	7,49	20,11	13,034	16,757	0	0
39		21,1						
40		21,1						
41		21,1						
42	0,332	21,1	8	1	0,065	0,083	0	0
43	1,106	21,1	8	1	0,065	0,083	0	0
44		21,1						
45		21,1						
46	0,553	21,1	8	1	0,065	0,083	0	0
47	1,106	21,1	8	1	0,065	0,083	0	0
48	1,106	21,1	8	1	0,065	0,083	0	0
49	1,106	21,1	8	1	0,065	0,083	0	0
50	1,106	21,1	8	1	0,065	0,083	0	0

Tela 12 – Vazões Incrementais – Período chuvoso

Incremental Inflow

Reach No.	Flow (m3/s)	TEMP (C)	DO (mg/l)	BOD (mg/l)	Org-N (mg/l)	NH3-N (mg/l)	NO2-N (mg/l)	NO3-N (mg/l)
1	0,332	24,2	7	1,1	0,13	0,166	0	0
2	0,665	24,2	7	1,1	0,13	0,166	0	0
3	1,329	24,2	7	1,1	0,13	0,166	0	0
4		24,2						
5		24,2						
6		24,2						
7		24,2						
8		24,2						
9		24,2						
10		24,2						
11	0,399	24,2	7	1,1	0,13	0,166	0	0
12	1,329	24,2	7	1,1	0,13	0,166	0	0
13	2,694	24,2	7	1,1	0,13	0,166	0	0
14		24,2						
15		24,2						
16		24,2						
17		24,2						
18	0,469	24,2	6,05	42,33	2.743	3.527	0	0
19		24,2						
20		24,2						
21		24,2						
22		24,2						
23		24,2						
24	2,092	24,2	6,79	11,04	0,716	1	0	0
25		24,2						
26		24,2						
27		24,2						
28		24,2						
29		24,2						
30	2,452	24,2	6,95	4,08	0,265	0,4	0	0
31		24,2						
32		24,2						
33		24,2						
34	2,452	24,2	6,95	4,08	0,265	0,4	0	0
35	0,091	24,2	0	300	19,44	25	0	0
36	0,091	24,2	0	300	19,44	25	0	0
37	0,091	24,2	0	300	19,44	25	0	0
38	2,022	24,2	6,88	7,05	0,457	1	0	0
39		24,2						
40		24,2						
41		24,2						
42	1,460	24,2	7	1,1	0,13	0,166	0	0
43	4,866	24,2	7	1,1	0,13	0,166	0	0
44		24,2						
45		24,2						
46	2,433	24,2	7	1,1	0,13	0,166	0	0
47	4,866	24,2	7	1,1	0,13	0,166	0	0
48	4,866	24,2	7	1,1	0,13	0,166	0	0
49	4,866	24,2	7	1,1	0,13	0,166	0	0
50	4,866	24,2	7	1,1	0,13	0,166	0	0

Tela 13 – Dados de cabeceira – Período seco

Headwater Source Data

HEADWATER Name	Flow (m3/s)	TEMP (C)	DO (mg/l)	BOD (mg/l)	Org-N (mg/l)	NH3-N (mg/l)	NO2-N (mg/l)	NO3-N (mg/l)
Paraopeba	30,11	21,1	7,9	1	0,222	0,134	0,012	0,556
Macaubas	3,67	21,1	8	1	0,065	0,083	0	0
Águas Claras	2,15	21,1	8	1	0,065	0,083	0	0
Manso	4,76	21,1	8	1	0,065	0,083	0	0
Sarzedo	0,97	21,1	8	1	0,065	0,083	0	0
São Joaquim	0,27	21,1	8	1	0,065	0,083	0	0
Betim	1,33	21,1	8	1	0,065	0,083	0	0
Serra Azul	1,71	21,1	8	1	0,065	0,083	0	0
Grande	1,61	21,1	8	1	0,065	0,083	0	0

Tela 13 – Dados de cabeceira – Período chuvoso

Headwater Source Data

HEADWATER Name	Flow (m3/s)	TEMP (C)	DO (mg/l)	BOD (mg/l)	Org-N (mg/l)	NH3-N (mg/l)	NO2-N (mg/l)	NO3-N (mg/l)
Paraopeba	68,36	24,2	7	1,1	0,251	0,067	0,004	0,776
Macaubas	6,7949	24,2	7	1,1	0,13	0,166	0	0
Águas Claras	4,6709	24,2	7	1,1	0,13	0,166	0	0
Manso	1,0333	24,2	7	1,1	0,13	0,166	0	0
Sarzedo	2,1050	24,2	7	1,1	0,13	0,166	0	0
São Joaquim	0,5808	24,2	7	1,1	0,13	0,166	0	0
Betim	2,8809	24,2	7	1,1	0,13	0,166	0	0
Serra Azul	7,0111	24,2	7	1,1	0,13	0,166	0	0
Grande	6,5832	24,2	7	1,1	0,13	0,166	0	0

Tela 14 – Retiradas, Entradas e Cargas Pontuais – Período seco
Point Loads and Withdrawals

Reach No.	Elem. No.	Type	Name	Treat (%)	Flow (m3/s)	Temp (C)	DO (mg/l)	BOD (mg/l)	Org-N (mg/l)	NH3-N (mg/l)	NO2-N (mg/l)	NO3-N (mg/l)
	2	W	SAA Belo Vale	-	-0,006						0	0
	3	PS	Esgoto BeloVale	0	0,005	21,1	0	300	19,44	25	0	0
	4	PS	Rib.B.Esperança	-	0,2304	21,1	8	1	0,065	0,083	0	0
	7	PS	Rib.Contendas	-	0,5371	21,1	8	1	0,065	0,083	0	0
	8	PS	Esgoto Moeda	0	0,003	21,1	0	300	19,44	25	0	0
	1	W	SAA Pied.Gerais	-	-0,003							
	2	PS	Esgoto P.Gerais	0	0,002	21,1	0	300	19,44	25	0	0
	16	PS	Rib. Marinhos	-	0,6913	21,1	8	1	0,065	0,083	0	0
	19	PS	Rib. Piedade	-	0,8268	21,1	8	1	0,065	0,083	0	0
	10	PS	Rib.Casa Branca	-	1,6830	21,1	8	1	0,065	0,083	0	0
	14	W	SAA Brumadinho	0	-0,037						0	0
	15	PS	Esg.Brumadinho	0	0,03	21,1	0	300	19,44	25	0	0
	2	W	SAA Bonfim	-	-0,006						0	0
	3	PS	Esgoto Bonfim	0	0,005	21,1	0	300	19,44	25	0	0
	2	W	SAA Crucilândia	-	-0,005						0	0
	3	PS	Esg.Crucilândia	0	0,004	21,1	0	300	19,44	25	0	0
	17	W	SAA Rio Manso	-	-0,005						0	0
	18	PS	Esgoto RioManso	0	0,004	21,1	0	300	19,44	25	0	0
	2	W	SAA Itatiaiuçu	-	-0,011							
	3	PS	Esg. Itatiaiuçu	0	0,009	21,1	0	300	19,44	25	0	0
	2	W	SAA Ibirité	-	-0,271						0	0
	3	PS	Esgoto Ibirité	0	0,1085	21,1	0	300	19,44	25	0	0
	1	W	SAA Sarzedo	-	-0,029						0	0
	2	PS	Esgoto Sarzedo	0	0,0115	21,1	0	300	19,44	25	0	0
	12	W	SAA M.Campos	-	-0,017						0	0
	13	PS	Esgoto M.Campos	0	0,007	21,1	0	300	19,44	25	0	0
	2	W	SAA Igarapé	-	-0,036						0	0
	3	PS	Esgoto Igarapé	0	0,028	21,1	0	300	19,44	25	0	0
	2	W	SAA S.J.Bicas	-	-0,027							
	3	PS	Esgoto SJBicas	0	0,021	21,1	0	300	19,44	25	0	0
	11	W	SAA Betim	-	-0,612							
	7	W	SAA Mat. Leme	-	-0,038							
	8	PS	Esg.Mateus Leme	0	0,031	21,1	0	300	19,44	25	0	0
	11	W	SAA Juatuba	-	-0,028							
	12	PS	Rib.Serra Azul	-	29.185	21,1	8	1	0,065	0,083	0	0
	13	PS	Esgoto Juatuba	0	0,022	21,1	0	300	19,44	25	0	0
	18	PS	Rib. Lajes	-	0,3691	21,1	7,85	6,67	0,43	0,56	0	0
	7	PS	Esg. Esmeraldas	0	0,021	21,1	0	300	19,44	25	0	0
	19	PS	Rib. Macacos	-	1,592	21,1	7,95	2,88	0,19	0,24	0	0

Obs.: W – Withdrawal e PS – Point Source

Tela 14 – Retiradas, Entradas e Cargas Pontuais – Período chuvoso

Point Loads and Withdrawals

Reach No.	Elem. No.	Type	Name	Treat (%)	Flow (m3/s)	Temp (C)	DO (mg/l)	BOD (mg/l)	Org-N (mg/l)	NH3-N (mg/l)	NO2-N (mg/l)	NO3-N (mg/l)
	2	W	SAA Belo Vale	-	-0,006						0	0
	3	PS	Esgoto BeloVale	0	0,005	24,2	0	300	19,44	25	0	0
	4	PS	Rib,B,Esperança	-	0,427	24,2	7	1,1	0,13	0,166	0	0
	7	PS	Rib,Contendas	-	0,9971	24,2	7	1,1	0,13	0,166	0	0
	8	PS	Esgoto Moeda	0	0,003	24,2	0	300	19,44	25	0	0
	1	W	SAA Pied,Gerais	-	-0,003							
	2	PS	Esgoto P,Gerais	0	0,002	24,2	0	300	19,44	25	0	0
	16	PS	Rib, Marinhos	-	1,2809	24,2	7	1,1	0,13	0,166	0	0
	19	PS	Rib, Piedade	-	1,5321	24,2	7	1,1	0,13	0,166	0	0
	10	PS	Rib,Casa Branca	-	3,6549	24,2	7	1,1	0,13	0,166	0	0
	14	W	SAA Brumadinho	0	-0,037						0	0
	15	PS	Esg,Brumadinho	0	0,03	24,2	0	300	19,44	25	0	0
	2	W	SAA Bonfim	-	-0,006						0	0
	3	PS	Esgoto Bonfim	0	0,005	24,2	0	300	19,44	25	0	0
	2	W	SAA Crucilândia	-	-0,005						0	0
	3	PS	Esg,Crucilândia	0	0,004	24,2	0	300	19,44	25	0	0
	17	W	SAA Rio Manso	-	-0,005						0	0
	18	PS	Esgoto RioManso	0	0,004	24,2	0	300	19,44	25	0	0
	2	W	SAA Itatiaiuçu	-	-0,011							
	3	PS	Esg, Itatiaiuçu	0	0,009	24,2	0	300	19,44	25	0	0
	2	W	SAA Ibirité	-	-0,271						0	0
	3	PS	Esgoto Ibirité	0	0,1085	24,2	0	300	19,44	25	0	0
	1	W	SAA Sarzedo	-	-0,029						0	0
	2	PS	Esgoto Sarzedo	0	0,0115	24,2	0	300	19,44	25	0	0
	12	W	SAA MárioCampos	-	-0,017						0	0
	13	PS	Esgoto M,Campos	0	0,007	24,2	0	300	19,44	25	0	0
	2	W	SAA Igarapé	-	-0,036						0	0
	3	PS	Esgoto Igarapé	0	0,028	24,2	0	300	19,44	25	0	0
	2	W	SAA S,J,Bicas	-	-0,027							
	3	PS	Esgoto SJBicas	0	0,021	24,2	0	300	19,44	25	0	0
	11	W	SAA Betim	-	-0,612							
	7	W	SAA Mateus Leme	-	-0,038							
	8	PS	Esg,Mateus Leme	0	0,031	24,2	0	300	19,44	25	0	0
	11	W	SAA Juatuba	-	-0,028							
	12	PS	Rib,Serra Azul	-	2,9185	24,2	8	1	0,13	0,166	0	0
	13	PS	Esgoto Juatuba	0	0,022	24,2	0	300	19,44	25	0	0
	18	PS	Rib, Lajes	-	1,4882	24,2	6,97	3,4	0,221	0,283	0	0
	7	PS	Esg, Esmeraldas	0	0,021	24,2	0	300	19,44	25	0	0
	19	PS	Rib, Macacos	-	6,4286	24,2	6,99	2,46	0,16	0,205	0	0

Obs.: W – Withdrawal e PS – Point Source

Tela 15 – Reaeração por quedas em barragens

DAM REAERATION

Reach No.	Element No.	ADAM Coeff.	BDAM Coeff.	% Flow Over Dam	Height Dam (m)
22	19	1,2	1,5	1	58
26	3	1	1,5	1	15

ANEXO III

ILUSTRAÇÕES DO RIO PARAOPEBA



FIGURA III.1 - Ponto de Controle – PC1: cenários do Rio Paraopeba a montante da ponte principal de Belo Vale.



FIGURA III.2 - Ponto de Controle – PC1: cenários do Rio Paraopeba a jusante da ponte principal de Belo Vale.



FIGURA III.3 - Cenário do Rio Macaubas a partir de uma ponte localizada a montante da sede urbana de Bonfim.



FIGURA III.4 - Na parte superior, cenário de jusante da ponte (Rio Macaubas). Abaixo, cenário do Ponto de Controle – PC2, Alberto Flores, a montante da sede urbana de Brumadinho.

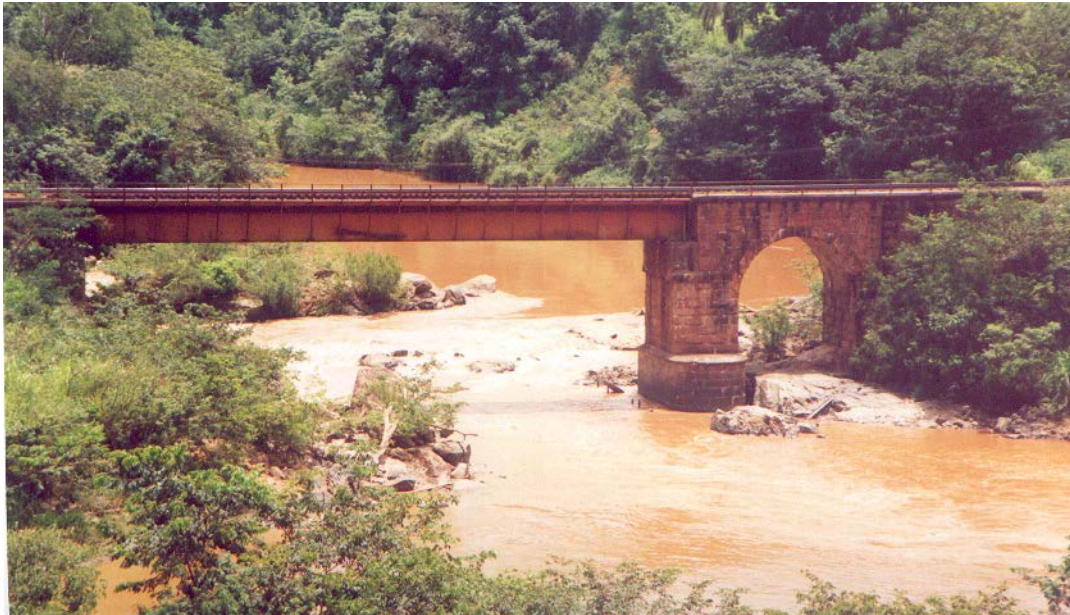


FIGURA III.5 - Cenários com maior proximidade do PC2, Alberto Flores.



FIGURA III.6 - Aspectos do Rio Paraopeba a jusante do PC2, Alberto Flores. Estrada vicinal na área de produção da FERTECO MINERAÇÃO Ltda.



FIGURA III.7 - Cenários do Rio Paraopeba a montante da ponte principal da sede urbana de Brumadinho.



FIGURA III.8 - Cenários do Rio Paraopeba a jusante da ponte principal, na sede urbana de Brumadinho.



FIGURA III.9 - Cenários do Rio Paraopeba a montante da localidade de Fecho do Funil, distrito de Brumadinho. Atividade de extração de areia.



FIGURA III.10 - Cenários do Rio Paraopeba exatamente na transposição da Serra da Moeda, razão da denominação “Fecho do Funil”.



FIGURA III.11 - Ponto de Controle – PC3: Visão do Rio Paraopeba a montante da Ponte Nova do Paraopeba, a jusante da sede urbana de Betim.



FIGURA III.12 - Ponto de Controle – PC3: Visão do Rio Paraopeba a jusante da Ponte Nova do Paraopeba.



FIGURA III.13 - Ponto de Controle – PC3: Visão com detalhe da FIG. III.12, com atividades de lazer no Rio Paraopeba.



FIGURA III.14 - Ponto de Controle – PC4: Visão do Rio Paraopeba a montante (parte superior) e a jusante (parte inferior) da Ponte da Taquara, localizada entre os municípios de Caetanópolis e Papagaios.



FIGURA III.15 - Ponto de Controle – PC4: Detalhe de componente da estrutura de medição de vazão, com lâmina d’água próximo à marcação “2”.