

HUGO ALEXANDRE SOARES GUEDES

**MODELAGEM DA QUALIDADE DA ÁGUA E DA CAPACIDADE DE
AUTODEPURAÇÃO DO RIO POMBA**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Viçosa, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola, para obtenção do título de *Magister Scientiae*.

VIÇOSA
MINAS GERAIS - BRASIL
2009

**Ficha catalográfica preparada pela Seção de Catalogação e
Classificação da Biblioteca Central da UFV**

T

G924m
2009

Guedes, Hugo Alexandre Soares, 1984-
Modelagem da qualidade da água e da capacidade de
autodepuração do Rio Pomba / Hugo Alexandre Soares
Guedes – Viçosa, MG, 2009.
xvii, 130f. : il (algumas col.) ; 29cm.

Inclui apêndice.

Orientador: Demetrius David da Silva.

Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Viçosa.

Referências bibliográficas: f. 99-109

1. Recursos hídricos - Administração. 2. Água -
Qualidade. 3. Sucessão ecológica. 4. Modelos matemáticos.
5. Limnologia. 6. Rio Pomba, Bacia (MG). I. Universidade
Federal de Viçosa. II. Título.

CDD 22.ed. 551.48

HUGO ALEXANDRE SOARES GUEDES

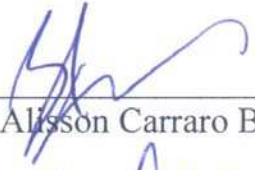
MODELAGEM DA QUALIDADE DA ÁGUA E DA CAPACIDADE DE
AUTODEPURAÇÃO DO RIO POMBA

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Viçosa, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola, para obtenção do título de *Magister Scientiae*.

APROVADA EM: 21 de julho de 2009.



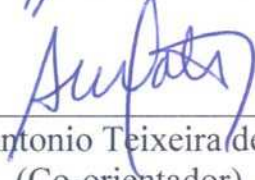
Prof. Antonio Sergio F. Mendonça



Prof. Alisson Carraro Borges



Prof. Márcio Mota Ramos



Prof. Antonio Teixeira de Matos
(Co-orientador)



Prof. Demetrius David da Silva
(Orientador)

“Deus só nos faz desejar aquilo que ele sonha para nós”

Santa Terezinha do Menino Jesus

“Se os homens voltassem mais a mente ao que a Natureza está a
lhes mostrar, seguindo-a, melhor seria toda gente”

Dante Alighieri

Especialmente aos meus queridos pais, Onofre e Maria Helena,

Pelo imenso apoio e incentivo em todos os momentos da minha vida, pelas orações incansáveis; e pela distância sentida durante todo esse período.

À minha amada noiva Clara,

Pelos dias que deixei de dedicar todo amor que merecia; pelo lindo sorriso que escapava de seus lábios a cada regresso meu; e pela força, apoio e conselho em todos os momentos.

À minha irmã Natália e demais entes queridos,

Pela alegria do convívio, pelas palavras certas na hora certa, por todo carinho e apoio transmitidos.

Dedico este trabalho.

AGRADECIMENTOS

A Deus, por fazer de mim “luz para as nações, para que a Sua salvação chegue até os confins da terra” (Isaías 49, 6b).

A CAPES, pelo auxílio financeiro concedido através de bolsa de estudo fundamental para a realização deste trabalho.

Ao Professor Demetrius David da Silva, pela orientação objetiva, pelo apoio e incentivo nas horas difíceis, pela dedicação profissional e pelos conselhos nas horas de indecisão;

Aos Professores Antonio Teixeira de Matos, Celso Bandeira de Melo Ribeiro e José Homero Pinheiro Soares, pela co-orientação do trabalho e, muito mais que isso, pelo ombro amigo disponibilizado em todos os momentos.

À Universidade Federal de Viçosa e a todos os professores e funcionários do Departamento de Engenharia Agrícola, por me acolher e apresentar a qualidade do ensino, pesquisa e extensão no Brasil.

À bolsista de iniciação científica Iara de Castro e Oliveira, pelo companheirismo e dedicação nos árduos trabalhos de campo e nas intermináveis análises laboratoriais.

Ao Simão e a todas as pessoas do Laboratório de Qualidade da Água que contribuíram para as análises das amostras de água.

Aos amigos do Grupo de Pesquisas em Recursos Hídricos (GPRH), Abrahão, Felipe, Danilo, Jonathas, Luana, Camila, Donizete e Raquel, entre outros, pelo apoio, incentivo e profissionalismo.

A todos meus amigos do Ministério Universidades Renovadas de Juiz de Fora, por renovar as minhas forças em cada encontro.

Aos meus amigos de graduação Ana, Eduardo e Gislaine, pelas orações e apoio constantes em cada momento vivido.

E a todos que de alguma forma contribuíram para a realização de mais uma conquista.

A todos, muito obrigado!

BIOGRAFIA

HUGO ALEXANDRE SOARES GUEDES, filho de Onofre de Matos Guedes e Maria Helena Soares Guedes, nasceu no dia 07 de janeiro de 1984, em Juiz de Fora.

Em julho de 2007 concluiu o curso de graduação em Engenharia Civil pela Universidade Federal de Juiz de Fora – UFJF, com ênfase em Hidráulica e Saneamento Ambiental. Foi homenageado como estudante de melhor desempenho acadêmico entre os formandos do segundo semestre de 2007.

Durante a graduação, no período de 2005 a 2007, foi bolsista de iniciação científica da FAPEMIG na área de Hidráulica e Saneamento Ambiental.

Em agosto de 2007 iniciou o mestrado no Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola na Universidade Federal de Viçosa, concentrando seus estudos na área de Recursos Hídricos e Ambientais, submetendo-se à defesa da dissertação em julho de 2009.

CONTEÚDO

LISTA DE TABELAS	ix
LISTA DE FIGURAS	xi
RESUMO	xiv
ABSTRACT	xvi
1. INTRODUÇÃO	1
2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	5
2.1 Qualidade da água	5
2.1.1 Fontes de poluição	6
2.2 Capacidade de autodepuração em rios	8
2.3 Modelagem matemática como ferramenta de gestão dos recursos hídricos	12
2.3.1 Critérios de escolha dos modelos matemáticos	13
2.3.2 Modelo analítico de Streeter-Phelps modificado.....	14
2.3.3 Modelo QUAL-UFMG.....	21
2.3.4 Modelo QUAL2Kw.....	27
2.4 Parâmetros cinéticos.....	40
2.4.1 Coeficiente de desoxigenação (K_1)	40
2.4.2 Coeficiente de reaeração (K_2).....	41
2.4.3 Coeficiente de sedimentação (K_3)	45
2.5 Verificação dos padrões atuais de qualidade da água	46
3. MATERIAL E MÉTODOS	47
3.1 Bacia hidrográfica do rio Pomba.....	47
3.2 Modelagem da qualidade da água	53

3.2.1	Escolha do trecho do rio Pomba a ser modelado.....	54
3.2.2	Análise de sensibilidade dos modelos	55
3.2.3	Obtenção e utilização dos dados.....	55
3.2.4	Autodepuração e parâmetros cinéticos para a simulação	63
3.2.5	Calibração dos modelos de qualidade de água	66
3.2.6	Validação dos modelos de qualidade de água	67
4.	RESULTADOS E DISCUSSÕES	68
4.1	Análise de sensibilidade dos modelos.....	68
4.2	Calibração dos modelos de qualidade de água.....	71
4.2.1	Parâmetros cinéticos	71
4.2.2	Dados hidráulico-hidrológicos	75
4.2.3	Parâmetros físicos, químicos e biológicos.....	77
4.2.4	Tratamento estatístico.....	89
4.3	Validação dos modelos de qualidade de água.....	91
4.4	Discussão referente aos modelos matemáticos de qualidade de água.....	94
5.	CONCLUSÕES.....	96
6.	RECOMENDAÇÕES.....	97
	REFERÊNCIAS	99
	APÊNDICES	110
	APÊNDICE 1	111
	APÊNDICE 2	116
	APÊNDICE 3	122
	APÊNDICE 4	126

LISTA DE TABELAS

Tabela 2.1	Principais fontes poluidoras e possíveis efeitos sobre os recursos hídricos.....	7
Tabela 2.2	Valores típicos de K_1 (20°C).....	18
Tabela 2.3	Valores típicos de K_2 (20°C).....	19
Tabela 2.4	Valores típicos de K_3 (20°C).....	20
Tabela 2.5	Variáveis de qualidade de água simulados pelo modelo QUAL2Kw.....	31
Tabela 2.6	Equações de predição de K_2 no modelo QUAL2Kw baseadas na velocidade do vento.....	43
Tabela 2.7	Equações hidráulicas de predição de K_2 no modelo QUAL2Kw.....	43
Tabela 2.8	Padrões de qualidade segundo as Resoluções Conama 357/2005 e 274/2000.....	46
Tabela 3.1	Característica morfométrica da bacia em estudo.....	49
Tabela 3.2	Características das seções de monitoramento no médio rio Pomba.....	56
Tabela 3.3	Variáveis físicas, químicas e biológicas utilizadas no estudo da qualidade da água do rio Pomba.....	59
Tabela 4.1	Valores estimados de K_1 (20°C) e L_0 utilizados na calibração dos modelos.....	71
Tabela 4.2	Valores de K_2 (20°C) utilizados na calibração dos modelos.....	73

Tabela 4.3	Valores de K_3 (20°C) utilizados na simulação do modelo QUAL2Kw.....	75
Tabela 4.4	Coefficientes de ajuste utilizados na calibração dos modelos matemáticos.....	75
Tabela 4.5	Dados referentes às campanhas de campo.....	76
Tabela 4.6	Valores espacializados de vazão para as campanhas de campo realizadas no rio Pomba.....	77
Tabela 4.7	Variáveis hidráulicas utilizadas na calibração dos modelos.....	77
Tabela 4.8	Índice estatístico REMQ (%) utilizado na comparação dos modelos de qualidade de água no processo de calibração, considerando a campanha de período seco.....	89
Tabela 4.9	Índice estatístico REMQ (%) utilizado na comparação dos modelos de qualidade de água no processo de calibração, considerando a campanha de período chuvoso.....	90
Tabela 4.10	Relação dos modelos mais adequados para a simulação das variáveis de qualidade de água associados às campanhas de períodos seco e chuvoso.....	91
Tabela 4.11	Índice REMQ (%) utilizado para avaliar a validação do modelo matemático QUAL-UFMG para as campanhas de períodos seco e chuvoso, considerando as variáveis de qualidade de água OD, DBO, nitrogênio total, fósforo total e coliformes termotolerantes.....	94

LISTA DE FIGURAS

Figura 2.1	Reator de escoamento em pistão. Fonte: Adaptado de Chapra (1994).....	15
Figura 2.2	Esquema de segmentação do modelo de qualidade de água QUAL2Kw. FONTE: Adaptado de Pelletier e Chapra (2004).....	32
Figura 2.3	Esquema do balanço de vazão em um elemento computacional <i>i</i> . Fonte: Adaptado de Pelletier e Chapra (2004).....	33
Figura 2.4	Esquema do balanço de massa em um elemento computacional <i>i</i> . Fonte: Adaptado de Pelletier & Chapra (2004).....	34
Figura 2.5	Taxa de reaeração (d^{-1}) em função da profundidade e velocidade (Adaptado de Covar, 1976).....	44
Figura 3.1	Localização da bacia hidrográfica do rio Pomba.....	48
Figura 3.2	Vista geral do rio Pomba: zona rural, a montante da cidade de Astolfo Dutra (a); zona urbana, localizada no município de Cataguases (b).....	48
Figura 3.3	Presença de corredeiras, principalmente na zona rural da bacia hidrográfica.....	49
Figura 3.4	MDEHC da bacia hidrográfica do rio Pomba.....	50
Figura 3.5	Precipitação média mensal na cidade de Astolfo Dutra.....	51
Figura 3.6	Lançamento <i>in natura</i> de efluentes nas margens do rio Pomba.....	52
Figura 3.7	Desmatamento das margens no médio rio Pomba, provocando erosão e aumento da concentração de sedimentos em suas águas.....	52

Figura 3.8	Depósito de resíduos sólidos localizado às margens do rio Pomba.....	52
Figura 3.9	Presença de animais e lançamento de esgoto bruto nas margens do rio: fonte de coliformes termotolerantes.....	53
Figura 3.10	Seções de monitoramento localizadas no rio Pomba e nos tributários estudados.....	56
Figura 3.11	Identificação das seções de monitoramento.....	57
Figura 3.12	Discretização do trecho do rio Pomba utilizado como dado de entrada no processo de calibração dos modelos matemáticos de qualidade de água.....	58
Figura 3.13	Fixação do oxigênio dissolvido pelo método Winkler (a); Amostras de coliformes termotolerantes (b).....	61
Figura 3.14	Anotação em formulário próprio dos dados obtidos em campo, como coordenadas geográficas e temperatura da água (a); Início das análises laboratoriais (b).....	62
Figura 4.1	Análise de sensibilidade para a variável OD (campanha de período seco).....	68
Figura 4.2	Análise de sensibilidade para a variável OD (campanha de período chuvoso).....	69
Figura 4.3	Análise de sensibilidade para a variável DBO (campanha de período seco).....	70
Figura 4.4	Análise de sensibilidade para a variável DBO (campanha de período chuvoso).....	70
Figura 4.5	Variação da vazão observada na estação fluviométrica de Astolfo Dutra.....	76
Figura 4.6	Calibração dos modelos de qualidade de água para a variável OD, considerando a campanha de período seco.....	78
Figura 4.7	Calibração dos modelos de qualidade de água para a variável OD, considerando a campanha de período chuvoso.....	78
Figura 4.8	Calibração dos modelos de qualidade de água para a variável DBO, considerando a campanha de período seco.....	80
Figura 4.9	Calibração dos modelos de qualidade de água para a variável DBO, considerando a campanha de período chuvoso.....	81
Figura 4.10	Calibração dos modelos de qualidade de água para a variável nitrogênio total, considerando a campanha de período seco.....	83

Figura 4.11	Calibração dos modelos de qualidade de água para a variável nitrogênio total, considerando a campanha de período chuvoso.....	83
Figura 4.12	Calibração dos modelos de qualidade de água para a variável fósforo total, considerando a campanha de período seco.....	85
Figura 4.13	Calibração dos modelos de qualidade de água para a variável fósforo total, considerando a campanha de período chuvoso.....	86
Figura 4.14	Calibração dos modelos de qualidade de água para a variável coliforme termotolerante, considerando a campanha de período chuvoso.....	87
Figura 4.15	Validação do modelo QUAL-UFMG para a campanha do período seco, considerando as variáveis de qualidade de água OD, DBO, nitrogênio total e fósforo total.....	92
Figura 4.16	Validação do modelo QUAL-UFMG para a campanha de período chuvoso, considerando as variáveis de qualidade de água OD e DBO....	92
Figura 4.17	Validação do modelo QUAL-UFMG para a campanha de período chuvoso, considerando as variáveis de qualidade de água nitrogênio total, fósforo total e coliformes termotolerantes.....	93

RESUMO

GUEDES, Hugo Alexandre Soares, M.Sc., Universidade Federal de Viçosa, julho de 2009.
Modelagem da qualidade da água e da capacidade de autodepuração do rio Pomba.
Orientador: Demetrius David da Silva. Co-orientadores: Antonio Teixeira de Matos, Celso Bandeira de Melo Ribeiro e José Homero Pinheiro Soares.

A gestão da qualidade da água no Brasil não tem merecido o mesmo destaque dado à gestão da quantidade da água, quer no aspecto legal, quer nos arranjos institucionais em funcionamento no setor ou no planejamento e na operacionalização dos sistemas de gestão. Dessa forma, o principal foco da pesquisa foi contribuir, no âmbito da gestão dos recursos hídricos e ambientais, para o conhecimento da qualidade da água e da capacidade de autodepuração do rio Pomba, utilizando modelos matemáticos como subsídio para a tomada de decisão nos processos de planejamento e gestão dos recursos hídricos. Foram utilizados no trabalho os modelos matemáticos de Streeter-Phelps modificado, QUAL-UFGM e QUAL2Kw para avaliar a qualidade da água e a capacidade de autodepuração, em termos espaciais e temporais, no médio rio Pomba. A análise espacial compreendeu o estudo da qualidade da água ao longo de nove seções de monitoramento, entre os municípios de Astolfo Dutra e Cataguases, perfazendo um trecho total de 42,8 km. A análise temporal contemplou a realização de campanhas de campo nos meses de outubro de 2008 (período seco) e janeiro de 2009 (período chuvoso). O estudo da capacidade de autodepuração do rio Pomba considerou, principalmente, as variáveis limnológicas Oxigênio Dissolvido (OD), Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) e os coeficientes de desoxigenação (K_1), reaeração (K_2) e sedimentação (K_3). Durante a campanha de período seco, a variável de qualidade de água melhor associada

à condição de degradação das águas do rio Pomba foi a DBO, apresentando concentração média igual a $6,2 \text{ mg L}^{-1}$, sendo a maior concentração encontrada na cidade de Cataguases, igual a $13,3 \text{ mg L}^{-1}$. Em seção de monitoramento localizada nesse município, a concentração de DBO ficou acima do limite estabelecido pela Resolução Conama 357/2005, para águas doces classe 2. A concentração média de OD encontrada na campanha de período seco foi igual a $5,5 \text{ mg L}^{-1}$. Durante a campanha de período chuvoso, a concentração média de OD e DBO foi 6 mg L^{-1} e $7,3 \text{ mg L}^{-1}$, respectivamente. Observou-se aumento relativo das concentrações de outras variáveis de qualidade de água, tais como, sólidos, fósforo, nitrogênio e coliformes termotolerantes. No trecho localizado entre os municípios de Astolfo Dutra e Dona Euzébia encontrou-se, nas duas campanhas de campo, a menor capacidade de autodepuração de efluentes, sendo necessário tomar medidas preventivas no controle dos lançamentos *in natura* de esgotos domésticos diretamente no curso d'água. A maior capacidade de autodepuração foi observada em seções de monitoramento localizadas na cidade de Cataguases. Com relação aos processos de calibração e validação, o modelo matemático de qualidade de água QUAL-UFMG foi o que melhor representou as informações qualitativas observadas nas seções de monitoramento no rio Pomba. Constatou-se que a utilização de modelos matemáticos na avaliação da qualidade da água e nos estudos de autodepuração em rios pode constituir importante ferramenta no subsídio para a tomada de decisão nos processos de planejamento, monitoramento e gestão dos recursos hídricos.

ABSTRACT

GUEDES, Hugo Alexandre Soares, M.Sc., Universidade Federal de Viçosa, July of 2009. **Water quality and of the self-purification capacity modeling of Pomba river.** Adviser: Demetrius David da Silva. Co-advisers: Antonio Teixeira de Matos, Celso Bandeira de Melo Ribeiro and José Homero Pinheiro Soares.

Water quality management in Brazil has not been deserving the same attention given to water quantity management, in legal aspects, institutional arrangements, or in the planning and operation of management systems. Thus, the main focus of this research has been to contribute, to water resources and environment management, for water quality and self-depuration capacity of Pomba river, by using mathematical models for supporting decision-making process in water resources planning and management. There were used in this research the modified Streeter-Phelps, the QUAL-UFMG and the QUAL2Kw mathematical models for evaluating the water quality and the capacity of self-depuration of Pomba river, both in terms of space and time. The spatial analysis covered the study of water quality along nine monitoring sections, between the cities of Astolfo Dutra and Cataguases, completing a total distance of 42,8 km. The time analysis comprised field campaigns on October, 2008 (dry period) and January, 2009 (rainy period) The study of the capacity of self-depuration of Pomba river considered, mainly, the limnological variables dissolved oxygen (DO), biochemical oxygen demand (BOD), deoxygenation coefficient (K_1) reaeration (K_2) and sedimentation (K_3). During the dry period campaign, the water quality variable best associated to the condition of degradation of Pomba river water was the BOD, presenting medium concentrations of $6,2 \text{ mg L}^{-1}$, the greatest concentration were found in the city of

Cataguases, 13,3 mg L⁻¹. In the monitoring section placed in this city the BOD concentration was above the limit established by the resolution of Conama 357/2005, for freshwater class 2. The medium concentration of dissolved oxygen found in the dry period campaign was 5,5 mg L⁻¹. During the rainy period campaign the medium concentration of DO and BOD was 6 mg L⁻¹, and 7,3 mg L⁻¹ respectively. It was observed the relative increasing of the concentration of other water quality variables, such as solid, phosphorus, nitrogen and thermotolerant coliforms. In the reach placed between the cities of Astolfo Dutra and Dona Euzébia it was found, in both field campaigns, the least capacity of self-depuration of effluents, making it necessary to take preventive actions to control the throwing *in natura* of domestic sewages directly on water flow. The greatest capacity of self-depuration was observed in monitoring sections placed in Cataguases. In relation to the processes of calibration and validation, the water quality mathematical model QUAL-UFMG was the one that best represented the qualitative information observed in Pomba river monitoring sections. It was verified that the use of mathematical models in the evaluation of water quality and in the studies of self-depuration in rivers may constitute an important tool for supporting in decision-making process in water resources management.

1. INTRODUÇÃO

A água representa insumo fundamental à vida, constituindo elemento indispensável e insubstituível em diversas atividades humanas, além de manter o equilíbrio ambiental do planeta. A história da água no planeta Terra é complexa e está diretamente relacionada ao crescimento da população humana, ao grau de urbanização e aos usos múltiplos que afetam a sua quantidade e qualidade (TUNDISI, 2003).

Desde tempos imemoriais, o elemento natural água tem sido vital aos povos, estando presente na maioria das tarefas diárias. Esses povos iam se aglomerando, normalmente, próximos às margens dos rios, de modo que eram desnecessários grandes esforços para obtê-la.

Com a revolução industrial, a população rural se dirigiu para as cidades em busca de trabalho e melhores condições de vida. Conseqüentemente, houve considerável aumento na demanda por recursos naturais, principalmente por água. Esse cenário tornou-se mais preocupante com a intensificação da produção industrial no meio urbano, quando, além do aumento da necessidade por água, deu-se início ao aumento na produção de resíduos.

O acelerado crescimento populacional no mundo e o aumento da produção de resíduos têm conduzido à elevação da demanda de água e à constante degradação dos mananciais. Segundo Benassi (2002), o crescimento urbano e industrial acelerado está entre os fatores que mais têm causado diminuição na disponibilidade hídrica, seja pela

crescente demanda por esse recurso ou pelo lançamento indiscriminado de resíduos nos rios, diminuindo a qualidade das águas.

Os problemas de escassez no Brasil decorrem, fundamentalmente, da combinação entre o crescimento exagerado das demandas localizadas e a degradação da qualidade das águas. Esse cenário é consequência dos desordenados processos de urbanização, industrialização e expansão agrícola (SETTI et al., 2001). Neste contexto, assuntos relacionados à qualidade das águas e gestão dos recursos hídricos vêm ganhando importância e interesse por parte da sociedade brasileira. Observa-se comprometimento não só na esfera governamental, mas também na imprensa brasileira, que vem abordando o tema com grande frequência.

Para disciplinar os usos dos corpos aquáticos, inclusive na assimilação de efluentes, surgiram leis específicas para a gestão integrada dos recursos hídricos, pois, embora já houvessem legislações ambientais que contemplassem tal área de conhecimento, as medidas empreendidas para evitar a poluição dos corpos aquáticos e assegurar a disponibilidade hídrica para os múltiplos usuários, com padrões de qualidade para seus respectivos usos, eram pontuais e insuficientes (NAHON, 2006).

A importância dos recursos hídricos, especialmente a qualidade das águas superficiais, é evidenciada na Política Nacional dos Recursos Hídricos, pela Lei 9.433 de 8 de Janeiro de 1997 (BRASIL, 1997), que define, entre seus objetivos, “*assegurar à atual e às futuras gerações a necessária disponibilidade de água, em padrões de qualidade adequados aos respectivos usos*”. Esta política representa valioso instrumento para o balizamento das ações que visem assegurar a sustentabilidade dos recursos hídricos. Uma das principais diretrizes previstas nessa Lei diz respeito à “*gestão sistemática dos recursos hídricos, sem dissociação dos aspectos de quantidade e qualidade*” e à “*integração da gestão dos recursos hídricos com a gestão ambiental*”.

A legislação ambiental responsável pelos padrões de qualidade dos corpos hídricos no Brasil, em função dos seus usos preponderantes, é a Resolução nº 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional de Meio Ambiente (Conama) (BRASIL, 2005).

Segundo a Agência Nacional de Águas (ANA), “*apesar de sua importância, a gestão da qualidade da água no país não tem historicamente merecido o mesmo destaque dado à gestão da quantidade da água, quer no aspecto legal, quer nos arranjos institucionais em funcionamento no setor, quer no planejamento e na operacionalização*”.

dos sistemas de gestão”. Na prática, isso é ratificado por meio da outorga, instrumento de gestão que tem por objetivo fornecer direito de uso sobre os recursos hídricos em termos quali-quantitativos para os múltiplos usuários, mas que é realizada somente com base em análises de quantidade de água. Essa realidade vem mudando com o passar do tempo. No estado de Minas Gerais, por exemplo, por meio da Deliberação Normativa do Conselho Estadual de Recursos Hídricos (CERH) nº 24, aprovada em 27 de outubro de 2008, foi ratificada a outorga para lançamento de efluentes em corpos de água superficiais. Tendo essa medida como objetivo limitar os lançamentos indiscriminados de efluentes *in natura* nos corpos de água, principalmente de esgotos domésticos, já que apenas 47% dos municípios têm rede coletora de esgoto e somente 18% dos esgotos recebem algum tratamento (ANA, 2005).

Um corpo hídrico que tenha recebido lançamentos de matéria orgânica biodegradável sofre um processo natural de recuperação denominado autodepuração, que se realiza por processos físicos (diluição e sedimentação), químicos (oxidação) e bioquímicos (oxidação da matéria orgânica por organismos heterotróficos). À medida que a carga de poluentes é incrementada, ultrapassando sua capacidade de autodepuração, o corpo hídrico tende a tornar-se poluído e impróprio para determinados usos.

Nesse contexto, a modelagem da qualidade das águas superficiais destaca-se como ferramenta alternativa no que tange às questões hídricas, pois possibilita uma abordagem holística sobre os principais processos e interações que se desenvolvem em um ecossistema aquático, além de prever suas reações a estímulos externos e estimar a sua capacidade de assimilação de efluentes. A utilização dessas ferramentas torna-se possível antever os impactos decorrentes de inúmeros cenários, possibilitando fundamentar as decisões de gestão e manejo de bacias hidrográficas tomadas por seus responsáveis legais.

Com base no exposto, este trabalho teve como objetivo geral avaliar, matematicamente e experimentalmente, a qualidade da água e a capacidade de autodepuração do rio Pomba, utilizando como ferramenta a técnica da modelagem matemática, com o propósito de subsidiar a tomada de decisão nos processos de planejamento, monitoramento e gestão de recursos hídricos.

Os objetivos específicos foram:

- a) Calibrar os modelos matemáticos de qualidade de água QUAL-UFGM, QUAL2Kw e Streeter-Phelps modificado com base em informações qualitativas coletadas experimentalmente no rio Pomba, entre os municípios de Astolfo Dutra e Cataguases, para dois períodos hidrológicos distintos;
- b) Validar os modelos QUAL-UFGM, QUAL2Kw e Streeter-Phelps modificado com informações quali-quantitativas para os períodos seco e chuvoso; e
- c) Avaliar a capacidade de autodepuração do rio Pomba durante as campanhas de campo realizadas nos períodos seco e chuvoso utilizando os modelos matemáticos de qualidade de água QUAL-UFGM, QUAL2Kw e Streeter-Phelps modificado.

2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 Qualidade da água

A água é um recurso natural renovável pelos processos do ciclo hidrológico. Porém, existem situações na natureza em que um recurso renovável passa a não ser renovável. Essas situações ocorrem quando a demanda supera a máxima capacidade de sustentação do sistema (BRAGA et al., 2003). Outro aspecto que deve ser considerado é que as substâncias que entram em contato com os corpos d'água podem ter uma ação poluente, seja pela incapacidade do ambiente em degradá-las e incorporá-las nos ciclos biogeoquímicos, devido à quantidade excessiva, seja pela complexa constituição química, dificultando a degradação pelos microrganismos (BARROS, 2008).

De acordo com Tucci et al. (2001), a qualidade das águas depende das condições geológicas, geomorfológicas e da cobertura vegetal da bacia de drenagem, além dos ecossistemas terrestres e das ações antrópicas. Do mesmo modo, Goulart e Callisto (2003) descrevem que os rios são coletores naturais das paisagens, refletindo o uso e ocupação do solo em sua bacia hidrográfica.

Com relação aos aspectos qualitativos da água, as ações antrópicas que mais podem influenciá-los são: o lançamento de cargas poluidoras nos sistemas hídricos, alteração do uso do solo rural e urbano e modificações no sistema fluvial (TUCCI et al., 2001).

De acordo com Cunha (2002) muitos dos fatores que influenciam a quantidade de água na bacia também afetam a qualidade. Deste modo, a gestão de recursos hídricos visa a redistribuição da água, no espaço e no tempo, para atender às necessidades quali-quantitativas da sociedade numa certa região. Além dos problemas relacionados à quantidade de água, tais como estiagens e cheias, há também aqueles relacionados à qualidade, como por exemplo, a contaminação de mananciais, impedindo seu uso para abastecimento humano, dentre outros. A alteração da qualidade da água agrava o problema da escassez desse recurso (BRAGA et al., 2003).

A Organização Mundial de Saúde (OMS) estima que 25 milhões de pessoas no mundo morrem por ano devido a doenças transmitidas pela água, como cólera e diarreia. A OMS indica que, nos países em desenvolvimento, 70% da população rural e 25% da população urbana não dispõem de abastecimento adequado de água (BRAGA et al., 2003).

2.1.1 Fontes de poluição

A alteração da cobertura vegetal da bacia hidrográfica pode ser considerada como fonte de poluição, uma vez que influencia na resposta da bacia aos eventos de chuva, alterando seu comportamento hidrológico. As consequências dessas alterações podem resultar, por exemplo, na modificação do balanço hídrico vertical e horizontal, perda de vegetação natural, elevação de temperatura do escoamento superficial e aumento da produção de sedimentos, devido à erosão hídrica do solo. Da mesma forma, as modificações das características fluviais, como a implantação de usinas hidrelétricas, alteram a qualidade da água e todo o ecossistema aquático, tanto a montante quanto a jusante do empreendimento (LARENTIS, 2004).

De acordo com Pruski (2006), além das partículas de solo em suspensão, o escoamento superficial transporta elementos químicos, matéria orgânica, sementes e defensivos agrícolas que, em virtude de sua perda, podem causar prejuízos diretos à produção agropecuária. A erosão causa problemas à qualidade e disponibilidade da água, decorrentes da poluição e do assoreamento dos mananciais, favorecendo a ocorrência de enchentes no período chuvoso e aumentando a escassez da água no período de estiagem.

Na Tabela 2.1 estão listadas as principais fontes de poluentes, conjuntamente com os seus efeitos poluidores mais representativos sobre os recursos hídricos.

Tabela 2.1 – Principais fontes poluidoras e possíveis efeitos sobre os recursos hídricos

Constituinte	Principais parâmetros representativos	Fonte				Possível efeito poluidor
		Águas residuárias		Águas pluviais		
		Urbanas	Industriais	Urbanas	Agricultura e paisagem	
Sólidos em Suspensão	Sólidos em Suspensão totais	XXX	↔	XX	X	<ul style="list-style-type: none"> • Problemas estéticos • Depósitos de lodo • Adsorção de poluentes • Proteção de patogênicos
Matéria orgânica biodegradável	Demanda Bioquímica de Oxigênio	XXX	↔	XX	X	<ul style="list-style-type: none"> • Consumo de oxigênio • Mortandade de peixes • Condições sépticas
Nutrientes	Nitrogênio Fósforo	XXX	↔	XX	X	<ul style="list-style-type: none"> • Crescimento excessivo de algas • Toxicidade aos peixes (amônia) • Doença em recém-nascidos (nitrato) • Poluição da água subterrânea
Organismos Patogênicos	Coliformes	XXX	↔	XX	X	<ul style="list-style-type: none"> • Doenças de veiculação hídrica
Matéria orgânica não biodegradável	Pesticidas Alguns detergentes Produtos farmacêuticos Outros	XX	↔	X	XX	<ul style="list-style-type: none"> • Toxicidade (vários) • Espumas (detergentes) • Redução da transferência de oxigênio (detergentes) • Biodegradabilidade reduzida ou inexistente • Maus odores (ex. fenóis)
Metais	Elementos específicos (As, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, Zn etc)	XX	↔	X		<ul style="list-style-type: none"> • Toxicidade • Inibição do tratamento biológico dos esgotos • Problemas na disposição do lodo na agricultura • Contaminação da água subterrânea
Sólidos Inorgânicos Dissolvidos	Sólidos dissolvidos totais Condutividade elétrica	XX	↔		X	<ul style="list-style-type: none"> • Salinidade excessiva – prejuízo às plantações (irrigação) • Toxicidade a plantas (alguns íons) • Problemas de permeabilidade do solo (sódio)

X: pouco XX: médio XXX: muito ↔: variável em branco: usualmente não importante

FONTE: VON SPERLING (2005)

De acordo com Von Sperling (2005), existem basicamente duas formas em que a fonte de poluentes pode atingir um corpo hídrico: poluição pontual e difusa. Na poluição pontual, os poluentes atingem o curso d'água de forma concentrada no espaço. Pode-se

citar, como exemplo, o lançamento de poluentes industriais e a descarga de um emissário transportando esgoto de uma comunidade em um rio. Com relação à poluição difusa, os poluentes adentram o corpo d'água de forma distribuída ao longo de parte da sua extensão. Este é o caso típico da poluição veiculada pela drenagem pluvial, a qual é descarregada no rio de uma forma distribuída e não concentrada em um único ponto.

Analisando as fontes de poluição pode-se dizer que a agricultura e outras atividades agropecuárias, principalmente os resíduos da bovinocultura e suinocultura (MORAES & PAULA JÚNIOR, 2004), têm importante influência na contaminação dos mananciais, compreendendo atividades de alto potencial degradador (MERTEN & MINELLA, 2002). Cabe ressaltar, também, que o uso e manejo do solo em áreas agrícolas acarretam alterações na qualidade das águas superficiais (ANDRADE et al., 2007).

De acordo com Merten e Minella (2002), a poluição causada pela agropecuária pode ocorrer de forma pontual ou difusa. A pontual refere-se, por exemplo, à contaminação causada pela criação de animais em sistemas de confinamento, onde grandes quantidades de dejetos são produzidas e lançadas diretamente no ambiente ou aplicadas de forma inadequada nas lavouras. Já a poluição difusa é aquela causada principalmente pelo deflúvio superficial. Percebe-se, portanto, que a poluição pontual pode ter íntima relação com a poluição difusa, uma vez que nas primeiras chuvas grande parte dos poluentes dispostos na superfície do solo pode ser carregada para os leitos dos rios.

2.2 Capacidade de autodepuração em rios

O entendimento dos mecanismos dos corpos d'água, referentes ao aporte de cargas poluidoras e mudanças nas características físicas e morfológicas dos sistemas fluviais, é determinante na tentativa de representar os corpos hídricos por meio de modelos matemáticos.

O ecossistema aquático, antes do lançamento de poluentes orgânicos, encontra-se usualmente em estado de equilíbrio. Após o aporte de matéria orgânica o equilíbrio entre as comunidades é afetado, o que resulta em desorganização inicial, seguida por tendência posterior à reorganização. Neste sentido, a autodepuração em rios pode ser entendida como um fenômeno de sucessão ecológica, com uma sequência sistemática de substituições de

uma comunidade por outra, até que uma comunidade se estabeleça em equilíbrio com as condições locais (VON SPERLING, 1983).

Esse fenômeno realiza-se por meio de processos físicos (diluição, sedimentação), químicos (oxidação) e biológicos (decomposição da matéria orgânica por microrganismos heterotróficos). É importante salientar que os compostos orgânicos biorresistentes e os compostos inorgânicos, incluindo os metais pesados, não são afetados pelo mecanismo da autodepuração (BRAGA et al., 2003; EIGER, 2003).

A matéria orgânica biodegradável é consumida pelos decompositores aeróbios e anaeróbios, que transformam os compostos de cadeias mais complexas, como proteínas e gorduras, em compostos mais simples, como amônia, aminoácidos e dióxido de carbono. Portanto, de acordo com Von Sperling (1983), um curso d'água nunca volta para o seu estado de equilíbrio inicial ao sofrer processos de poluição, sendo o fenômeno da autodepuração uma readaptação das comunidades aquáticas ao novo ecossistema.

Durante a decomposição da matéria orgânica há decréscimo nas concentrações de oxigênio dissolvido na água devido à respiração dos organismos decompositores. O oxigênio dissolvido é uma das variáveis mais importantes dos recursos hídricos. Embora não seja o único indicador de qualidade existente, é um dos mais usados porque está diretamente relacionado com os tipos de organismos que podem sobreviver em um corpo d'água. Peixes e outras espécies de animais necessitam de oxigênio para sobreviver, sendo necessária uma concentração mínima de 2 mg L^{-1} para a existência de formas de vida aeróbia superior (SEWELL, 1978; BRAGA et al., 2003).

De acordo com Braga et al. (2003), o processo de autodepuração pode ser dividido em duas etapas: decomposição e recuperação do oxigênio dissolvido ou reaeração.

(i) decomposição: a quantidade de oxigênio dissolvido na água necessária para a decomposição da matéria orgânica é chamada Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO). Em outras palavras, a DBO é o oxigênio que vai ser respirado pelos organismos decompositores aeróbios (bactérias e fungos, principalmente) para a decomposição completa da matéria orgânica lançada na água. Quando os decompositores terminam sua tarefa é dito que a matéria orgânica foi estabilizada ou mineralizada, por não existirem mais compostos orgânicos biodegradáveis, mas apenas água, gás carbônico e sais minerais.

(ii) recuperação do oxigênio dissolvido ou reaeração: a atmosfera e a fotossíntese constituem fontes contínuas de oxigênio às águas. As trocas atmosféricas são mais intensas quanto maior for a turbulência e menor a profundidade nos cursos d'água. Ocorre que, durante a fase de decomposição, usualmente o consumo é maior do que a reposição por essas fontes. Apenas quando cessa a decomposição, com o desaparecimento dos microrganismos aeróbios, é que o oxigênio começa a ter um balanço positivo resultando no aumento de sua concentração.

Essas etapas acontecem simultaneamente ao longo de todo o processo. Pode haver o esgotamento total do oxigênio na massa hídrica caso a quantidade de matéria orgânica lançada no rio seja muito grande. Nesse caso, a decomposição será feita, então, por organismos anaeróbios. Como subprodutos dessa decomposição haverá a formação de metano (CH_4) e gás sulfídrico (H_2S), este responsável por produzir odores desagradáveis (BRAGA et al., 2003).

De acordo com Benassi (2002), uma água pode ser considerada depurada sob o ponto de vista ecológico, mesmo que ainda não seja considerada própria em termos higiênicos. Assim, a capacidade depurativa está intimamente relacionada com os usos preponderantes a que a água se destina.

Devido ao exposto, o conhecimento dos processos de autodepuração dos corpos hídricos é de grande importância, já que permite que sejam utilizadas as capacidades de assimilação de rios como complementação dos processos que ocorrem no tratamento de efluentes, desde que feito com parcimônia e dentro de critérios técnicos seguros e bem definidos. A capacidade de assimilação de efluentes pode ser utilizada até um ponto aceitável e não prejudicial, não sendo admitido o lançamento de cargas poluidoras acima do limite estabelecido pela classe de enquadramento a que um referido rio estiver submetido (VON SPERLING, 2005).

Todavia essa questão não é totalmente aceita pela comunidade científica. De acordo com Cordeiro Netto et al. (2004) a utilização da água como diluidora de efluentes reveste-se de particular importância, uma vez que esse uso, em especial, provoca uma mudança substancial na qualidade hídrica dos mananciais superficiais e subterrâneos, geralmente para condições piores que as atuais.

O oxigênio dissolvido é uma variável de suma importância para avaliação do estado de poluição em que se encontra determinado rio, pois indica o grau de poluição por matéria

orgânica e, em casos de baixa concentração desse gás, pode-se afirmar que a matéria orgânica presente na água encontra-se em intensa decomposição. Neste sentido, os modelos de qualidade de água constituem importantes ferramentas no planejamento e controle dos processos envolvendo a dinâmica do oxigênio dissolvido nos corpos hídricos.

Os estudos sobre a autodepuração de rios vêm crescendo no Brasil, uma vez que esse fenômeno varia de um corpo hídrico para outro, necessitando, assim, de pesquisas acerca da capacidade de assimilação de efluentes nos diversos rios que compõem a bacia.

Teles e Silveira (2006) realizaram a simulação da capacidade de autodepuração em um trecho do ribeirão Preto, Ribeirão Preto-SP, utilizando o modelo de Streeter-Phelps. A simulação do modelo foi comparada com dados experimentais medidos em campo de oxigênio dissolvido (OD) e demanda bioquímica de oxigênio (DBO). O trabalho foi marcado por grandes incertezas relacionadas aos parâmetros cinéticos de desoxigenação (K_1), reaeração (K_2) e à estimativa da poluição pontual e difusa gerada na bacia hidrográfica. Os autores chegaram à conclusão que o modelo de Streeter-Phelps não é adequado para simular a qualidade da água e a capacidade de autodepuração em corpos d'água que possuem características urbanas e poluição por matéria orgânica recente.

Palma-Silva et al. (2007) desenvolveram um trabalho em trechos do rio Corumbataí, localizado no estado de São Paulo, procurando avaliar a sua capacidade de autodepuração. O estudo realizou-se em duas épocas do ano, verão/chuvoso e seco/frio, com coletas de amostras para análises de laboratório das seguintes variáveis de qualidade da água: OD, DBO, DQO e nitrogênio total, além de quantificar a velocidade, vazão e profundidade. De acordo com os autores, o rio Corumbataí serve como receptor de grande quantidade de cargas orgânicas provenientes de fontes pontuais e difusas, tais como efluentes urbanos, rurais e industriais, lançadas sem tratamento prévio, causando uma degradação acentuada no rio. Os trabalhos permitiram concluir que o rio possui grande capacidade de depuração de efluentes em ambos os períodos hidrológicos, provavelmente decorrentes da declividade acentuada, aos seus meandros e formações rochosas de fundo e pela presença de mata ciliar.

Sardinha et al. (2008) utilizaram o modelo matemático QUAL2K para modelar a qualidade da água e a autodepuração do ribeirão do Meio, Leme-SP. Os autores identificaram as zonas de autodepuração e os estudos indicaram a necessidade de tratamento de esgoto doméstico, em nível secundário, com eficiência de 76%.

Alguns parâmetros de qualidade de água consagrados em estudos de autodepuração, como pH, Temperatura, OD e DBO, podem ser encontrados em Von Sperling (1983, 2005, 2007), Matos (2006, 2007), Braga et al. (2003), Esteves (1986), entre outros.

2.3 Modelagem matemática como ferramenta de gestão dos recursos hídricos

A modelagem matemática consiste na representação simplificada da realidade por meio da formulação de hipóteses sobre a estrutura ou sobre o comportamento de um sistema físico, tornando-se instrumentos úteis para avaliar o nível de conhecimento, as relações causa-efeito e para a organização das informações disponíveis nos ecossistemas aquáticos (NAHON, 2006).

De acordo com Chapra (1997), os modelos matemáticos de qualidade de água são instrumentos originalmente desenvolvidos para auxiliar na solução de problemas de poluição hídrica, compreendendo o meio ambiente de uma maneira integrada, por meio da associação dos componentes físicos, químicos e biológicos.

Com a implementação da Política Nacional de Recursos Hídricos, necessita-se verificar se os padrões de qualidade definidos pelo enquadramento dos cursos d'água estão sendo alcançados conforme o planejado. A ferramenta utilizada pelas agências reguladoras para tal é a realização periódica de campanhas de monitoramento da qualidade da água na bacia hidrográfica, com coletas de amostras e análises laboratoriais. A continuidade do processo, a confiabilidade e a representatividade dos dados coletados são restritos em função dos custos e dificuldades técnicas e logísticas envolvidas na operação e na manutenção de um sistema de monitoramento da qualidade da água.

Dessa maneira, a utilização conjunta da modelagem matemática e do monitoramento da qualidade da água pode auxiliar no planejamento dos recursos hídricos, além de proporcionar uma visão holística do dinamismo em uma bacia hidrográfica. O uso integrado das duas ferramentas possivelmente ofereceria melhor relação entre flexibilidade e custo do que se alcançaria apenas com o monitoramento, em relação à distribuição espaço-temporal da informação gerada. Para tal, é necessário que o modelo seja capaz de simular diferentes cenários de desenvolvimento da bacia, levando em conta tanto fontes pontuais quanto difusas de poluição (LARENTIS, 2004).

Tundisi (1999) relata que, no futuro, os profissionais ligados à área de recursos hídricos deverão apresentar cenários com várias possibilidades de gerenciamento, além de propor alternativas para os mesmos. Sendo assim, a modelagem ecológica será a principal ferramenta para suporte à tomada de decisão referente aos ecossistemas aquáticos.

A modelagem matemática da qualidade da água pode ser utilizada também, em alguns casos, no apoio a tomada de decisões dos órgãos ambientais, quanto ao processo de licenciamento ambiental de fatores potencialmente impactantes, como as usinas hidrelétricas, por exemplo. Além de permitir que comitês de bacia, responsáveis pelos processos de outorga, os utilizem para a tomada de decisões na alocação de cargas poluidoras ao longo dos cursos d'água.

2.3.1 Critérios de escolha dos modelos matemáticos

Os modelos de qualidade de água se classificam de acordo com os níveis de complexidade, incluindo o tipo de problema que se deseja modelar, as características do corpo d'água, a disponibilidade de dados observados, informações históricas e atuais sobre a qualidade da água e sobre as descargas de efluentes, os riscos para a saúde pública e o meio ambiente, a quantidade de opções, estratégias, tempo e recursos financeiros disponíveis (SALAS, 1984).

A escolha dos modelos matemáticos depende de vários fatores, como os objetivos das análises e a disponibilidade de tempo e dados. O primeiro critério básico é a definição do nível de detalhamento do modelo, que é função das aplicações dos resultados do modelo e da decisão dos gestores ambientais (SOUZA & FLORÊNCIO, 2000).

Souza e Florêncio (2000) exemplificam citando que, considerando um caso extremo, os órgãos tomadores de decisão podem estar interessados no conhecimento do impacto em curto prazo, causado por uma pequena indústria, cujo efluente pode decrescer os níveis de oxigênio dissolvido em um corpo receptor. Por outro lado, podem estar interessados em conhecer a taxa de concentração de metais pesados despejados no mar por uma indústria de grande porte. Portanto, cada situação exige um nível de detalhamento e complexidade específico.

O segundo critério básico para a escolha do modelo a ser utilizado é o conhecimento das limitações de cada modelo, como as de ordem temporal e espacial. Se o

sistema a ser estudado tem uma base de dados, de variáveis de estado e de variáveis externas, consistente e com um longo período, pode-se escolher modelos mais complexos. Desta forma, não é prudente definir antecipadamente se um modelo é melhor ou pior que o outro, sendo que o primeiro passo a ser tomado é o conhecimento do próprio problema e a definição do objeto de estudo.

Vale ressaltar que a qualidade dos dados de entrada empregados em uma modelagem matemática, independente do sistema ambiental que estiver sendo modelado e a complexidade do mesmo, deve ser a mais elevada possível, evitando, assim, erros graves de interpretação dos resultados gerados pelo modelo. Não adianta utilizar um modelo complexo se os dados de entrada não são representativos do ambiente a ser estudado. Desta forma, é possível afirmar que a consistência dos dados de saída está intimamente ligada à qualidade das variáveis de entrada.

De acordo com Amorim et al. (2006), cada tipo de modelo serve a um propósito e, dessa forma, não existe um que possa categoricamente ser indicado como mais apropriado que os demais para todas as situações. Ao escolher um modelo satisfatório para dada situação, deve-se levar em conta o que o modelo precisa em termos de dados (variáveis e parâmetros) e o que se tem disponível no local que se deseja aplicá-lo.

2.3.2 Modelo analítico de Streeter-Phelps modificado

Em termos ecológicos, a repercussão mais nociva da poluição em um corpo hídrico por matéria orgânica é o decréscimo nos níveis de OD, causado pela respiração de microrganismos envolvidos na depuração dos esgotos (VON SPERLING, 2007). Dessa forma, os pesquisadores Streeter e Phelps, no ano de 1925, desenvolveram um trabalho intitulado “*O estudo da poluição e purificação natural do Rio Ohio*”, considerado um marco nos estudos de modelagem da qualidade da água. Todos os outros modelos mais complexos foram fundamentados a partir desse (CHAPRA, 1997; TUCCI, 1998).

Os pesquisadores formularam nesse trabalho equações matemáticas para representação da qualidade da água utilizando a previsão do déficit de OD para os casos de poluição por matéria orgânica biodegradável (BRAGA et al., 2003). O modelo possibilita o estudo de OD e DBO e tal formulação passou a ser conhecida como *Modelo de Streeter-Phelps* (STREETER & PHELPS, 1925).

Este modelo de qualidade de água representa o rio como um sistema de escoamento em pistão (Figura 2.1). Assume-se que este sistema é bem misturado lateralmente (y) e verticalmente (z). Assim, consideram-se somente variações na direção longitudinal (x).

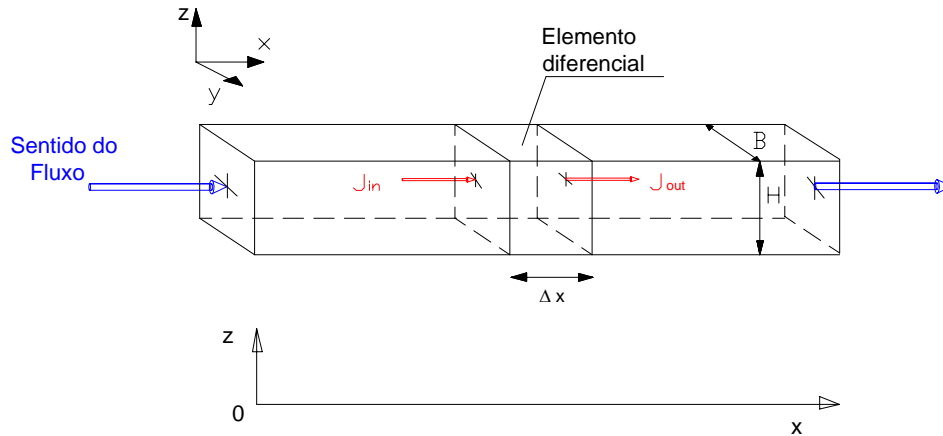


Figura 2.1 – Reator de escoamento em pistão. Fonte: Adaptado de Chapra (1994)

De acordo com Von Sperling (2007), um corpo d'água predominantemente linear, como um rio, pode ser caracterizado em escoamento em pistão. Nesse regime não há intercâmbios entre as seções de jusante e montante, ou seja, considera-se que o efeito da dispersão longitudinal seja desprezível.

Desse modo, segundo Chapra (1997), o princípio da conservação de massa aplicado em um elemento diferencial de comprimento elementar Δx , para a DBO no corpo hídrico, pode ser escrito conforme apresentado na Equação 2.1, considerando que a geometria, a vazão e o coeficiente cinético são temporariamente constantes e o fluxo unidimensional.

$$\frac{\partial L}{\partial t} = -U \frac{\partial L}{\partial x} - K_r L \quad (2.1)$$

em que,

L = concentração de DBO (ML^{-3});

U = velocidade (LT^{-1});

x = distância (L); e

K_r = taxa de remoção da matéria orgânica (T^{-1}).

Vale ressaltar que os autores consideram a fase carbonácea do consumo de oxigênio na água. Deste modo, a taxa de remoção da matéria orgânica é igual à taxa de remoção da DBO carbonácea ou coeficiente de desoxigenação (K_1) no curso d'água.

$$K_r = K_1 \quad (2.2)$$

em que,

K_1 = coeficiente de desoxigenação (T^{-1}).

Para um escoamento que ocorra em estado estacionário (“steady-state”), ou seja, a concentração de uma substância não varia com o tempo, considera-se que $\partial L/\partial t = 0$. Deste modo, tem-se a Equação 2.3:

$$0 = -U \frac{\partial L}{\partial x} - K_1 L \quad (2.3)$$

Reorganizando os termos da Equação 2.3 tem-se a Equação 2.4:

$$\frac{dL}{dt} = -K_1 \cdot L \quad (2.4)$$

Integrando a Equação 2.4 entre L_0 e L , tem-se a Equação 2.5:

$$L(t) = L_0 \cdot e^{-K_1 \cdot t} \quad (2.5)$$

em que,

t = tempo (T); e

L_0 = concentração de DBO remanescente no curso d'água (ML^{-3}).

Então, $DBO(t) = L_0 - L = L_0 - L_0 \cdot e^{-K_1 \cdot t}$. A variável DBO (t) refere-se ao oxigênio dissolvido utilizado na decomposição da matéria orgânica desde o momento inicial até o momento t (ML^{-3}). Considerando um tempo de 5 dias, padrão nos estudos de DBO (BRAGA et al., 2003), tem-se a Equação 2.6:

$$DBO_5 = L_0 - L_5 = L_0 - L_0 \cdot e^{-K_1 \cdot 5} \therefore DBO_5 = L_0 (1 - e^{-K_1 \cdot 5}) \quad (2.6)$$

logo:

$$L_0 = \frac{DBO_5}{1 - e^{-5 \cdot K_1}} \quad (2.7)$$

De acordo com Braga et al. (2003), a reação de DBO que provoca consumo de OD ocorre ao mesmo tempo que a reação de reoxigenação no meio líquido, na qual, por meio de processos exógenos, o oxigênio passa da atmosfera para a água. Essa transferência ocorre por uma reação de difusão em que a taxa de transferência depende da concentração relativa do oxigênio no ar e na água. O modelo de Streeter-Phelps considera que a única fonte de oxigênio no curso d'água é o coeficiente de reaeração (K_2).

Deste modo, o balanço de oxigênio pode ser escrito da seguinte forma:

$$0 = -U \frac{dOD}{dx} - K_1 \cdot L + K_2 (OD_{sat} - OD_0) \quad (2.8)$$

em que,

OD = concentração de oxigênio dissolvido na água (ML^{-3});

K_2 = taxa de reaeração de oxigênio ou coeficiente de reaeração (T^{-1});

OD_{sat} = concentração de saturação de oxigênio dissolvido no curso d'água (ML^{-3}); e

OD_0 = concentração inicial de oxigênio dissolvido no curso d'água (ML^{-3}).

O cálculo da concentração de saturação de oxigênio é em função da temperatura na água e da pressão (altitude) (VON SPERLING, 2007).

Na Equação 2.8 está representado o balanço de oxigênio na água, sendo que a sua forma mais comum é apresentada pela Equação 2.9, em que " $OD_{sat} - OD_0$ " é igual ao déficit de oxigênio dissolvido no corpo hídrico (D).

$$\frac{dD}{dt} = K_1 \cdot L - K_2 \cdot D \quad (2.9)$$

No modelo de Streeter-Phelps trabalha-se com a hipótese básica que o processo de decomposição da matéria orgânica última no ambiente aquático, assim como o processo de reaeração, se processa segundo uma reação de primeira ordem. De acordo com Von Sperling (2007), uma reação de primeira ordem é aquela na qual a taxa de mudança da concentração de uma substância é proporcional à primeira potência da concentração. As reações de primeira ordem fundamentam grande parte dos estudos relacionados à Engenharia Ambiental e de Recursos Hídricos, já que várias reações e fenômenos ambientais são modelados segundo essa cinética.

Integrando a Equação 2.9 e substituindo L pela Equação 2.5, tem-se a Equação 2.10:

$$D(t) = \frac{K_1 \cdot L_0}{K_2 - K_1} (e^{-K_1 \cdot t} - e^{-K_2 \cdot t}) + (OD_{sat} - OD_0) \cdot e^{-K_2 \cdot t} \quad (2.10)$$

A Equação 2.10, conhecida como equação de Streeter-Phelps, é utilizada para calcular o déficit de oxigênio do rio a partir de um ponto de lançamento de efluentes, determinando, assim, a concentração de OD (t) no curso d'água (Equação 2.11). Quando plotado, o modelo gera a curva de depleção de oxigênio.

$$OD(t) = OD_{sat} - D(t) \quad (2.11)$$

A taxa (ou coeficiente) de desoxigenação (K_1) pode ser obtida por meio de valores médios apresentados na Tabela 2.2 (VON SPERLING, 2007).

Tabela 2.2 – Valores típicos de K_1 (20°C)

Origem	K_1 (dia ⁻¹)
Esgoto bruto concentrado	0,35 – 0,45
Esgoto bruto de baixa concentração	0,30 – 0,40
Efluente primário	0,30 – 0,40
Efluente secundário	0,12 – 0,24
Curso d'água com águas limpas	0,08 – 0,20

FONTE: VON SPERLING (2007)

A taxa de reaeração (K_2) pode ser obtida por valores médios (Tabela 2.3) ou estimadas por fórmulas empíricas (O' CONNOR & DOBBINS, 1958; CHURCHILL et al., 1962; OWENS et al., 1964).

Tabela 2.3 – Valores típicos de K_2 (20°C)

Corpo 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

FONTE: VON SPERLING (2007)

Uma das premissas utilizadas pelo modelo analítico de Streeter-Phelps é considerar o lançamento de efluentes no curso d'água de forma pontual e constante, sendo que isso é verdadeiro em poucos casos, somente quando o ambiente de estudo é fechado e o trecho modelado é bastante curto. Portanto, na tentativa de aproximar o modelo analítico de Streeter-Phelps da realidade, torna-se necessário incorporar alguns processos que não existem na formulação original (LIMA, 2005; VON SPERLING, 2007).

Deste modo, se além da desoxigenação por decomposição da matéria orgânica carbonácea houver ainda eliminação da matéria orgânica por sedimentação, a Equação 2.4 pode ser assim reescrita:

$$\frac{dL}{dt} = -K_1.L - K_3.L \quad (2.12)$$

sendo que,

K_3 = coeficiente de sedimentação (T^{-1}).

Vale ressaltar que a matéria orgânica que sedimenta não consome oxigênio da massa líquida (LIMA, 2005). O coeficiente de sedimentação pode ser estimado por meio de valores apresentados na Tabela 2.4.

Tabela 2.4 – Valores típicos de K_3 (20°C)

Corpo d'água	K_3 (dia ⁻¹)	
	Profundo	Raso
Curso d'água recebendo esgoto bruto concentrado	0,05 – 0,20	0,10 – 0,35
Curso d'água recebendo esgoto bruto de baixa concentração	0,00 – 0,15	0,05 – 0,25
Curso d'água recebendo efluente primário	0,00 – 0,05	0,05 – 0,10
Curso d'água recebendo efluente secundário	-	-
Curso d'água com águas limpas	-	-

NOTA: rios rasos: profundidade inferior a 1,50 m; rios profundos: profundidade igual ou superior a 1,5 m.

FONTE: Adaptado de Von Sperling (2007)

Pode haver, ainda, o incremento de matéria orgânica por escoamento superficial ou ressuspensão de sedimentos, variando no espaço (x) e no tempo (t).

$$\frac{dL}{dt} = L_a(x, t) \quad (2.13)$$

sendo que,

L_a = incremento de DBO remanescente ao longo do trecho no rio (ML⁻³T⁻¹).

Então, além de depender da quantidade de matéria orgânica disponível, admite-se que a taxa de desoxigenação depende também da matéria orgânica decantada pelo sedimento e da matéria orgânica que é adicionada por escoamento superficial (com acréscimo de vazão) ou por ressuspensão de sedimentos (sem acréscimo de vazão) (LIMA, 2005; VON SPERLING, 2007).

Desta maneira, considerando esses processos de ganho e perda de matéria orgânica em um curso d'água, pode-se reescrever a Equação 2.12 como sendo:

$$\frac{dL}{dt} = -K_1.L - K_3.L + L_a(x, t) \quad (2.14)$$

Integrando a Equação 2.14 tem-se a Equação 2.15, que representa a demanda bioquímica de oxigênio remanescente em qualquer instante de tempo nessas novas condições.

$$L(t) = \left(L_0 - \frac{L_a}{K_1 + K_3} \right) \cdot e^{-(K_1 + K_3)t} + \frac{L_a}{K_1 + K_3} \quad (2.15)$$

Admitindo-se a nova taxa de desoxigenação, a Equação 2.10, que representa o déficit de oxigênio no curso d'água em qualquer instante de tempo t , pode ser assim reescrita:

$$D(t) = \frac{K_1}{K_2 - (K_1 + K_3)} \left(L_0 - \frac{L_a}{K_1 + K_3} \right) \left(e^{-(K_1 + K_3)t} - e^{-K_2 t} \right) + \frac{K_1 \cdot L_a}{K_2 (K_1 + K_3)} \cdot (1 - e^{-K_2 t}) + D \cdot e^{-K_2 t} \quad (2.16)$$

Assim como a Equação 2.11, a Equação 2.17 representa a concentração de oxigênio no curso d'água em qualquer instante t para os novos processos incorporados.

$$OD(t) = OD_{sat} - D(t) \quad (2.17)$$

2.3.3 Modelo QUAL-UFMG

O modelo matemático QUAL-UFMG foi desenvolvido em planilhas de Excel no Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da Universidade Federal de Minas Gerais (DESA/UFMG), com o objetivo de possibilitar a modelagem da qualidade da água em rios (VON SPERLING, 2007).

O modelo é baseado no QUAL2E, desenvolvido pela *United State Environmental Protection Agency* (U.S.EPA) (BROWN & BARNWELL JR., 1987). O QUAL2E é um modelo mundialmente utilizado para a simulação da qualidade da água em rios, devido sua versatilidade e fácil compreensão e aplicação (OPPA, 2007).

No Brasil, já foi utilizado em diversos estudos da qualidade da água, a saber: na determinação do grau de contaminação do ribeirão do Feijão – SP (MENDONÇA, 1992), na modelação da qualidade da água do rio Tietê – SP (BITTENCOURT et al., 1995), na análise da água do rio Birigui – PR (VASCONCELOS NETO, 2003) e do rio Corumbataí – SP (PALMIERI, 2004), na simulação de parâmetros de qualidade de água relacionados com nitrogênio no rio Santa Maria da Vitória – ES (PEREIRA & MENDONÇA, 2005), entre outros.

No exterior, existe uma série de estudos utilizando o QUAL2E, principalmente relacionados com a modelagem da qualidade da água em corpos hídricos: rio Basin, em Gana (LARAMIE et al., 1989); nos rios Charles e Mystic, em Boston (WALTON & WEBB, 1992); no rio Broad, nos Estados Unidos (ZIEGLER, 1996); do rio Passaic, em Nova Jersey (MELCHING & YOON, 1996), entre outros. Portanto, os estudos de modelagem de qualidade de água utilizando o QUAL2E são consagrados nos cenários nacional e mundial.

O QUAL2E permite simular em qualquer combinação 15 variáveis de qualidade de água, a saber: oxigênio dissolvido (OD), demanda bioquímica de oxigênio (DBO), temperatura, algas, nitrogênio orgânico, amônia, nitrito, nitrato, fósforo orgânico, fósforo dissolvido, coliformes, uma variável não conservativa (arbitrário) e três variáveis conservativas (BROWN & BARNWELL JR, 1987; CHAPRA, 1994;). Já o QUAL-UFMG possibilita a modelagem das seguintes variáveis ao longo do rio: DBO, OD, nitrogênio total e suas frações (orgânico, amoniacal, nitrito e nitrato), fósforo total e suas frações (orgânico e inorgânico) e coliformes termotolerantes. Essas variáveis de qualidade de água representam os principais fenômenos e problemas a serem estudados em um corpo hídrico poluído por matéria orgânica, como a autodepuração (DBO e OD), a eutrofização de corpos d'água (aporte de nutrientes, principalmente nitrogênio e fósforo) e as diversas doenças causadas por veiculação hídrica (coliformes termotolerantes).

Segundo Von Sperling (2007), a estrutura é bastante similar à do QUAL2E, mas contém algumas simplificações, como a não inclusão de algas e todas as suas inter-relações com as demais variáveis. De acordo com o autor, esta opção foi para simplificar o modelo, já que a representação dos processos que envolvem as algas é extremamente complexa e os valores dos coeficientes são de difícil compreensão.

Outras simplificações introduzidas são (VON SPERLING, 2007):

- *Não consideração da dispersão longitudinal.* O efeito da dispersão longitudinal pode ser desprezado na maior parte das simulações que envolvem rios, sendo muito importante em ambientes lacustres.
- *Integração pelo método de Euler.* Esta é a forma de integração mais simples e de fácil compreensão pelo usuário na planilha Excel. A principal desvantagem é a necessidade de curtos passos de integração (representados pela extensão dos

segmentos em que o rio é dividido), fato esse que é contornado pela pouca exigência computacional que o modelo necessita, podendo ser adotadas curtas distâncias de integração, sem que isso gere tempos de cálculos excessivos.

Cinética das variáveis de qualidade de água

Oxigênio Dissolvido (OD)

O cálculo da concentração de OD em rios pelo modelo QUAL-UFMG é feito usando a Equação 2.18. Nela é considerada, além da reaeração e da decomposição da matéria orgânica carbonácea, presentes no modelo de Streeter-Phelps, a fotossíntese e a respiração realizadas pelas algas e plantas aquáticas e o consumo de oxigênio pela nitrificação.

$$\frac{dC}{dt} = K_2 \cdot D - K_d \cdot L - S_d + F - R - R_{O2amon} \cdot (f_{nitr} \cdot K_{an}) \cdot N_{amon} \quad (2.18)$$

em que,

$\frac{dC}{dt}$ = taxa de variação da concentração de OD com o tempo ($\text{mg L}^{-1} \text{d}^{-1}$ de O_2);

K_2 = coeficiente de reaeração (d^{-1});

K_d = coeficiente de decomposição da matéria orgânica carbonácea, aproximadamente igual ao coeficiente de desoxigenação (K_1) para valores baixos de K_1 (d^{-1});

S_d = demanda do sedimento ($\text{g m}^{-3} \text{d}^{-1}$ de O_2);

F = taxa de produção de oxigênio por fotossíntese ($\text{g m}^{-3} \text{d}^{-1}$ de O_2);

R = taxa de consumo de oxigênio pela respiração ($\text{g m}^{-3} \text{d}^{-1}$ de O_2);

R_{O2amon} = relação entre o oxigênio consumido por cada unidade de nitrito oxidado a nitrato (mg de O_2 por mg de N_{amon});

$f_{nitr} = 1 - e^{-K_{nitrOD} \cdot OD}$ = fator de correção do coeficiente de nitrificação em função de OD;

K_{nitrOD} = coeficiente de inibição da nitrificação por valores baixos de OD (L mg^{-1});

K_{an} = coeficiente de conversão de amônio em nitrito; e

N_{amon} = nitrogênio amoniacal (mg L^{-1} de N).

É importante ressaltar que, utilizando-se o modelo de qualidade QUAL2E, pode-se calcular a produção e o consumo de oxigênio pela fotossíntese e respiração por meio da modelagem da concentração de algas, ou seja, existe uma equação específica da taxa de variação da concentração de algas com o tempo. Já o modelo QUAL-UFMG pressupõe concentrações constantes (estado estacionário) e taxas fixas de F e R no trecho em estudo.

Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO)

No modelo QUAL-UFMG adota-se a reação de primeira ordem para descrever o processo de decomposição da matéria orgânica no curso d'água devido ao consumo de oxigênio por microrganismos. Para o cálculo da DBO é levada em consideração a taxa de desoxigenação, a remoção da matéria orgânica por sedimentação e a contribuição difusa de DBO (sem acrescentar vazão, como a ressuspensão de sedimentos).

$$\frac{dL}{dt} = -K_d L - K_3 L + L_{rd} \quad (2.19)$$

em que,

$$\frac{dL}{dt} = \text{taxa de variação da concentração de DBO com o tempo (mg L}^{-1} \text{ d}^{-1} \text{ de O}_2\text{);}$$

K_3 = coeficiente de sedimentação (d^{-1}); e

L_{rd} = taxa de entrada de DBO última difusa, sem acréscimo de vazão ($\text{g m}^{-3} \text{ d}^{-1}$).

Nitrogênio Orgânico

A variação na concentração de nitrogênio orgânico é simulada no QUAL-UFMG de acordo com a Equação 2.20. A equação estima o déficit de nitrogênio orgânico no curso d'água por meio da transformação em nitrogênio amoniacal, pela amonificação e a perda por sedimentação.

$$\frac{dN_{\text{org}}}{dt} = -K_{\text{oa}} N_{\text{org}} - K_{\text{so}} N_{\text{org}} \quad (2.20)$$

em que,

N_{org} = concentração de nitrogênio orgânico ($mg L^{-1}$);

t = tempo (d);

K_{oa} = coeficiente de conversão no nitrogênio orgânico em amônio (d^{-1}); e

K_{so} = coeficiente de sedimentação do nitrogênio orgânico.

Nitrogênio Amoniacal

A variação na concentração de nitrogênio amoniacal é simulada no QUAL-UFMG por meio da Equação 2.21. A acumulação dessa fração se dá pela transformação do nitrogênio orgânico e pela liberação de sedimento de fundo. A transformação de nitrogênio amoniacal em nitrito, pela nitrificação, faz com que uma parcela dessa acumulação seja perdida, fechando assim, o balanço de massa no sistema.

$$\frac{dN_{amon}}{dt} = K_{oa} N_{org} - K_{an} N_{amon} + \frac{S_{Namon}}{H} \quad (2.21)$$

em que,

N_{amon} = concentração de nitrogênio amoniacal ($mg L^{-1}$);

S_{Namon} = fluxo de liberação de amônia pelo sedimento de fundo ($g m^{-2} d^{-1}$); e

H = profundidade média no curso de água (m).

Nitrito

No modelo QUAL-UFMG a concentração de nitrito no curso d'água pode ser simulada utilizando-se a Equação 2.22. Essa fração constitui uma fase intermediária entre o nitrogênio amoniacal e o nitrato, por isso alguns modelos de qualidade de água, como o QUAL2Kw, consideram uma fração única para representar as duas formas do nitrogênio, ou seja, "nitrito + nitrato".

$$\frac{dN_{nitri}}{dt} = K_{an} N_{amon} - K_{nn} N_{nitri} \quad (2.22)$$

em que,

N_{nitri} = concentração de nitrito ($mg L^{-1}$); e

K_{nn} = coeficiente de conversão de nitrito em nitrato (d^{-1}).

Nitrato

No modelo QUAL-UFMG simula-se a variação na concentração de nitrato no curso d'água utilizando a Equação 2.23. Sua acumulação é em função da transformação da concentração de nitrito por meio da nitrificação.

$$\frac{dN_{nitra}}{dt} = K_{nn} N_{nitri} \quad (2.23)$$

Fósforo Orgânico

A variação na concentração de fósforo orgânico pode ser simulada no modelo QUAL-UFMG utilizando-se a Equação 2.24. Essa fração decai pela transformação para fósforo inorgânico e por sedimentação.

$$\frac{dP_{org}}{dt} = -K_{oi} P_{org} - K_{spo} P_{org} \quad (2.24)$$

sendo que,

P_{org} = concentração de fósforo orgânico ($mg L^{-1}$);

K_{oi} = coeficiente de conversão de fósforo orgânico em fósforo inorgânico (d^{-1}); e

K_{spo} = coeficiente de sedimentação do fósforo orgânico (d^{-1}).

Fósforo Inorgânico

O modelo de qualidade de água QUAL-UFMG simula o fósforo inorgânico no curso d'água por meio da Equação 2.25. Essa fração é a mais representativa no corpo hídrico, uma vez que é acumulada por meio da transformação do fósforo orgânico e pela parcela de sedimento no fundo do rio que, ao ser liberado, contribui para o aumento na sua concentração.

$$\frac{dP_{inorg}}{dt} = K_{oi} P_{org} + \frac{S_{Pinorg}}{H} \quad (2.25)$$

sendo que,

P_{inorg} = concentração de fósforo inorgânico (mg L^{-1}); e

$S_{P_{\text{inorg}}}$ = fluxo de liberação de fósforo inorg. pelo sedimento de fundo ($\text{g m}^{-2} \text{d}^{-1}$).

Coliformes termotolerantes

O parâmetro biológico de qualidade de água coliforme termotolerante é simulado no modelo QUAL-UFGM por meio da Equação 2.26.

$$\frac{dN}{dt} = -K_5 N \quad (2.26)$$

sendo que,

N = concentração de coliformes (NMP/100 mL); e

K_5 = coeficiente de decaimento de coliformes (d^{-1}).

De acordo com Von Sperling (2007), o modelo QUAL-UFGM já foi usado nas simulações de diversos cenários para os cursos d'água no âmbito do Plano de Gerenciamento Integrado de Recursos Hídricos do Distrito Federal. Acredita-se que, por sua facilidade de uso, pela simples interface (planilhas de Excel), pelos gráficos gerados e por ser desenvolvido em língua portuguesa, o modelo possa ser utilizado em grande parte das aplicações em que tradicionalmente se usa o QUAL2E.

2.3.4 Modelo QUAL2Kw

O modelo de qualidade de água QUAL2Kw teve sua origem em 1971, quando foi desenvolvido o primeiro modelo da série QUAL (QUAL-I) pela TWDB – *Texas Water Development Board* (BROWN & BARNWELL JR., 1987). Caracteriza-se pela complexidade na representação dos processos químicos e biológicos, exigindo grande quantidade de informações para o processo de calibração. A principal característica está relacionada com a consideração de equações de dispersão e advecção ao longo do eixo longitudinal dos rios (fluxos unidimensionais).

Em 1972, o QUAL-I foi modificado pela U.S.EPA, sendo criada a primeira versão do QUAL-II. Esse modelo, além de possuir as características do QUAL-I, permitia o estudo de rios profundos e dendríticos, por meio da simulação espaço-temporal de até 13 parâmetros de qualidade de água (OPPA, 2007).

Durante os três anos seguintes, várias versões do modelo foram desenvolvidas em resposta às necessidades específicas dos usuários. Em 1976, foram realizadas novas modificações para melhoria nas características das versões existentes do QUAL-II visando transformá-las em um único modelo. Desta maneira, após compilar todas as modificações, a U.S.EPA, em 1983, prosseguiu no processo de modificação do QUAL-II renomeando-o de QUAL2E (BROWN & BARNWELL JR., 1987; OPPA, 2007).

O modelo QUAL2E foi, durante anos, mundialmente utilizado para simulações da qualidade da água em rios, sendo fundamental no apoio à tomada de decisão no planejamento e gestão dos recursos hídricos. Com o passar do tempo, novos problemas ambientais surgiram, cada vez mais complexos, sendo necessária atualização dos modelos de qualidade de água existentes na época.

Dessa forma, em 2003, o pesquisador Dr. Steven C. Chapra, da Universidade de Tufts (EUA), propôs uma versão melhorada do QUAL2E e a denominou de QUAL2K (CHAPRA & PELETTIER, 2003). Atualmente, o modelo QUAL2K se encontra na 11ª versão (CHAPRA et al., 2008).

O QUAL2K, ou simplesmente Q2K, disponibilizado pela U.S.EPA, pode ser aplicado na simulação da qualidade da água de córregos e rios, se baseando em equações diferenciais ordinárias (EDO's) para simular o comportamento de diversos indicadores e parâmetros de qualidade de água. Assim como as outras versões, considera o sistema unidimensional e o fluxo constante (regime permanente de vazões).

Em 2004, os pesquisadores Greg Pelletier e Steven C. Chapra desenvolveram o modelo de qualidade de água QUAL2Kw (PELLETIER & CHAPRA, 2004), versão muito parecida com o QUAL2K e com a mesma aplicabilidade do QUAL2E. Porém, é um modelo com características totalmente ecológicas, simulando as diversas interações que ocorrem nos ecossistemas aquáticos.

Disponibilizado livremente pelo Departamento de Ecologia do Estado de Washington (USA), a estrutura do funcionamento do modelo QUAL2Kw parte dos seguintes pressupostos:

- Sistema unidimensional: o canal é bem misturado verticalmente e lateralmente;
- Estado estacionário: considera-se o regime permanente de vazões;
- O balanço de calor e a temperatura são simulados em função da meteorologia em condições diurnas;
- Cinética de qualidade de água diurna: todas as variáveis de qualidade de água são simuladas em uma escala de tempo diurna;
- Entrada de calor e massa: são simuladas as fontes pontuais e difusas de poluição;
- Interface e ambiente do software: o QUAL2Kw é implementado em ambiente *Microsoft Windows*, utilizando como macrolinguagem o *Visual Basic for Applications* (VBA). As integrações numéricas são compiladas em linguagem Fortran 95, utilizando o utilitário Excel para entrada de dados, simulações e visualização dos resultados;
- Segmentação do modelo: o modelo QUAL2E requer que o sistema hídrico seja segmentado em elementos de igual tamanho. Já o QUAL2Kw permite a segmentação de trechos com elementos de tamanhos diferentes, além de permitir múltiplos carregamentos e abstrações em qualquer elemento diferencial;
- Especificação da DBO carbonácea: o modelo QUAL2Kw usa duas formas para representar o carbono orgânico. Essas formas são a oxidação lenta (DBO lenta) e a oxidação rápida (DBO rápida) da matéria orgânica;
- O modelo QUAL2Kw considera a redução de compostos a nível zero de oxigênio (fase anóxica). Além disso, o processo de desnitrificação é modelado por meio de uma reação de primeira ordem, a qual torna-se efetiva em baixas concentrações desse gás;
- Algas de fundo: o modelo simula explicitamente as algas presas no fundo. Essas algas são utilizadas no cálculo estequiométrico;

- Inibição da luz: a inibição da luz é calculada em função das algas, detritos e sólidos inorgânicos;
- pH: tanto a Alcalinidade como o Carbono Inorgânico Total são simulados. O pH do rio é simulado de acordo com essas duas variáveis;
- Patógenos: é simulado um agente patogênico genérico. A remoção dos agentes patogênicos é simulada em função da temperatura, da luz e da sedimentação;

O modelo QUAL2Kw difere do modelo QUAL2K nos seguintes aspectos:

- Interação água-sedimento: os fluxos de nutrientes e oxigênio dissolvido ao longo do rio são simulados internamente, ao invés de prescritos pelo usuário, sendo computados em função da sedimentação da matéria orgânica particulada, das reações sedimentares e das concentrações das formas solúveis presentes nas águas;
- Calibração automática: o modelo inclui um algoritmo genético (AG) para facilitar a calibração na aplicação em estudos de qualidade de água em rios. O AG é usado para encontrar a combinação de parâmetros e de constantes cinéticas do corpo d'água em estudo, o qual resulta em melhor ajuste para aplicação do modelo comparado com os dados observados;
- Pacote estatístico: o modelo apresenta na sua formulação o índice estatístico REMQ (Raiz do Erro Médio Quadrático) para avaliar a eficiência na simulação do modelo; e
- Metabolismo Hiporreico: Hiporreico é a combinação de duas palavras gregas: *hypo* (baixo) e *rheos* (fluxo). A zona hiporreica é a região abaixo e na lateral de um curso d'água onde há mistura de águas subterrâneas e superficiais. O fluxo dinâmico e o comportamento nesta zona (denominada de fluxo hiporreico) possuem grande importância no equilíbrio dos ecossistemas aquáticos, como a desova de peixes, entre outros processos.

O modelo QUAL2Kw difere do modelo QUAL2E em vários aspectos, sendo que a interação entre as variáveis constitui na mais importante modificação realizada naquele modelo. Objetivou-se, com esta modificação, melhorar a aproximação dos resultados da modelagem às condições reais do rio. Com o QUAL2Kw é possível simular 19 variáveis de qualidade de água, para qualquer combinação desejada pelo usuário. Na Tabela 2.5 estão apresentadas as variáveis que podem ser simuladas pelo modelo.

Tabela 2.5 – Variáveis de qualidade de água simuladas pelo modelo QUAL2Kw

Variáveis de qualidade de água	Símbolo	Unidade
Condutividade Elétrica	s	µmhos
Sólidos Inorgânicos Suspensos	m_i	mg L ⁻¹ de D
Oxigênio Dissolvido	o	mg L ⁻¹ de O ₂
DBO lenta	c_s	mg L ⁻¹ de O ₂
DBO rápida	c_f	mg L ⁻¹ de O ₂
Nitrogênio Orgânico	n_o	µg L ⁻¹ de N
Nitrogênio Amoniacal	n_a	µg L ⁻¹ de N
Nitrato	n_n	µg L ⁻¹ de N
Fósforo Orgânico	p_o	µg L ⁻¹ de P
Fósforo Inorgânico	p_i	µg L ⁻¹ de P
Fitoplâncton	a_p	µg L ⁻¹ de A
Detritos	m_o	mg L ⁻¹ de D
Patógenos	x	NMP/100 mL
Variável genérica	gen	Definido pelo usuário
Alcalinidade	Alk	mg L ⁻¹ de CaCO ₃
Carbono Inorgânico Total	c_T	mol L ⁻¹
Algas de fundo	a	g m ⁻² de D
Nitrogênio por algas de fundo	IN_b	mg m ⁻² de N
Fósforo por algas de fundo	IP_b	mg m ⁻² de P

FONTE: Adaptado de Pelletier e Chapra (2004)

Um ponto negativo do modelo QUAL2Kw, em relação ao modelo QUAL2E, é a desconsideração da análise de sensibilidade, estimulando o usuário a fazê-la separadamente.

Nas simulações do QUAL2Kw, o usuário pode optar pelo regime permanente ou dinâmico. Quando for adotado regime permanente, o modelo pode simular o impacto dos

lançamentos de efluentes na qualidade da água, identificando a magnitude e as características da qualidade das fontes pontuais e difusas. Entretanto, quando é adotado o regime dinâmico, o usuário pode analisar as variações de oxigênio dissolvido ocorridas ao longo dos dias devido à respiração das algas e às mudanças climáticas, por exemplo. Nesse caso, as vazões utilizadas, seja na cabeceira ou nas descargas pontuais e difusas, não poderão ser alteradas no modelo.

O modelo QUAL2Kw inclui grande interação entre o ciclo de nutrientes, produção de algas, demanda bentônica de oxigênio, demanda de oxigênio carbonácea, aeração atmosférica e seus efeitos no comportamento do oxigênio dissolvido. A concepção básica de funcionamento desse modelo contempla a subdivisão do curso d'água a ser modelado em trechos (Figura 2.2), sendo que em cada um deles são mantidas homogêneas as propriedades hidrogeométricas (declividade, seção transversal, rugosidade, etc.). Os tributários não são modelados explicitamente, mas podem ser representados como fontes pontuais. Essa é outra modificação realizada no modelo em questão, em relação ao QUAL2E, pois neste os tributários são modelados juntamente com o rio principal, aumentando o tempo de processamento.

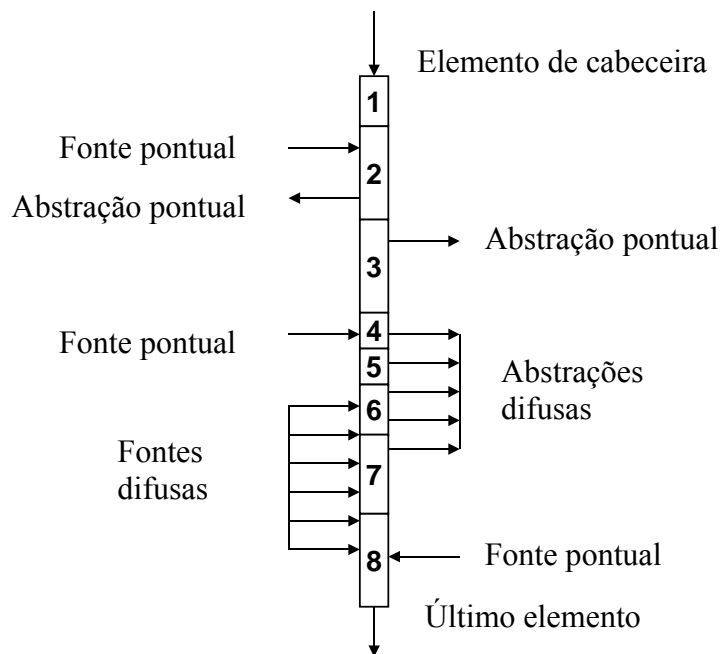


Figura 2.2 – Esquema de segmentação do modelo de qualidade de água QUAL2Kw. FONTE: Adaptado de Pelletier e Chapra (2004)

Em cada elemento computacional é executado um balanço de vazão, considerando o escoamento em regime permanente (Figura 2.3).

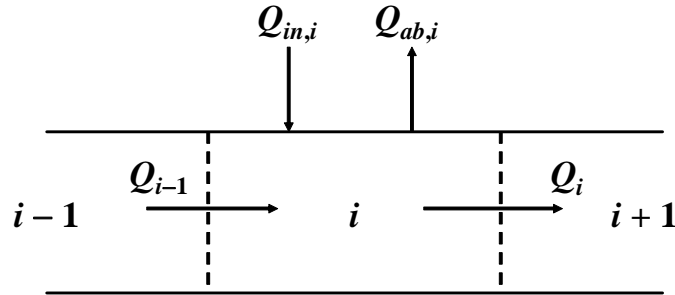


Figura 2.3 – Esquema do balanço de vazão em um elemento computacional i . Fonte: Adaptado de Pelletier e Chapra (2004)

Na Equação 2.27 apresenta-se o procedimento para o cálculo da vazão de saída i .

$$Q_i = Q_{i-1} + Q_{in,i} - Q_{ab,i} \quad (2.27)$$

em que,

Q_i = vazão de saída do elemento i e de entrada do elemento $i+1$ a jusante (L^3T^{-1});

Q_{i-1} = vazão de saída do elemento $i-1$ a montante do elemento i (L^3T^{-1});

$Q_{in,i}$ = vazão de entrada no elemento i por fontes pontuais e/ou difusas (L^3T^{-1}); e

$Q_{ab,i}$ = vazão de abstração do elemento i por fontes pontuais e/ou difusas ($L^3 T^{-1}$).

O balanço geral da vazão de entrada por fontes pontuais e/ou difusas está descrito na Equação 2.28.

$$Q_{in,i} = \sum_{j=1}^{psi} Q_{ps,i,j} + \sum_{j=1}^{npsi} Q_{nps,i,j} \quad (2.28)$$

em que,

$Q_{ps,i,j}$ = vazão de entrada no elemento i (L^3T^{-1}) – fonte pontual j ;

psi = número total de fontes pontuais no elemento i ;

$Q_{nps,i,j}$ = vazão de entrada no elemento i (L^3T^{-1}) – fonte difusa j ; e

$npsi$ = número total de fontes difusas no elemento i .

O balanço geral da vazão de abstração por fontes pontuais e/ou difusa está descrito na Equação 2.29.

$$Q_{ab,i} = \sum_{j=1}^{pai} Q_{pa,i,j} + \sum_{j=1}^{npai} Q_{npa,i,j} \quad (2.29)$$

em que,

$Q_{pa,i,j}$ = vazão de abstração no elemento i (L^3T^{-1}) – fonte pontual j ;

pai = número total de abstrações pontuais no elemento i ;

$Q_{npa,i,j}$ = vazão de abstração no elemento i (L^3T^{-1}) – fonte difusa j ; e

$npai$ = número total de abstrações difusas no elemento i .

No QUAL2Kw é realizado balanço de massa para cada variável do modelo, exceto para variáveis relacionadas às algas de fundo (Figura 2.4).

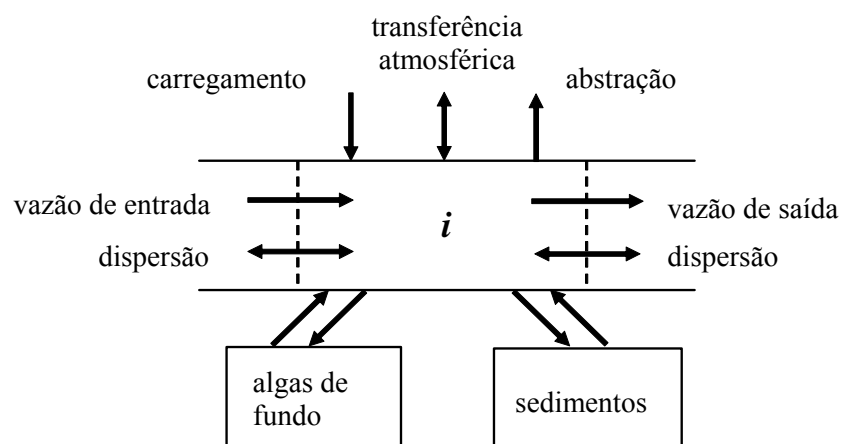


Figura 2.4 – Esquema do balanço de massa em um elemento computacional i . FONTE: Adaptado de Pelletier e Chapra (2004)

No modelo, utiliza-se como volumes de controle os elementos computacionais, ou seja, em cada elemento computacional a equação geral do balanço de massa é aplicada (Equação 2.30). Os elementos computacionais são considerados reatores de mistura completa, cuja sucessão pelos elementos seguintes permite representar a evolução da qualidade da água ao longo do curso d'água.

$$\frac{dc_i}{dt} = \underbrace{\frac{Q_{i-1}}{V_i} c_{i-1}}_A - \underbrace{\frac{Q_i}{V_i} c_i - \frac{Q_{ab,i}}{V_i} c_i + \frac{E'_{i-1}}{V_i} (c_{i-1} - c_i)}_B + \underbrace{\frac{E'_i}{V_i} (c_{i+1} - c_i) + \frac{E'_{hyp,i}}{V_i} (c_{2,i} - c_i)}_C + \underbrace{\frac{W_i}{V_i}}_D + \underbrace{S_i}_E \quad (2.30)$$

Acumulação (A) = advecção (B) + dispersão (C) + fontes externas (D) + reações e interações (E)

em que,

- c_i = concentração da variável de qualidade de água no elemento i (ML^{-3});
- c_{i-1} = concentração da variável de qualidade de água no elemento $i - 1$ (ML^{-3});
- c_{i+1} = concentração da variável de qualidade de água no elemento $i + 1$ (ML^{-3});
- $c_{2,i}$ = concentração da variável de qualidade de água na zona sedimentar hiporreica no elemento i (ML^{-3});
- t = tempo (T);
- Q_{i-1} = vazão à montante do elemento i (L^3T^{-1});
- Q_i = vazão no elemento i (L^3T^{-1});
- $Q_{ab,i}$ = vazão total das abstrações pontuais e difusas no elemento i (L^3T^{-1});
- V_i = volume no elemento i (L^3);
- E'_{i-1} = coeficiente de dispersão longitudinal no elemento $i-1$ (L^2T^{-1});
- E'_i = coeficiente de dispersão longitudinal no elemento i (L^2T^{-1});
- $E'_{hyp,i}$ = troca de massa (dispersão) entre a água superficial e a zona sedimentar hiporreica no elemento i (L^2T^{-1});
- W_i = fontes ou sumidouros externos no elemento i (MT^{-1}); e
- S_i = fontes devido a reações e mecanismos de transferência de massa no elemento i (MTL^{-2}).

O carregamento externo é calculado como:

$$W_i = \sum_{j=1}^{psi} Q_{ps,i,j} c_{psi,j} + \sum_{j=1}^{npsi} Q_{nps,i,j} c_{npsi,j} \quad (2.31)$$

em que,

$c_{psi, j}$ = j-ésima concentração causada por fonte pontual no elemento i (ML^{-1}); e

$c_{npsi, j}$ = j-ésima concentração causada por fonte difusa no elemento i (ML^{-1}).

Algumas interações e reações, principalmente as relacionadas com algas de fundo, não serão estudadas no presente trabalho, sendo, portanto, desconsideradas. A zona hiporreica também foi desconsiderada, sendo justificada pela falta de uma metodologia adequada para estimar a influência dessa zona na qualidade da água.

Algoritmo Genético (AG)

Como foi apresentado anteriormente, uma das principais diferenças do QUAL2Kw em relação aos outros modelos de qualidade de água é a implementação de um algoritmo genético, permitindo, desse modo, a maximização do ajuste entre os resultados simulados pelo modelo e os dados medidos em campo.

Algoritmos genéticos (AG) são modelos de otimização baseados na evolução dos seres vivos. Segundo Carvalho (2005), os primeiros estudos foram desenvolvidos na década de 70 por John Holland (1975) na Universidade de Michigan, nos Estados Unidos. O pesquisador ficou impressionado com a facilidade com que os sistemas biológicos podiam realizar tarefas que escapam até dos mais poderosos computadores.

A evolução dos seres vivos tem produzido sistemas com grandes capacidades, por meio de mecanismos relativamente simples de autoreprodução que seguem algumas regras básicas (CARVALHO, 2005):

- i) *a evolução ocorre ao nível dos cromossomos*. Ou seja, o organismo não evolui, apenas serve de veículo no qual os genes são conduzidos e passados adiante. São os cromossomos que sofrem alterações com o reagrupamento dos genes;
- ii) *a natureza tende a fazer mais cópias dos cromossomos que produzem um organismo mais adaptado*. Se um organismo sobrevive tempo suficiente e saudável, seus genes têm capacidade maior de serem passados às próximas gerações através da reprodução;

iii) *a diversidade deve ser mantida na população*. Aparentemente, mutações aleatórias acontecem com frequência na natureza com o objetivo de garantir a ocorrência de variações nos organismos. Estas mutações genéticas geralmente resultam em útil, e até mesmo vital, característica de sobrevivência das espécies. Com uma gama maior de possíveis combinações, uma população está menos sujeita a fraquezas comuns, como vírus ou outros problemas associados à procriação consanguínea que poderiam vir a afetar e destruir todos os seus indivíduos.

Holland (1975) aplicou essas propriedades da evolução às sequências simples de números que representavam os cromossomos. Codificando seu problema numa sequência binária e fazendo com que computadores gerassem muitas sequências binárias aleatórias, de forma a produzir uma população, determinou seu algoritmo genético que, apesar de simples e robusto, encontrou soluções ótimas para uma grande variedade de problemas. Deste modo, nos algoritmos genéticos, a busca da solução para um problema é modelada em uma estrutura de dados que se assemelha a de um cromossomo.

O AG utilizado pelo modelo de qualidade de água QUAL2Kw é conhecido como PIKAIA, desenvolvido pelos pesquisadores Paul Charbonneau e Barry Knapp em 1995 (CHARBONNEAU & KNAPP, 1995). O AG PIKAIA já foi utilizado em diversas aplicações de otimização. O código inicial é em Fortran 77 mas, com o desenvolvimento do QUAL2Kw, o AG foi adaptado na plataforma *Visual Basic* (PELLETIER et al., 2006).

O algoritmo genético maximiza os ajustes da simulação realizada pelo modelo comparados aos dados medidos em campo, por meio da definição do tamanho da população a ser simulada, que será constante durante todo o processo evolutivo do algoritmo. O usuário deve selecionar qualquer combinação de parâmetros cinéticos para serem incluídos na otimização, além de especificar os valores máximos e mínimos dos parâmetros que serão otimizados (PELLETIER et al., 2006).

O PIKAIA possibilita a maximização de uma função-objetivo $f(x)$. Os parâmetros cinéticos (x) estão relacionados no algoritmo em uma escala de 0,0 a 1,0. Estes são sequenciados pelos valores de x de acordo com uma interpolação linear entre os valores mínimos e máximos, especificados pelo usuário, para cada parâmetro cinético a ser otimizado. O valor da função-objetivo $f(x)$, que rege a maximização realizada pelo AG,

corresponde à aptidão (adequação) de determinada simulação para os parâmetros sequenciados em questão.

Por meio da função-objetivo $f(x)$, apresentada pela Equação 2.32, pode-se representar todas as variáveis do modelo.

$$f(x) = \left[\sum_{i=1}^n w_i \right] \left[\sum_{i=1}^n \frac{1}{w_i} \right] \frac{\left[\frac{\left(\sum_{j=1}^m O_{ij} \right)}{m} \right]}{\left[\frac{\sum_{j=1}^m (P_{ij} - O_{ij})^2}{m} \right]^{\frac{1}{2}}} \quad (2.32)$$

em que,

O_{ij} = valores observados;

P_{ij} = valores simulados;

m = número de pares de valores observados e simulados;

w_i = fator de ponderação; e

n = número de parâmetros simulados.

A maximização do melhor ajuste entre a simulação e os dados medidos em campo é feita por meio do índice REMQ – Raiz do Erro Médio Quadrático, ou seja, pela menor diferença entre as previsões do modelo e os dados observados para os diferentes parâmetros a serem analisados (KANNEL et al., 2007c).

$$REMQ = \sqrt{\frac{1}{N} \sum_{i=1}^N [E_i - O_i]^2} \quad (2.33)$$

em que,

E_i = valor estimado;

O_i = valor observado; e

N = número de dados.

De acordo com Thomann (1982), o índice REMQ tem bom comportamento estatístico e proporciona uma medição direta do erro do modelo. Se o valor do índice for dividido pela média da variável observada, o resultado é uma indicação da magnitude relativa do erro.

No Brasil, estudos de qualidade de água superficial utilizando o modelo QUAL2Kw como ferramenta de gerenciamento e planejamento de recursos hídricos são raros, justificando o seu uso nesta pesquisa por ser uma aplicação pouco comum em rios tropicais. O primeiro trabalho no Brasil utilizando o modelo QUAL2Kw foi realizado no Amapá, pelo pesquisador Daímio Chaves Brito, que aplicou o modelo no Alto e Médio Rio Araguari (BRITO, 2008).

No exterior, os trabalhos envolvendo o modelo QUAL2Kw, em sua maioria, foram desenvolvidos por pesquisadores americanos, a saber:

- Kannel et al. (2007c): estudo da qualidade da água e do gerenciamento do rio Bagmati, Nepal;
- Kannel et al. (2007b): aplicação do QUAL2Kw na modelagem da qualidade da água e no controle do oxigênio dissolvido no rio Bagmati, Nepal;
- Stohr et al. (2007): estudo do aumento da temperatura máxima diária total nos tributários do rio Walla Walla, EUA;
- Kannel et al. (2007a): variação espaço-temporal e avaliação comparativa da qualidade de água em bacias hidrográficas urbanas, EUA;
- Fan et al. (2007): estudo do impacto dos efeitos das marés na simulação da qualidade da água dos rios que atravessam a zona urbana de Taiwan;
- Gardner et al. (2007): análise da qualidade de água da bacia hidrográfica do rio Blanco, México;
- Ahmed e Hempleman (2006): estudo de coliformes fecais e aumento da temperatura máxima diária total dos tributários Totten, Eld e Little Skookum Inlets, EUA;

- Cristea e Pelletier (2005): estudo do aumento da temperatura máxima diária total do rio Wenatchee, EUA; e
- Ahmed e Sullivan (2005): estudo do aumento da temperatura máxima diária total em uma série de tributários dos EUA.

2.4 Parâmetros cinéticos

2.4.1 Coeficiente de desoxigenação (K_1)

A decomposição da matéria orgânica presente na água, quando ocorre de maneira aeróbia, é realizada por organismos que utilizam o oxigênio molecular como acceptor de elétrons, consumindo-o do meio aquático durante a realização desse processo. A taxa com que o fenômeno ocorre é conhecida como coeficiente de desoxigenação (K_1 , expresso em dias^{-1}) (BÁRBARA, 2006).

De acordo com Von Sperling (2007), o coeficiente K_1 depende das características da matéria orgânica, além da temperatura e da presença de substâncias inibidoras. O coeficiente K_1 pode ser estimado em laboratório por meio de análises matemáticas e estatísticas, caso se disponha de amostras da água a ser analisada. Esse método consiste no ajuste dos parâmetros do modelo matemático que relaciona DBO exercida e tempo podendo-se, com isso, obter o valor de K_1 . Uma ferramenta estatística muito utilizada, nesse caso, é a regressão não linear.

Existem na literatura diversos métodos utilizados no passado para a determinação de K_1 , a saber: (a) método dos mínimos quadrados (BARNWELL, 1980); (b) método da inclinação, de Thomas (1937); (c) método dos momentos, de Moore et al. (1950); (d) método de Thomas (METCALF & EDDY, 1981); e (e) método da diferença dos logaritmos, de Fair (1936).

Almeida (2006) quantificou o coeficiente K_1 para o rio Pomba da nascente (Santa Bárbara do Tugúrio) até a cidade de Rio Pomba em dois períodos hidrológicos. Os valores de K_1 foram obtidos utilizando-se o método de quantificação do consumo de oxigênio em amostras mantidas a 20°C, com posterior ajuste da equação matemática aos dados de DBO exercida em função do tempo.

Farage (2009) quantificou o coeficiente K_1 para o rio Pomba nos períodos seco e chuvoso na bacia. O trecho monitorado compreendeu da nascente do rio até o município de Cataguases. O método utilizado para a determinação do parâmetro cinético foi o mesma utilizada por Almeida (2006).

2.4.2 Coeficiente de reaeração (K_2)

A taxa com que um corpo hídrico absorve oxigênio presente na atmosfera através de sua interface ar-água é chamada de coeficiente de reaeração ou reoxigenação (K_2 , expresso em dias⁻¹). Esse processo depende diretamente da pressão atmosférica, salinidade e temperatura da água (BARBOSA, 1989). A sua importância é fundamental para a manutenção dos ciclos de vida existentes nos ecossistemas aquáticos, além de ser extremamente importante no processo de autodepuração em rios.

Conforme Cunha et al. (2001) e Atkinson et al. (2004), um problema crítico que deve ser resolvido nos estudos de modelagem do oxigênio dissolvido em águas superficiais é a determinação do coeficiente de reaeração.

De acordo com a literatura, existem diversos métodos capazes de estimar K_2 . Os mais importantes são apresentados a seguir:

- Traçadores. Dentre as diversas técnicas experimentais para estimar o K_2 , a mais aceita é o uso de traçadores gasosos. De acordo com Barbosa (1989), a vantagem desse método é permitir quantificar o K_2 independente de outras fontes e sumidouros de OD na água, tais como a fotossíntese, a demanda bentônica e a demanda bioquímica de oxigênio. Entretanto, essa técnica envolve árduos trabalhos de campo, como também exige laboratório, equipamentos e profissionais especializados.
- Por meio de fórmulas empíricas e semiempíricas vinculadas a dados hidráulicos do sistema, como as equações propostas por O'Connor e Dobbins (1958), Churchill et al. (1962), Owens et al. (1964), entre outras. Mas, essas fórmulas devem ser utilizadas com cautela, somente quando as condições hidráulicas forem semelhantes com as utilizadas para gerarem as equações, uma vez que foram

deduzidas para condições específicas de escoamento. É comum que estas equações apresentem resultados diferentes para as mesmas condições hidráulicas. Essa técnica é a mais utilizada em pesquisas científicas com o uso de modelos matemáticos de qualidade de água, entretanto, não é a mais correta (ALMEIDA, 2006).

- Valores correlacionados com a vazão do curso d'água. Esse método foi introduzido por Von Sperling (1983) e é uma adaptação das fórmulas empíricas de predição de K_2 . O método consiste em substituir as características hidráulicas do curso d'água, profundidade (H) e velocidade (V), pela vazão. Isso se justifica pelo fato da profundidade e velocidade estarem intimamente associadas à vazão. Neste caso se abandona o par (H, V), de difícil manuseio e de grande variação mútua, e passa utilizar a vazão dos cursos d'água. A vantagem desse método é a obtenção do coeficiente de reaeração para quaisquer condições de vazão, uma vez que os parâmetros de ajuste das equações são obtidos por dados de séries históricas. A desvantagem é que as equações se baseiam nas mesmas equações empíricas, tornando a metodologia pouco representativa em rios tropicais.
- Valores médios tabelados. Arceivala (1981) e Fair et al. (1973), estudando diversos cursos d'água com diferentes características, chegaram a valores médios de K_2 . Cabe ressaltar, segundo Von Sperling (2007), que os valores tabelados são usualmente menores do que os obtidos pelos outros métodos já citados. No entanto, há indícios de que, em algumas situações (rios não profundos), os valores tabelados resultaram em melhores ajustes a dados medidos de OD do que os valores obtidos pelas fórmulas hidráulicas.

Existem outras técnicas experimentais para estimar o K_2 , como a técnica do balanço de oxigênio e a perturbação do equilíbrio (RATHBUN, 1977) e o método indireto para quantificação do coeficiente de reaeração utilizando sonda solúvel (BICUDO & JAMES, 1989; GIORGETTI, 1991).

Com relação aos modelos de qualidade de água utilizados no presente estudo, o modelo QUAL2Kw disponibiliza onze opções para o cálculo do coeficiente de reaeração, a saber: a) valor especificado pelo usuário; b) duas equações baseadas na velocidade do vento (Tabela 2.6); c) sete equações hidráulicas (Tabela 2.7); e d) processo interno no

modelo, em que o mesmo estima automaticamente o K_2 , baseado nas fórmulas hidráulicas para cada trecho do rio, em função da velocidade e profundidade (COVAR, 1976).

Tabela 2.6 – Equações de predição de K_2 no modelo QUAL2Kw baseadas na velocidade do vento

Opção	Autor (es)	K_2 (d^{-1} a $20^\circ C$)	Descrição
1	BANKS (1975) e BANKS & HERRERA (1977)	$K_2 = 0,728U_{w,10}^{0,5} - 0,317U_{w,10} + 0,0372U_{w,10}^2$	$U_{w,10}$ = velocidade do vento medida a 10 metros da superfície da água ($m s^{-1}$).
2	WANNINKHOF (1991)	$K_2 = 0,0986U_{w,10}^{1,64}$	

FONTE: Adaptado de Pelletier e Chapra (2004)

Tabela 2.7 – Equações hidráulicas de predição de K_2 no modelo QUAL2Kw

Opção	Autor (es)	K_2 (d^{-1} a $20^\circ C$)	Descrição
1	O'CONNOR & DOBBINS (1958)	$K_2 = 3,93 \frac{U^{0,5}}{H^{1,5}}$	U = velocidade média de escoamento ($m s^{-1}$) H = profundidade média (m)
2	CHURCHILL et al. (1962)	$K_2 = 5,026 \frac{U^{0,969}}{H^{1,67}}$	
3	OWENS et al. (1964)*	$K_2 = 5,32 \frac{U^{0,67}}{H^{1,85}}$	
4	TSIVOGLOU & NEAL (1976)	$K_2 = 31,183 US$ Vazão entre 0,0283 a 0,4247 $cm^3 s^{-1}$	S = declividade do canal ($m m^{-1}$)
		$K_2 = 15,308 US$ Vazão entre 0,4247 a 84,938 $cm^3 s^{-1}$	
5	THACKSTON & DAWSON (2001)	$K_2 = 2,16(1 + 9F^{0,25}) \frac{U^*}{H}$	U^* = velocidade de cisalhamento ($m s^{-1}$); g = aceleração da gravidade ($m s^{-2}$); R_h = raio hidráulico (m); F = número de Froude; H_d = profundidade hidráulica (m).
		$U^* = \sqrt{gR_h S}$ $F = \frac{U}{\sqrt{gH_d}}$	
6	MELCHING & FLORES (1999) (bacia de acumulação)	$K_2 = 517(US)^{0,524} Q^{-0,242}$ Vazão menor que 0,0556 $cm^3 s^{-1}$	Q = vazão ($cm^3 s^{-1}$)
		$K_2 = 596(US)^{0,528} Q^{-0,13}$ Vazão maior que 0,0556 $cm^3 s^{-1}$	
7	MELCHING & FLORES (1999) (controle de canais)	$K_2 = 88(US)^{0,313} H^{-0,353}$ Vazão menor que 0,0556 $cm^3 s^{-1}$	B_t = largura do canal (m)
		$K_2 = 142(US)^{0,333} H^{-0,66} B_t^{-0,243}$ Vazão maior que 0,0556 $cm^3 s^{-1}$	

* A equação é conhecida como OWENS-GIBBS.

FONTE: Adaptado de Pelletier e Chapra (2004)

O cálculo interno de K_2 pelo modelo QUAL2KW, seguindo a metodologia descrita por Covar (1976), possui as seguintes condições (Figura 2.5):

- Se $H < 0,61$ m, utiliza-se a equação de Owens-Gibbs;
- Se $H > 0,61$ m e $H > 3,45 U^{2,5}$, utiliza-se a equação de O'Connor-Dobbins; e
- Em outros casos, utiliza-se a equação de Churchill.

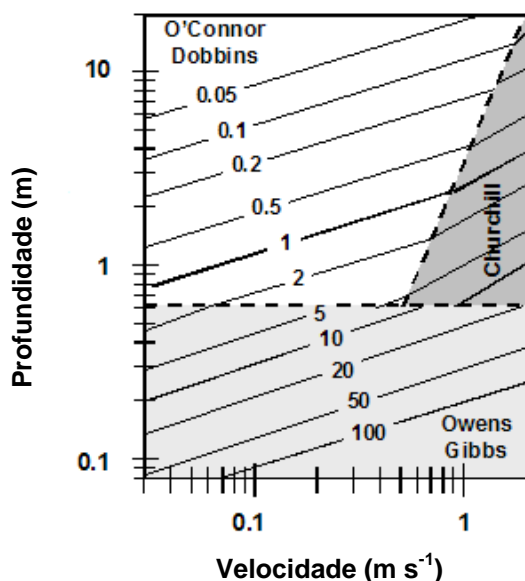


Figura 2.5 – Taxa de reaeração (d^{-1}) em função da profundidade e velocidade (Adaptado de Covar, 1976)

O modelo analítico de Streeter-Phelps modificado não apresenta qualquer método implícito para o cálculo de K_2 , podendo este ser feito por qualquer método anteriormente descrito. Usualmente, para esse modelo, adota-se os valores tabelados, descritos por Arceivala (1981) e Fair et al. (1973), por serem mais fáceis de serem usados.

Já o modelo QUAL-UFMG possibilita a entrada de K_2 de duas maneiras distintas: a correlação com a vazão no curso d'água, a partir da obtenção dos parâmetros de ajuste, e manualmente pelo usuário, estimando o valor por qualquer método descrito anteriormente.

Almeida (2006) quantificou, também, o coeficiente K_2 para o rio Pomba. Os valores foram obtidos substituindo-se os dados (temperatura da água, altitude local, concentração de OD no ponto de mistura, $DBO_{5d-20^{\circ}C}$, velocidade da água, valor de K_1 , distância percorrida e a concentração de OD no final do trecho) na equação analítica de Streeter-Phelps.

Da mesma forma, Farage (2009) quantificou o coeficiente K_2 para o rio Pomba nos períodos de seca e cheia na bacia com o objetivo de avaliar a sua capacidade de autodepuração.

2.4.3 Coeficiente de sedimentação (K_3)

A sedimentação é um processo físico em que ocorre a separação da água das partículas sólidas pela ação da gravidade (NAHON, 2006).

O processo de sedimentação de sólidos em suspensão presentes nos efluentes domésticos implica na remoção de uma determinada fração da matéria orgânica do líquido sobrenadante, o que implica na redução de DBO e no consumo de OD. De acordo com Von Sperling (2007), o fenômeno da sedimentação pode influir de duas maneiras distintas, dentro da mesma formulação matemática:

- *Sedimentação*: remoção de parte da DBO particulada sobrenadante (fator positivo para o curso d'água); e
- *Revolvimento*: ressuspensão do material sedimentado, com reintrodução de DBO na água sobrenadante (fator negativo para o curso d'água).

O K_3 representa a razão entre a velocidade de sedimentação do material orgânico sedimentável (DBO sedimentável) e a profundidade do curso d'água (Equação 2.34).

$$K_3 = \frac{v_s}{H} \quad (2.34)$$

em que,

v_s = velocidade de sedimentação do material particulado ($m\ d^{-1}$); e

H = profundidade do curso d'água (m).

2.5 Verificação dos padrões atuais de qualidade da água

De acordo com Von Sperling (2007), ao se efetuarem estudos de modelagem da qualidade da água, frequentemente se busca avaliar se as medidas de controle ou os cenários avaliados estão de acordo com a legislação ambiental vigente que, no caso do Brasil, é a Resolução Conama 357 de 2005.

O rio Pomba foi enquadrado na classe 2, tendo suas águas destinadas, em função dos usos preponderantes, para consumo humano após tratamento convencional, proteção das comunidades aquáticas, recreação de contato primário (conforme Resolução Conama 274/2000 - balneabilidade), irrigação, aquicultura e atividade de pesca, pesca amadora, dessedentação de animais, recreação de contato secundário, navegação e harmonia paisagística (PPG, 2000).

Na Tabela 2.8 são apresentadas as condições limites referentes aos parâmetros de qualidade de água para corpos d'água separados por classes de enquadramento.

Tabela 2.8 – Padrões de qualidade segundo as Resoluções Conama 357/2005 e 274/2000

Variáveis	Unidade	Classes			
		1	2	3	4
Coliformes Termotolerantes	NMP/100 mL	200	1000	2500	> 2500
DBO ₅	mg L ⁻¹ de O ₂	3	5	10	> 10
OD	mg L ⁻¹ de O ₂	≥ 6	≥ 5	≥ 4	≥ 2
N amoniacal total (pH < 7,5)	mg L ⁻¹ de N	3,7	3,7	13,3	> 13,3
Nitrato	mg L ⁻¹ de N	10	10	10	> 10
Fósforo total (ambiente lótico)	mg L ⁻¹ de P	0,10	0,10	0,15	> 0,15
Sólidos dissolvidos totais	mg L ⁻¹	500	500	500	> 500

3. MATERIAL E MÉTODOS

3.1 Bacia hidrográfica do rio Pomba

A bacia hidrográfica do rio Pomba, afluyente da margem esquerda do rio Paraíba do Sul, localiza-se na região Sudeste, nos estados de Minas Gerais (90%) e Rio de Janeiro (10%), apresentando área de drenagem igual a 8.519,94 km². Na Figura 3.1 está apresentada a localização da bacia hidrográfica do rio Pomba em relação à bacia do rio Paraíba do Sul e desta em relação aos estados de Minas Gerais, Rio de Janeiro e São Paulo.

O rio Pomba nasce nas proximidades de Barbacena-MG, na serra da Mantiqueira, em trecho denominado serra da Conceição, a 1.100 m de altitude, percorrendo aproximadamente 290 km no sentido sudeste até sua confluência com o rio Paraíba do Sul. Ao longo deste percurso, recebe vários afluentes, sendo os mais importantes da margem esquerda, os rios Paraopeba e Xopotó, e da margem direita, os rios Formoso, Novo, Pardo e o ribeirão dos Monos.

A bacia hidrográfica está localizada entre os paralelos 20°52' e 21°43' Sul e os meridianos 41°59' e 43°38' Oeste, abrangendo 38 municípios mineiros e 3 municípios fluminenses, onde vive uma população de, aproximadamente, 600 mil habitantes (FARAGE, 2009; IBGE, 2007).

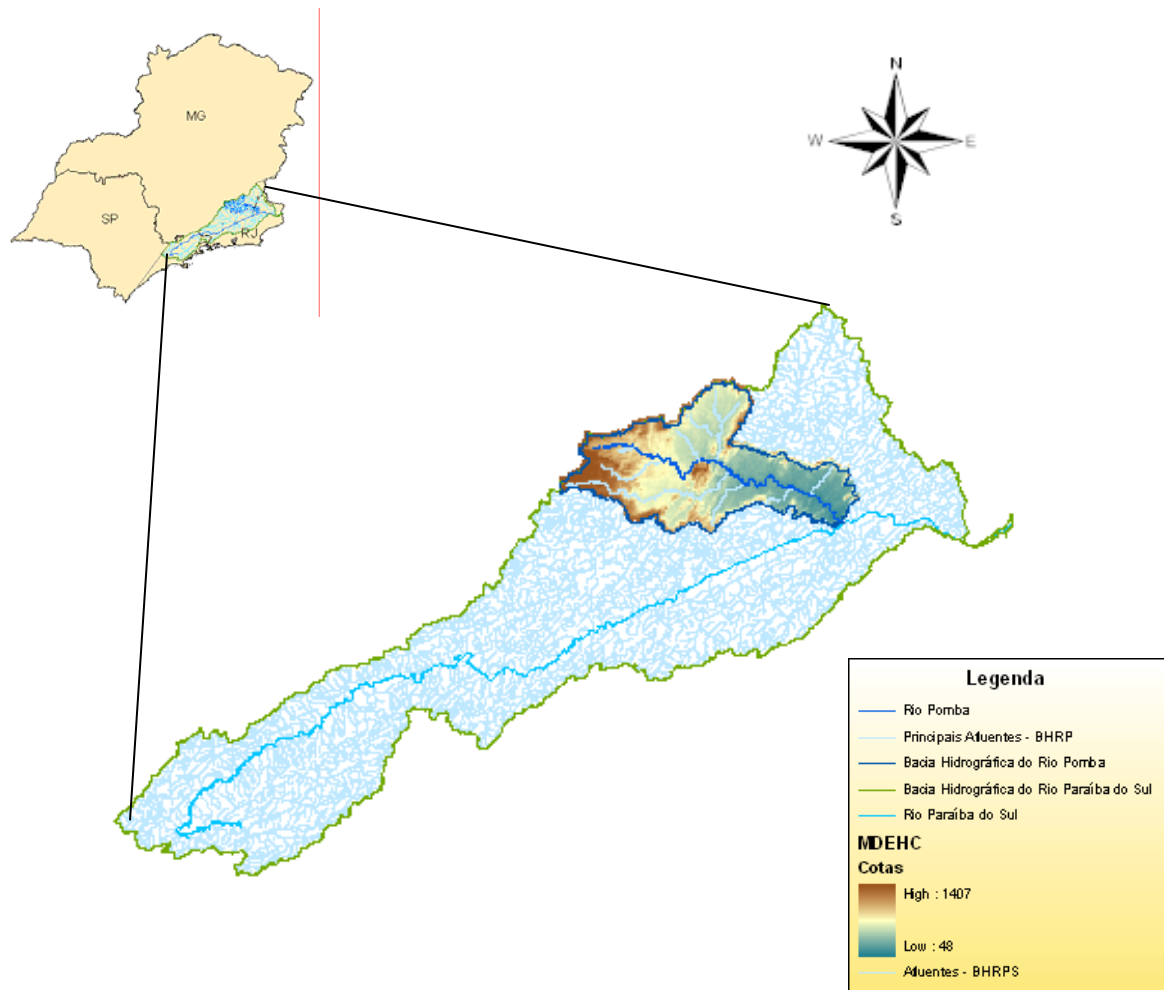


Figura 3.1 – Localização da bacia hidrográfica do rio Pomba

Nas Figuras 3.2 e 3.3 estão ilustrados alguns aspectos gerais do médio rio Pomba, entre os municípios de Astolfo Dutra e Cataguases.

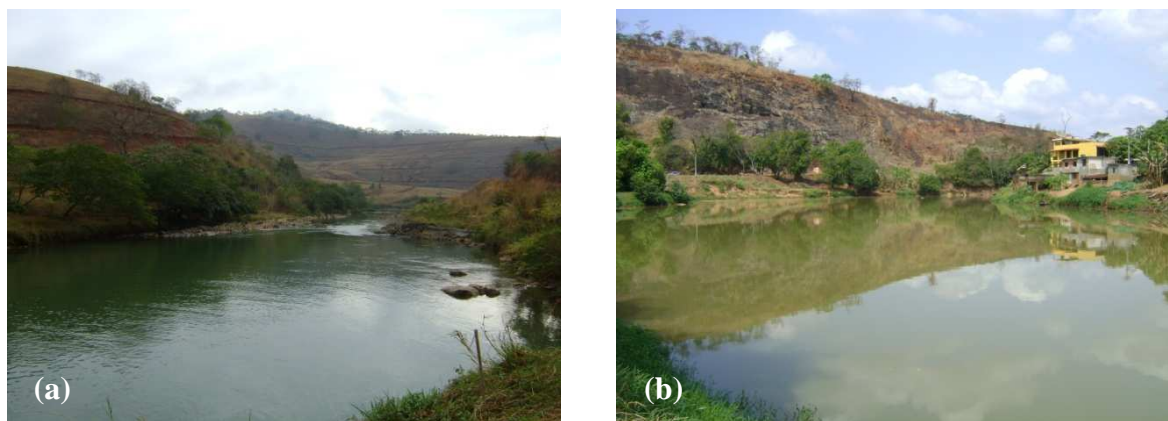


Figura 3.2 – Vista geral do rio Pomba: zona rural, a montante da cidade de Astolfo Dutra (a); zona urbana, localizada no município de Cataguases (b)



Figura 3.3 – Presença de corredeiras, principalmente na zona rural da bacia hidrográfica

Na Tabela 3.1 estão apresentados os índices morfométricos da bacia hidrográfica do rio Pomba. Para a quantificação desses índices foi utilizado o software de geoprocessamento ArcGIS 9.3[®] e o modelo digital de elevação hidrologicamente consistente (MDEHC). O modelo digital de elevação (MDE), fundamental na geração do MDEHC, foi disponibilizado gratuitamente pela Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (Embrapa), sendo gerado a partir do sensor *Shuttle Radar Topography Mission* (SRTM) com resolução espacial de 90 metros e variação de 1 metro nas cotas altimétricas (MIRANDA, 2005).

Tabela 3.1 – Característica morfométrica da bacia em estudo

Características Morfométricas	Bacia do rio Pomba
Área de drenagem (km ²)	8.519,94
Perímetro (km)	979,56
Declividade Média (m/m)	0,21
Altitude Média (m)	459,48
Comprimento Axial (km)	184,32
Comprimento total dos cursos de água (km)	11.573,90
Comprimento do rio principal (km)	297,30
Fator de Forma	0,25
Coefficiente de Compacidade	2,97
Número de Confluências	9.738
Densidade de Confluências (confluências/km ²)	1,14
Densidade de Drenagem (km/km ²)	2,64
Ordem da Bacia (Strahler)	7

Na Figura 3.4 está apresentado o MDEHC para a bacia em estudo.

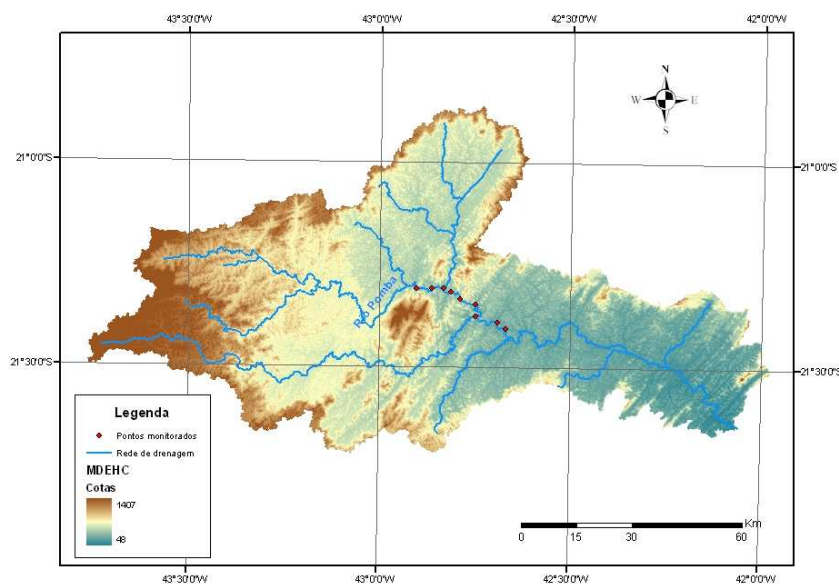


Figura 3.4 – MDEHC da bacia hidrográfica do rio Pomba

A ocupação predominante da bacia é de pastagens de capim Gordura, Jaraguá e Colônia nas encostas, podendo-se verificar em alguns trechos de colinas de baixa altitude a presença de culturas anuais (principalmente o milho), sendo que nas planícies é comum o plantio de arroz em tabuleiros. A ocupação industrial ainda tem pequeno significado frente à área total da bacia, destacando-se a cidade de Cataguases, que constitui-se num importante polo industrial, com diversas indústrias têxteis, de papel e celulose, de processamento de bauxita, química, mecânica, de móveis e de alimentos. A exploração de caulim é verificada nas sub-bacias do ribeirão Ubá. No rio Xopotó merece destaque a indústria moveleira (CEIVAP, 1999).

A vegetação original era a floresta Atlântica Subperenifólia. Atualmente, a vegetação encontra-se quase toda devastada, sendo substituída pela agricultura (plantio de café) e pela pastagem. Restringe-se a alguns raros pontos, principalmente em topos de morro e ao longo de alguns cursos d'água. As escarpas da serra da Mantiqueira interpõem-se à circulação de massas úmidas, condicionando a vegetação (CEIVAP, 2006).

O clima da área é o tipo Tropical Quente e Úmido, com verões quentes e chuvosos e invernos com estiagem de 4 a 5 meses. Nos pontos de altitude mais elevada, os verões são brandos e o clima é classificado como Tropical Superúmido sem seca ou com subseca. A precipitação média anual dessa região é de 1.200 mm a 1.600 mm e a temperatura média anual varia de 17,4 a 24,7°C (CEIVAP, 1999).

A alta pluviosidade é o principal fator para a existência de significativos cursos d'água nessa região, o que favorece a intensa dissecação do relevo, além de formar importantes bacias. Nessa área, a serra da Mantiqueira aparece como uma barreira orográfica onde ocorre intensa precipitação pluviométrica, localizando-se aí as nascentes de importantes cursos d'água, como o rio Pomba. As vazões máximas e mínimas medidas na estação fluviométrica de Astolfo Dutra (código 58735000) até setembro de 2005 foram de $459,89 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, no dia 21 de janeiro de 2003, e $10,41 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, no dia 2 de setembro de 2001, respectivamente. A vazão média de longa duração é de $42,76 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$.

Na Figura 3.5 está representado o gráfico da precipitação média mensal na cidade de Astolfo Dutra (estação pluviométrica 2142000), localizada na porção média da bacia em estudo.

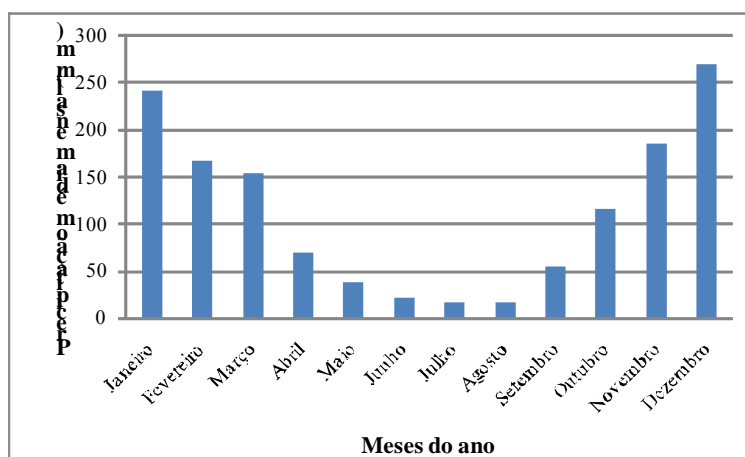


Figura 3.5 – Precipitação média mensal na cidade de Astolfo Dutra

De acordo com a Figura 3.5, a época de maiores precipitações na região está compreendida entre os meses de outubro a março, e os menores índices pluviométricos ocorrem, geralmente, entre os meses de abril a setembro. Verifica-se que esse comportamento pluviométrico ocorre em toda a bacia, podendo ser dito que o ano hidrológico na bacia do rio Pomba inicia-se no mês de outubro.

As principais fontes de poluição na bacia são os esgotos domésticos sem tratamento e o direcionamento inadequado do lixo urbano, resultando, quase sempre, em lançamento *in natura* dos efluentes domésticos e dos resíduos nos rios. Outra característica relevante da bacia é a degradação da cobertura vegetal, implicando em carreamento de sedimentos para as calhas dos rios (AGEVAP/CEIVAP, 2007).

Nas Figuras 3.6, 3.7, 3.8 e 3.9 estão ilustradas algumas pressões antrópicas localizadas no médio rio Pomba:



Figura 3.6 – Lançamento *in natura* de efluentes nas margens do rio Pomba



Figura 3.7 – Desmatamento das margens no médio rio Pomba, provocando erosão e aumento da concentração de sedimentos em suas águas

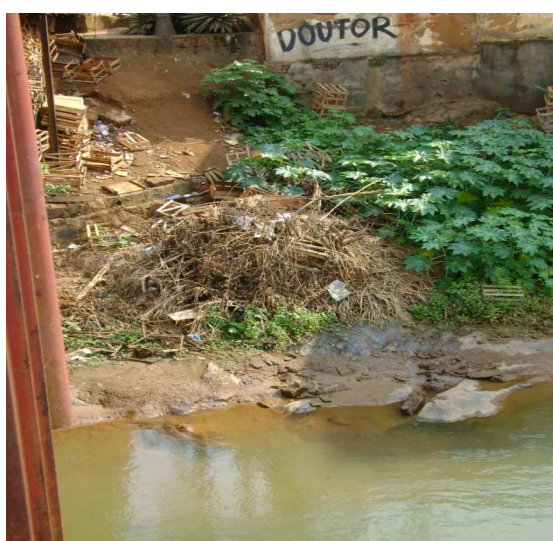


Figura 3.8 – Depósito de resíduos sólidos localizado às margens do rio Pomba



Figura 3.9 – Presença de animais e lançamento de esgoto bruto nas margens do rio: fonte de coliformes termotolerantes

Recentemente, o rio Pomba, que constitui importante fonte de abastecimento de água para diversas cidades na região, tem sido palco de frequentes acidentes envolvendo poluentes industriais. Cita-se, como exemplo, o desastre ambiental causado no dia 29 de março de 2003 pelo rompimento de um reservatório situado na Florestal Cataguazes, no município de Cataguazes (MG). Nesta ocasião foram liberados nos rios Pomba e Paraíba do Sul cerca de 1,4 milhão de m³ de lixívia (rejeito da produção de celulose, uma solução à base de carbonato de sódio usada no cozimento da madeira), provocando acidente ambiental de grandes proporções (CEIVAP, 2009). Esses fatos ressaltam a importância e a necessidade de estudos envolvendo a qualidade da água e a capacidade de autodepuração em rios.

3.2 Modelagem da qualidade da água

Para que a modelagem matemática obtenha êxito no estudo da qualidade da água em corpos hídricos, sendo capaz de fornecer respostas satisfatórias e condizentes à realidade, é necessário que os dados de entrada utilizados nos modelos sejam, em grande parte, obtidos *in loco*. Assim, melhores e mais acurados serão os resultados fornecidos pelos mesmos. Neste trabalho, as informações referentes à calibração dos modelos foram obtidas em campo, em registros históricos ou, quando isso não foi possível, estimadas com base na literatura.

Dessa maneira, o estudo da qualidade da água no rio Pomba foi desenvolvido de acordo com a sequência descrita abaixo:

- Escolha do trecho do rio Pomba a ser modelado;
- Análise de sensibilidade dos modelos;
- Obtenção das informações limnológicas e hidráulico-hidrológicas;
- Incorporação dos dados nos modelos;
- Calibração e validação dos modelos; e
- Estudo da qualidade da água e da capacidade de autodepuração no trecho do rio Pomba por meio de modelos matemáticos.

3.2.1 Escolha do trecho do rio Pomba a ser modelado

Para a escolha do trecho do rio Pomba a ser modelado, tanto na definição da extensão quanto na localização das seções de monitoramento, consideraram-se os seguintes aspectos:

- A representatividade em usos múltiplos dos recursos hídricos;
- A diversidade no uso e ocupação do solo na bacia hidrográfica, compreendendo tanto áreas rurais quanto áreas urbanas;
- A presença dos dois principais afluentes da bacia hidrográfica do rio Pomba: rios Xopotó e Novo;
- A facilidade de acesso aos pontos de coleta de amostras na realização das campanhas de campo, uma vez que a logística para uma pesquisa desse porte é complexa e dispendiosa;
- A disponibilidade de informações referentes às séries históricas de dados fluviométricos e pluviométricos, obtidas nas estações de Astolfo Dutra e Cataguases, o que permitiu a determinação dos coeficientes de ajuste; e
- A limitação dos recursos financeiros para se empreender trabalhos experimentais mais abrangentes.

O trecho de estudo situa-se 6 km a montante do município de Astolfo Dutra, seção de monitoramento denominada “Início”, passando pelos municípios de Astolfo Dutra e Dona Euzébia, e finalizando no município de Cataguases, no bairro Taquara Preta, totalizando 42,8 km de extensão. Este percurso localiza-se no médio rio Pomba. Para os estudos de modelagem da qualidade da água considerou-se um percurso de 50 km de

extensão, sendo justificado pela verificação da capacidade de autodepuração do rio à jusante do último ponto amostrado.

3.2.2 Análise de sensibilidade dos modelos

A análise de sensibilidade consiste em determinar o efeito da variação de um ou mais parâmetros sobre uma variável. Caso essa análise demonstre que uma pequena variação no parâmetro de entrada cause grande variação nos dados de saída, a conclusão é que os esforços necessários para determinação desse parâmetro devam ser concentrados.

Nesta pesquisa identificaram-se, na análise de sensibilidade, quais parâmetros cinéticos de qualidade de água que mais influenciavam a concentração de OD e DBO, principais variáveis no estudo de autodepuração em rios. Os parâmetros cinéticos estudados nessa análise foram o coeficiente de desoxigenação (K_1), o coeficiente de reaeração (K_2) e o coeficiente de sedimentação (K_3).

Utilizou-se para o estudo a técnica de análise de erros de primeira ordem. Essa técnica trabalha com coeficientes normalizados de sensibilidade, os quais representam a percentagem de variação na variável de saída, por exemplo, o OD, resultante de uma variação percentual específica em cada variável de entrada, por exemplo, o K_1 (VON SPERLING, 2007). As variáveis de entrada, K_1 , K_2 e K_3 , sofreram variação positiva de 10%. Os resultados foram apresentados em gráficos gerados pelo Microsoft Office, na plataforma Excel.

3.2.3 Obtenção e utilização dos dados

Com objetivo de avaliar a qualidade da água no médio rio Pomba, realizaram-se dois experimentos de campo para a coleta de amostras de água: um correspondendo ao período seco, no dia 16 de outubro de 2008, e outro ao período chuvoso, no dia 19 de janeiro de 2009.

As amostras de água foram coletadas em nove seções de monitoramento, sendo sete ao longo do eixo longitudinal do rio Pomba e dois nos principais afluentes, rios Xopotó e Novo (Figura 3.10).

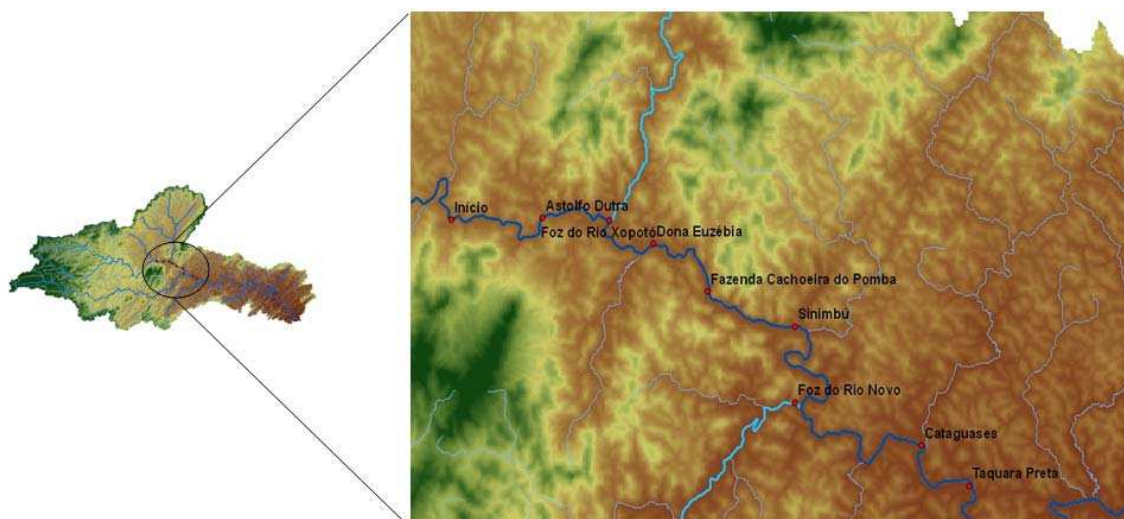


Figura 3.10 – Seções de monitoramento localizadas no rio Pomba e nos tributários estudados

Na Tabela 3.2 estão apresentadas as coordenadas geográficas e o comprimento dos trechos considerados nos estudos.

Tabela 3.2 – Características das seções de monitoramento no médio rio Pomba

Seções de Monitoramento	Comprimento (km) *	Altitude (m)	Coordenadas Geográficas (UTM)	
Início	0,0	215	23K0717413	7641968
Astolfo Dutra	6,0	209	23K0721781	7642055
Foz do rio Xopotó	9,6	208	23K0724833	7641946
Dona Euzébia	13,0	207	23K0726948	7641029
Faz. Cachoeira do Pomba	17,4	206	23K0729459	7639024
Sinimbu	22,0	205	23K0733524	7637561
Foz do rio Novo	29,9	198	23K0733537	7634439
Cataguases	38,4	165	23K0739454	7632657
Taquara Preta	42,8	163	23K0741655	7630991

* Comprimento em relação ao primeiro ponto de coleta (“Início”).

A identificação das seções de monitoramento está apresentada na Figura 3.11.

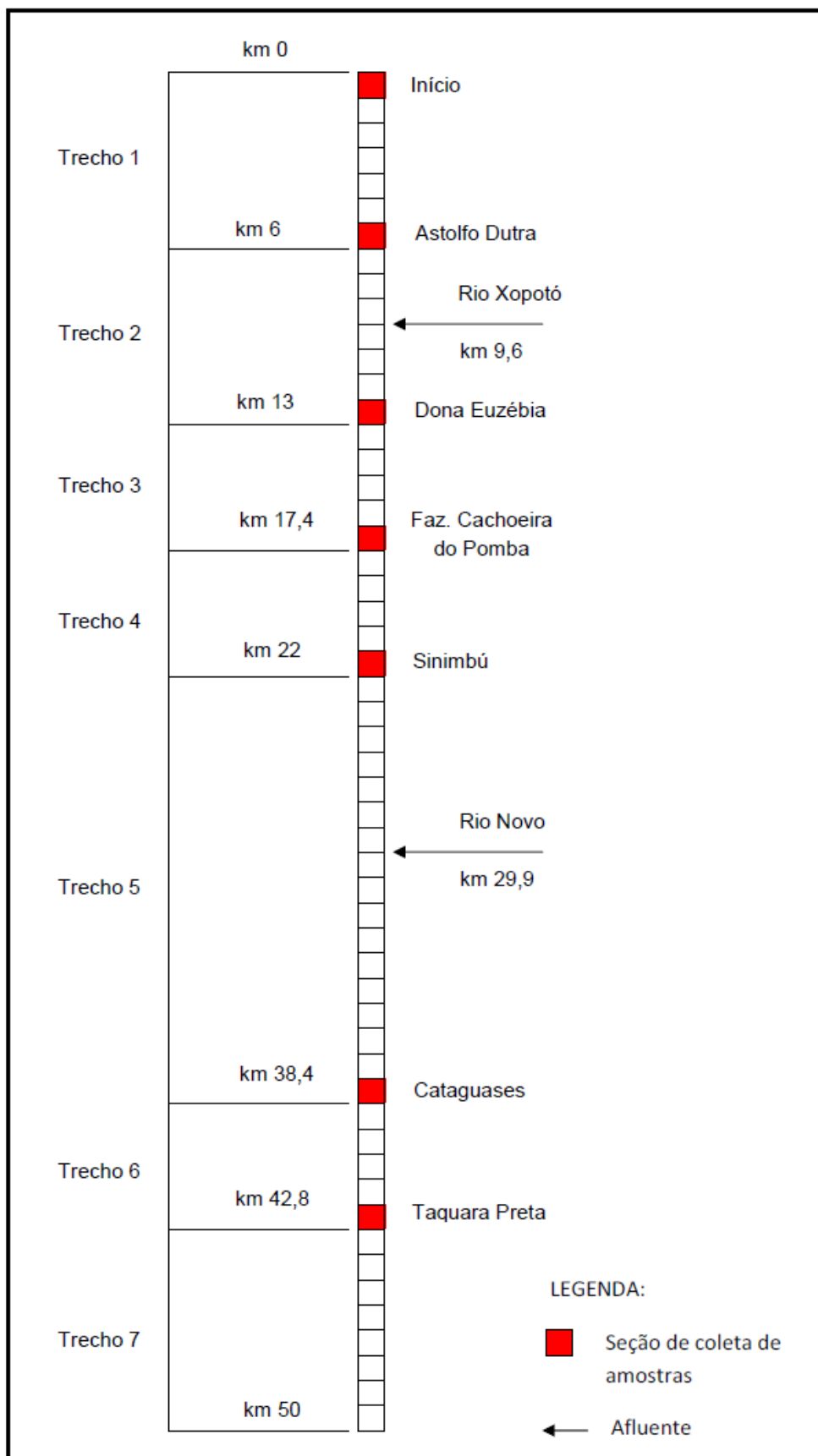


Figura 3.12 – Discretização do trecho do rio Pomba utilizado como dado de entrada no processo de calibração dos modelos matemáticos de qualidade de água

O sistema fluvial foi dividido em sete trechos, considerando os dados hidráulico-hidrológicos e de qualidade de água. Cada trecho possui um número inteiro de elementos computacionais. Cada um dos 54 elementos computacionais possui comprimento igual a 1,0 km de extensão.

Os dois principais afluentes, os rios Xopotó e Novo, foram considerados como fontes pontuais e tiveram suas vazões espacializadas e seus dados limnológicos incorporados no processo de calibração. A diferença da vazão e das concentrações das variáveis de qualidade de água entre o trecho de jusante com o trecho de montante foi considerada como fonte difusa.

3.2.3.1 Variáveis limnológicas

Nessa pesquisa foram realizadas duas medições de campo e análises laboratoriais das variáveis limnológicas listadas na Tabela 3.3, as quais foram comparadas com a Resolução Conama nº 357/2005.

Tabela 3.3 – Variáveis físicas, químicas e biológicas utilizadas no estudo da qualidade da água do rio Pomba

Variáveis	Unidade
Temperatura	°C
pH	-
Condutividade Elétrica	μS cm ⁻¹
Alcalinidade	mg L ⁻¹ de CaCO ₃
Coliformes Termotolerantes	NMP/100 mL
Oxigênio Dissolvido (OD)	mg L ⁻¹ de O ₂
Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO ₅)	mg L ⁻¹ de O ₂
Demanda Química de Oxigênio (DQO)	mg L ⁻¹ de O ₂
Sólidos Totais	mg L ⁻¹
Sólidos Inorgânicos Suspensos	mg L ⁻¹
Detritos (Matéria Orgânica Particulada)	mg L ⁻¹
Nitrogênio Total	mg L ⁻¹ de N
Nitrogênio Orgânico	mg L ⁻¹ de N
Nitrogênio Amoniacal	mg L ⁻¹ de N
Nitrato	mg L ⁻¹ de N
Fósforo Total	mg L ⁻¹ de P

A variável Temperatura foi medida *in situ* com auxílio de um oxímetro (*Traceable Digital Oxygen Meter*) com sensibilidade de 0,1°C, previamente calibrado. As amostras de água cujas análises não podiam ser quantificadas em campo foram coletadas, acondicionadas em recipientes lavados com solução própria e armazenadas em caixas de isopor a uma temperatura média de 4°C, conforme recomendado por Matos (2006).

No momento da amostragem foi feita a ambientação dos frascos, submergindo-os e enxaguando-os duas ou três vezes na água do rio Pomba. Utilizou-se uma jarra de coleta de água em algumas seções de monitoramento devido à impossibilidade de chegar às margens, principalmente na expedição de campo referente ao período de estiagem. Quando esse problema não ocorreu, os frascos foram mergulhados de boca para baixo, no sentido contra a corrente, e virados lentamente até ficarem completamente preenchidos com o líquido e sem bolhas de ar.

Após o término das coletas, as amostras foram conduzidas para o Laboratório de Qualidade da Água, do Departamento de Engenharia Agrícola (DEA), na Universidade Federal de Viçosa (UFV), onde foram armazenadas em geladeira a aproximadamente 4°C, para posteriores análises.

As análises de condutividade elétrica e pH foram feitas com o auxílio de um condutivímetro e peagâmetro de bancada, respectivamente. Para a obtenção do número de coliformes termotolerantes utilizou-se o Colilert 24 h, possibilitando a detecção, confirmação e enumeração, simultaneamente, dos organismos em 24 horas. Esse procedimento é recomendado pela U.S.EPA e aceito por APHA (2005).

As análises de alcalinidade e DQO foram efetuadas por meio de titulação seguindo a metodologia descrita por APHA (2005). As análises de sólidos foram realizadas utilizando um filtro de 0,45 µm de diâmetro de poro para separar as frações, seguindo igualmente a metodologia descrita por APHA (2005).

As análises de fósforo e nitrato foram realizadas em espectrofotômetro com leituras nos comprimentos de onda iguais a 725 e 410 nm, respectivamente. A concentração de nitrogênio orgânico foi obtida pela diferença entre a concentração de nitrogênio total e a soma das concentrações de nitrogênio amoniacal e nitrato. A concentração de nitrito não foi quantificada nessa pesquisa.

Utilizou-se o método eletroquímico (oxímetro) e o método Winkler ou iodométrico para analisar o oxigênio dissolvido no curso d'água. O primeiro se baseia na taxa de

difusão molecular do oxigênio através da membrana de um eletrodo; o segundo, na propriedade de oxidação do OD (BÁRBARA, 2006). Entretanto, no que tange à utilização do oxímetro, devido a imprevistos ocorridos durante a segunda campanha de campo, como a perda da membrana eletrolítica na primeira seção de monitoramento, só foi possível utilizá-lo durante a primeira expedição de campo.

Com relação à DBO, o método de determinação consistiu-se na quantificação da concentração de oxigênio dissolvido (método Winkler), antes e após a incubação, sob temperatura controlada, na amostra diluída (MATOS, 2006). A diferença entre os valores de oxigênio dissolvido na amostra no dia zero e após 5 dias de incubação a 20°C, indicou a concentração de $DBO_{5, 20^{\circ}C}$ para cada seção de monitoramento.

As expedições de campo permitiram a obtenção de informações limnológicas fundamentais no processo de calibração dos modelos matemáticos utilizados no estudo e a caracterização do estado atual da qualidade da água no médio rio Pomba da seguinte maneira:

- Espacialmente: analisou-se a qualidade da água ao longo de nove seções de monitoramento, perfazendo um trecho de 42,8 km.
- Temporalmente: verificou-se diferenças nas concentrações das variáveis limnológicas durante as duas datas distintas estudadas, períodos seco e chuvoso, realizadas nos meses de outubro de 2008 e janeiro de 2009.

Nas Figuras 3.13 e 3.14 estão ilustrados alguns aspectos gerais dos trabalhos realizados nas campanhas de campo e em laboratório.

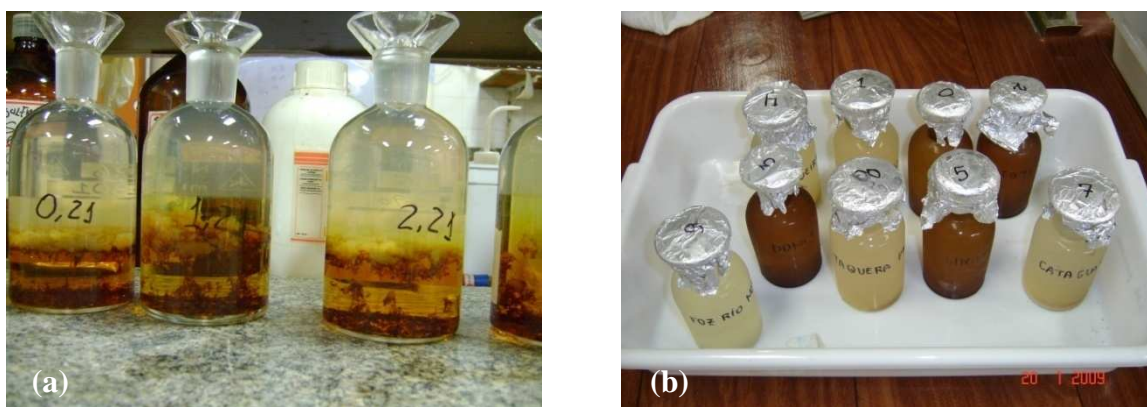


Figura 3.13 – Fixação do oxigênio dissolvido pelo método Winkler (a); Amostras de coliformes termotolerantes (b)

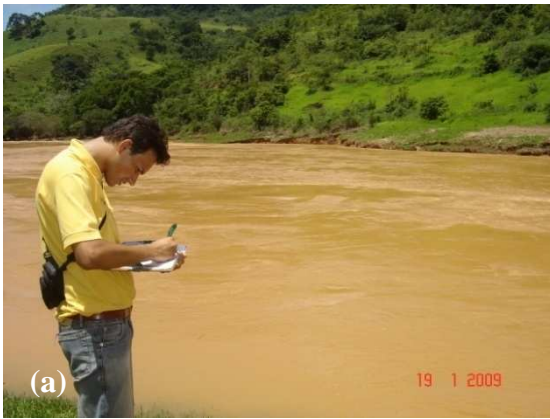


Figura 3.14 – Anotação em formulário próprio dos dados obtidos em campo, como coordenadas geográficas e temperatura da água (a); Início das análises laboratoriais (b)

3.2.3.2 Dados hidráulico-hidrológicos

Os estudos hidráulico-hidrológicos no rio Pomba se iniciaram com a obtenção dos coeficientes de ajuste, que são calculados em função da velocidade, profundidade e vazão médias, de acordo com as equações apresentadas a seguir.

$$V = aQ^b \quad (3.1)$$

$$H = cQ^d \quad (3.2)$$

em que,

V = velocidade (m s^{-1});

H = profundidade (m);

Q = vazão ($\text{m}^3 \text{s}^{-1}$); e

a, b, c, d = coeficientes de ajuste.

Para estimar os coeficientes de ajuste foram utilizados os dados das séries históricas de vazão das estações fluviométricas de Astolfo Dutra (código 58735000) e Cataguases (código 58770000), ambas pertencentes à sede hidrometeorológica da ANA. Os dados de vazão foram obtidos no Sistema de Informações Hidrológicas da ANA (plataforma HydroWeb). A série histórica da estação localizada em Astolfo Dutra abrange o período de 1930 a 2005 e da estação de Cataguases de 1934 a 2005. Esses dados foram lançados em

dois sistemas gráficos bidimensionais, (V, Q) e (H, Q), sendo, posteriormente, realizados ajustes não-lineares.

A curva-chave de cada uma das estações fluviométricas foi obtida no site da ANA. Desse modo foi possível estimar a vazão no dia da coleta de amostras. Nas outras seções de monitoramento, a vazão foi estimada pelo método da Regionalização de Vazões com a utilização do conceito de descarga ou vazão específica.

Para a aplicação desse método foi necessário presumir que as condições hidrológicas de chuva e vazão são as mesmas para todo o local estudado. Essas características foram admitidas como homogêneas para o trecho em estudo, uma vez que a extensão considerada é pequena em relação à bacia hidrográfica do rio Pomba. Assim, foi possível espacializar os valores de vazão para todo o trecho estudado.

A bacia de drenagem de cada seção de monitoramento foi obtida por intermédio do Sistema de Informação Geográfica (SIG) utilizando o software ArcGIS 9.3[®], da *Environmental Systems Research Institute* (ESRI). A metodologia utilizada para gerar os resultados foi descrita por Marques e Silva (2007), a qual consiste na manipulação de uma série de funções do software com o objetivo de transformar o MDE em MDEHC.

Para que o MDE tratado fosse considerado hidrológicamente consistente realizou-se a comparação entre a drenagem numérica, gerada pelo próprio modelo, e a drenagem do IBGE, observando-se que essas eram coincidentes. Para a validação do MDEHC, delimitou-se a bacia de contribuição do rio Pomba a partir de um ponto inserido na foz.

Por meio de algoritmos específicos, descritos por Marques e Silva (2007), foi possível determinar uma série de características físicas da bacia, inclusive a bacia de drenagem de qualquer seção.

3.2.4 Autodepuração e parâmetros cinéticos para a simulação

A capacidade de autodepuração em um rio pode ser simulada de maneira simplificada por meio dos parâmetros cinéticos de qualidade da água. No presente trabalho foram utilizados o coeficiente de desoxigenação (K_1), o coeficiente de reaeração (K_2) e o coeficiente de sedimentação (K_3) por serem aqueles que estão melhor associados às concentrações de oxigênio dissolvido e matéria orgânica no ecossistema aquático.

3.2.4.1 Coeficiente de desoxigenação (K_1) e DBO última (L_0)

No presente estudo utilizou-se, para a quantificação de K_1 e L_0 , o método de regressão não linear, considerado por Von Sperling (2007) como um método mais simples de trabalhar devido à facilidade de acesso a programas estatísticos em microcomputadores.

Os dados de entrada para tal método foram os valores de DBO exercida (L) analisados em laboratório durante os dias 0, 5, 7, 11, 13, 15, 19 e 21. Desse modo, pares ordenados de tempo (t) e DBO exercida (L) foram obtidos, tornando possível ajustar uma equação por meio de regressão não linear sobre os pontos experimentais. A ferramenta estatística utilizada para estimar os valores de K_1 e L_0 , parâmetros da equação, foi o SOLVER, do aplicativo Excel. Esse método possui a vantagem de estimar, também, a DBO última (L_0), concentração de OD consumida pelos microrganismos decompositores.

$$L = L_0(1 - e^{-K_1 \cdot t}) \quad (3.3)$$

Nesse estudo, a estimativa de K_1 e L_0 foi realizada nas duas campanhas de campo e em todas as seções de monitoramento localizadas no eixo longitudinal do rio Pomba. Optou-se por este procedimento devido à importância desses parâmetros no estudo da capacidade de autodepuração em rios e por serem fundamentais na utilização de modelos matemáticos de qualidade de água.

3.2.4.2 Coeficiente de reaeração (K_2)

No estudo da modelagem da qualidade da água realizado no médio rio Pomba, utilizou-se um método diferente dos descritos na literatura. O coeficiente de reaeração foi calculado utilizando a equação de Streeter-Phelps modificada (LIMA, 2005) para cada um dos trechos considerados na modelagem.

$$OD_f = OD_{sat} - \frac{K_1}{K_2 - (K_1 + K_3)} \left(L_0 - \frac{L_a}{K_1 + K_3} \right) \left(e^{-(K_1 + K_3)t} - e^{-K_2 t} \right) + \frac{K_1 L_a}{K_2 (K_1 + K_3)} (1 - e^{-K_2 t}) + D e^{-K_2 t} \quad (3.4)$$

em que,

OD_f = concentração de oxigênio dissolvido no ponto final do trecho considerado (mg L^{-1});

OD_{sat} = concentração de saturação do oxigênio dissolvido ($mg L^{-1}$);
 K_1 = coeficiente de desoxigenação (d^{-1});
 K_2 = coeficiente de reaeração (d^{-1});
 K_3 = coeficiente de sedimentação (d^{-1});
 L_o = demanda bioquímica última de oxigênio ($mg L^{-1}$);
 t = tempo (d);
 $D = OD_{Sat} - OD_i$ = déficit de OD ($mg L^{-1}$);
 OD_i = concentração de OD no ponto inicial do trecho considerado ($mg L^{-1}$); e
 L_a = incremento de DBO remanescente ao longo do trecho considerado ($mg L^{-1}$).

A variável L_a foi calculada por meio do balanço de massa realizado nos trechos discretizados no rio Pomba, conforme está apresentado na Equação 3.5:

$$L_a = \frac{L_f(Q_r + Q_{inc} + Q_a) - Q_r L_i - Q_a L_{afl}}{Q_{inc}} \quad (3.5)$$

em que,

L_f = DBO remanescente no ponto final do trecho considerado ($mg L^{-1}$);
 L_i = DBO remanescente no ponto inicial do trecho considerado ($mg L^{-1}$);
 L_{afl} = DBO remanescente do afluente ($mg L^{-1}$);
 Q_r = vazão do rio ($m^3 s^{-1}$);
 Q_{inc} = vazão incremental ($m^3 s^{-1}$); e
 Q_a = vazão do afluente ($m^3 s^{-1}$).

A vazão incremental foi calculada pela diferença entre a vazão final e inicial do trecho considerado e o coeficiente de sedimentação (K_3) foi estimado com base na literatura. Dessa forma, todos os parâmetros da Equação 3.4 são conhecidos, exceto o coeficiente de reaeração (K_2). Como se trata de uma equação de difícil resolução analítica, a ferramenta SOLVER, do aplicativo Excel, foi utilizada para facilitar os cálculos.

A vantagem desse método é a obtenção do coeficiente K_2 em cada trecho discretizado, aumentando a precisão da simulação ao longo de todo o rio em estudo, além de incorporar informações limnológicas, e não somente os dados hidráulicos (velocidade, profundidade e vazão), como nas diversas equações empíricas.

3.2.4.3 Coeficiente de sedimentação (K_3)

O coeficiente de sedimentação (K_3) foi estimado com base em tabelas disponibilizadas na literatura (VON SPERLING, 2007). Essas tabelas relacionam a condição qualitativa do corpo hídrico com os valores mais usuais para esse parâmetro cinético, considerando a profundidade do nível d'água (rios rasos e profundos).

3.2.5 Calibração dos modelos de qualidade de água

Ao utilizar-se da modelagem matemática na solução de problemas ambientais é necessário calibrar os modelos para as condições locais de estudo. No presente trabalho foram utilizados três modelos matemáticos para representar a qualidade da água no médio rio Pomba: o modelo analítico de Streeter-Phelps modificado, o modelo QUAL-UFMG e o modelo QUAL2Kw. Esses modelos foram calibrados para duas condições de vazão. A primeira expedição de campo, em outubro de 2008, caracterizou o período de estiagem na bacia e a segunda expedição, realizada em janeiro de 2009, o período de cheia.

O modelo de Streeter-Phelps modificado foi calibrado para as variáveis limnológicas OD e DBO e o modelo QUAL-UFMG para as variáveis OD, DBO, nitrogênio total, fósforo total e coliformes termotolerantes. A calibração foi feita manualmente, ou seja, os parâmetros cinéticos dos modelos foram alterados, de acordo com as faixas de valores encontradas na literatura, até que a curva simulada se ajustasse o melhor possível aos dados medidos em campo, com exceção do coeficiente de desoxigenação (K_1), estimado em laboratório, e do coeficiente de reaeração (K_2), calculado trecho a trecho utilizando a equação de Streeter-Phelps modificada.

O modelo de qualidade de água QUAL2Kw foi calibrado para as seguintes variáveis físicas, químicas e biológicas: vazão, temperatura, condutividade elétrica, sólidos inorgânicos suspensos, detritos (material orgânico particulado), sólidos totais, pH, alcalinidade, DBO, OD, DQO, coliformes termotolerantes, nitrogênio total, nitrogênio orgânico, nitrogênio amoniacal, nitrato e fósforo total. A calibração foi feita automaticamente pelo algoritmo de otimização implícito no modelo, ou seja, o próprio modelo faz a busca entre os possíveis valores dos parâmetros cinéticos de qualidade de

água convergindo à menor soma dos quadrados dos resíduos, sendo necessário indicar apenas a faixa de valores.

A variável biológica coliforme termotolerante foi calibrada apenas para o período chuvoso na bacia, visto que a contagem de coliformes durante o período de estiagem foi inferior a 10 NMP/100 mL, interferindo na acurácia da simulação por parte dos modelos QUAL-UFMG e QUAL2Kw.

As faixas de valores dos demais parâmetros cinéticos utilizados na calibração dos modelos de qualidade de água QUAL-UFMG e QUAL2Kw foram obtidas em manuais de modelos ambientais, como o QUAL2E, o QUAL2K e o QUAL2Kw, e na literatura, uma vez que estudos envolvendo calibração de modelos matemáticos de qualidade de água são raros no Brasil. Esses dados encontram-se discriminados no Apêndice 1.

3.2.6 Validação dos modelos de qualidade de água

Na validação dos três modelos de qualidade de água nos dois períodos hidrológicos distintos, utilizaram-se como dados quali-quantitativos as informações obtidas *in situ* por Silva et al. (2008) no período de outubro de 2006 a setembro de 2008, no mesmo trecho do rio Pomba.

Neste trabalho, uma expedição de campo foi realizada em maio de 2006 com intuito de coletar dados hidráulicos e limnológicos para verificar a quantidade e a qualidade da água no rio Pomba. Durante essa expedição foram coletadas informações relativas à velocidade e dispersão, obtidas por meio de traçadores fluorescentes, e variáveis limnológicas, como OD, DBO, temperatura, pH, coliformes termotolerantes, nitrogênio total e fósforo total, posteriormente analisadas em laboratório. Desse modo, a validação dos modelos de qualidade de água foi feita para condição intermediária de vazão, diferente da encontrada nas campanhas realizadas durante essa pesquisa.

As seções de monitoramento estudadas por Silva et al. (2008) foram as mesmas utilizadas nessa pesquisa, com exceção dos pontos Fazenda Cachoeira do Pomba (km 17,4) e Taquara Preta (km 42,8). Na ocasião, também foram incorporadas as vazões e os dados de qualidade de água dos rios Xopotó e Novo, como entradas pontuais no eixo longitudinal do rio Pomba.

4. RESULTADOS E DISCUSSÕES

4.1 Análise de sensibilidade dos modelos

Apresenta-se nas Figuras 4.1 e 4.2 a sensibilidade da concentração de OD em relação aos parâmetros cinéticos, quando submetidos à variação positiva de 10% nos valores iniciais, para as campanhas realizadas nos períodos seco (vazão baixa) e chuvoso (vazão alta), respectivamente.

Verificou-se o mesmo comportamento nos três modelos, em termos de variação percentual nos dados de saída (OD e DBO) relativo aos parâmetros cinéticos analisados. Assim, os resultados apresentados correspondem à percentagem média de variação da concentração de OD e DBO, variáveis de saída, segundo o método utilizado.

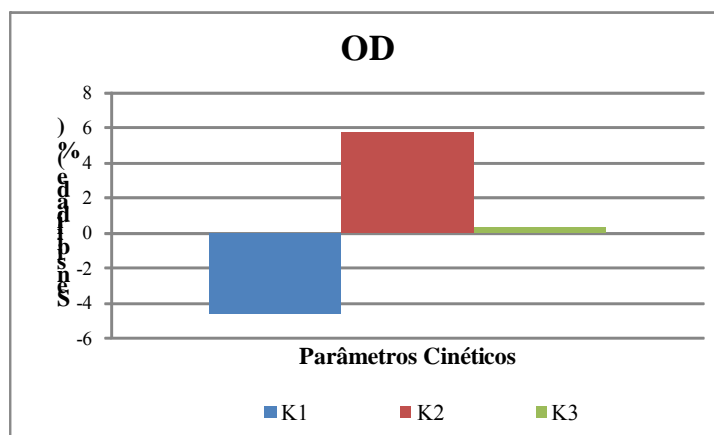


Figura 4.1 – Análise de sensibilidade para a variável OD (campanha de período seco)

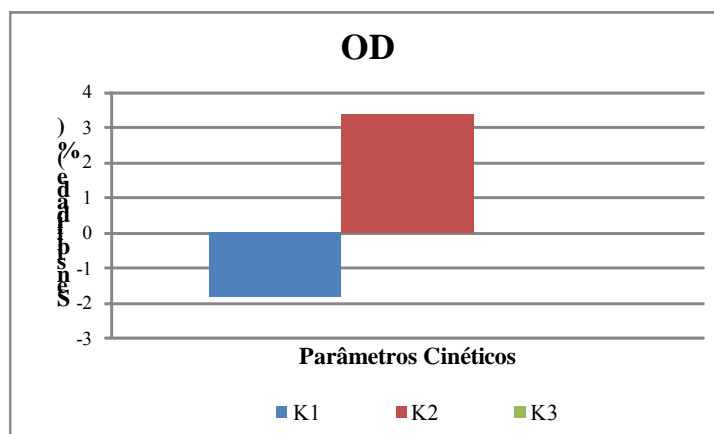


Figura 4.2 – Análise de sensibilidade para a variável OD (campanha de período chuvoso)

Verifica-se nas Figuras 4.1 e 4.2 que a concentração de OD se mostrou mais sensível ao coeficiente de reaeração (K_2), com sensibilidade positiva de 5,7% e 3,4% para as campanhas realizadas nos períodos seco e chuvoso, respectivamente. Percentuais positivos de sensibilidade significam que o parâmetro cinético K_2 tende a elevar a concentração de OD no curso d'água, quando esse parâmetro sofre uma variação positiva. O coeficiente de desoxigenação (K_1) apresentou sensibilidade negativa de 4,6% e 1,8% para as campanhas realizadas nos períodos seco e chuvoso, respectivamente, fazendo, assim, decrescer a concentração de oxigênio na massa líquida. O coeficiente de sedimentação (K_3) pouco influenciou na concentração de OD no rio nas duas campanhas de campo realizadas, sendo o valor de sensibilidade aproximadamente igual a 0,5% na campanha de período seco e 0% na campanha de período chuvoso.

O percentual nulo de sensibilidade da concentração de OD ao parâmetro cinético K_3 na campanha de período chuvoso justifica-se pelo aumento da vazão nesse período, fazendo com que houvesse menor sedimentação no curso d'água.

Os resultados obtidos foram semelhantes aos encontrados por Oppa (2007), no estudo da qualidade da água do rio Vacacaí Mirim, usando como ferramenta o modelo de qualidade de água QUAL2E. As análises de sensibilidade mostraram que o valor da concentração de OD, nas duas condições de vazão (alta e baixa), é menos sensível ao coeficiente de sedimentação, mas, por outro lado, possui grande sensibilidade ao coeficiente de reaeração, indicando que o processo de reoxigenação exerce grande influência na capacidade de autodepuração dos cursos d'água.

Nas Figuras 4.3 e 4.4 estão apresentadas as análises de sensibilidade para a variável limnológica DBO durante as campanhas de campo realizadas nos períodos seco e chuvoso, respectivamente.

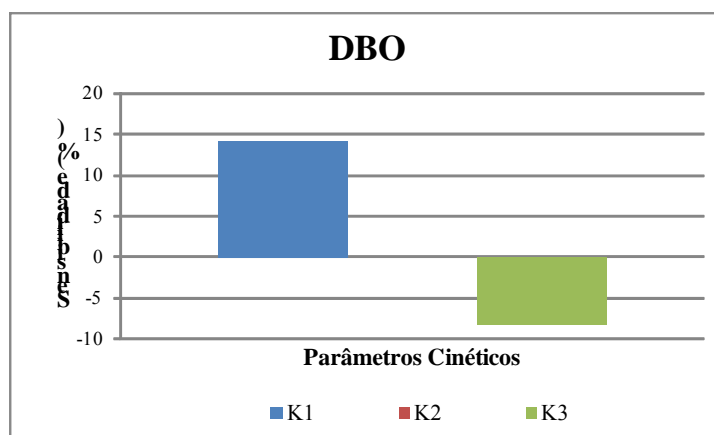


Figura 4.3 – Análise de sensibilidade para a variável DBO (campanha de período seco)

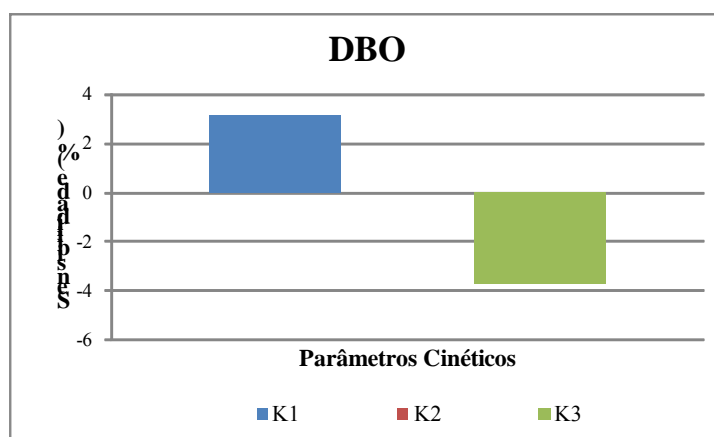


Figura 4.4 – Análise de sensibilidade para a variável DBO (campanha de período chuvoso)

Observa-se nas Figuras 4.3 e 4.4 diferentes comportamentos para as duas condições de vazões estudadas. Durante a campanha de período seco, o parâmetro que mais influenciou a concentração de DBO foi o K_1 , com 14,1%. Isso se deve à maior concentração de matéria orgânica no curso d'água em vazões baixas. Quanto maior a concentração de DBO, mais rapidamente se processará a desoxigenação (VON SPERLING, 2005) aumentando, assim, o seu valor. Já o valor de K_3 apresentou sensibilidade negativa de 8,15%, concorrendo para o decréscimo da concentração de matéria orgânica na massa líquida.

O contrário ocorreu durante a campanha de período chuvoso, no qual o parâmetro que mais influenciou a concentração de DBO foi o K_3 , com sensibilidade negativa de

3,7%. Como a matéria orgânica, em condições de vazão alta, se encontra mais diluída na massa líquida, o K_1 teve menor influência na concentração de DBO, com sensibilidade positiva de 3,1%.

Os resultados da análise de sensibilidade da concentração de DBO aos parâmetros cinéticos K_1 , K_2 e K_3 mostraram pouca sensibilidade dessa variável de qualidade de água ao coeficiente de reaeração (K_2). Esse mesmo resultado foi encontrado nos três modelos de qualidade de água considerando as duas campanhas de campo realizadas nessa pesquisa. Cabe ressaltar que a influência de K_2 na concentração da matéria orgânica no curso d'água não possui relação direta, uma vez que a introdução de gás no corpo hídrico influencia diretamente a concentração de oxigênio dissolvido. Mas, existe sim relação indireta de K_2 na concentração da matéria orgânica, uma vez que a concentração de oxigênio está diretamente relacionada com a concentração de matéria orgânica.

4.2 Calibração dos modelos de qualidade de água

4.2.1 Parâmetros cinéticos

4.2.1.1 Coeficiente de desoxigenação (K_1) e DBO última (L_0)

Na Tabela 4.1 estão apresentados os valores do coeficiente de desoxigenação (K_1) e DBO última (L_0) para as campanhas de campo realizadas nos períodos seco (1ª Campanha) e chuvoso (2ª Campanha), nos sete trechos estudados no rio Pomba. Ressalta-se que estes valores foram utilizados no processo de calibração dos três modelos de qualidade de água utilizados nessa pesquisa.

Tabela 4.1 – Valores estimados de K_1 (20°C) e L_0 utilizados na calibração dos modelos

Trecho	1ª Campanha		2ª Campanha	
	K_1 (d ⁻¹)	L_0 (mg L ⁻¹)	K_1 (d ⁻¹)	L_0 (mg L ⁻¹)
1	0,10	6,71	0,09	16,70
2	0,20	5,99	0,09	15,92
3	0,03	26,25	0,12	17,18
4	0,09	10,99	0,05	24,21
5	0,15	14,28	0,14	19,71
6	0,09	36,91	0,17	17,02
7	0,09	35,28	0,13	18,23

Observa-se na Tabela 4.1 que os valores de K_1 estimados para o rio Pomba são considerados baixos, comparados com os valores apresentados por Von Sperling (2007) (Tabela 2.2), tanto para a campanha de campo realizada no período seco quanto para a campanha de período chuvoso. Entretanto, deve-se enfatizar que a interpretação dos valores de K_1 deve estar sempre vinculada às informações de demanda bioquímica de oxigênio última (L_0) no curso d'água, uma vez que este representa a taxa de oxidação da matéria orgânica e, por consequência, o consumo de oxigênio na água.

Os maiores valores de K_1 estão relacionados ao trecho 2, entre os municípios de Astolfo Dutra e Dona Euzébia (campanha de período seco), e ao trecho 6, localizado no município de Cataguases (campanha de período chuvoso). Esses valores indicam que, nesses trechos, há contaminação mais recente nas águas do rio Pomba. O lançamento constante de esgoto dos municípios de Astolfo Dutra, Dona Euzébia e Cataguases no rio Pomba propiciou o aumento da concentração de material orgânico mais lábil.

A matéria orgânica mais lábil, como os esgotos domésticos concentrados, é aquela mais instável e facilmente decomposta pelos microrganismos presentes no curso d'água. A menos instável é a matéria orgânica menos lábil, dificilmente decomposta por microrganismos, como, por exemplo, os detergentes.

Farage (2009) estudou a influência do uso e ocupação do solo na qualidade das águas do rio Pomba em dois períodos hidrológicos distintos. As vazões médias para as campanhas de períodos seco e chuvoso foram $25,2 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ e $34,8 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, respectivamente. O trecho III no referente estudo coincide com os trechos 3 e 4 discretizados nesse trabalho. O autor obteve valores médios de K_1 iguais a $0,13 \text{ d}^{-1}$ para a campanha de período seco, e $0,16 \text{ d}^{-1}$ para a campanha de período chuvoso. Ao se fazer a média dos valores de K_1 para os trechos 3 e 4, nessa pesquisa, encontra-se $0,06 \text{ d}^{-1}$ para a campanha de período seco e $0,09 \text{ d}^{-1}$ para a campanha de período chuvoso, valores menores comparados com o trabalho de Farage (2009). Entretanto, em ambos os trabalhos, verificou-se aumento dos valores de K_1 na campanha de período chuvoso, indicando acréscimo de matéria orgânica mais lábil no corpo hídrico. Segundo Farage (2009), em estudos de qualidade de água há de se ressaltar a importância da época e do local de amostragem. Se as amostras de água forem coletadas no período de início das chuvas, a tendência é de se obter maiores valores de K_1 . Isso decorre do fato de que as primeiras chuvas promovem a lavagem de superfícies, incorporando maior concentração de material facilmente degradável nos rios, o que é indicado pelo aumento dos valores de K_1 .

Almeida (2006) também estudou o coeficiente K_1 para o rio Pomba em três seções de monitoramento para duas condições de vazão. As vazões médias quantificadas nas campanhas de campo realizadas nos períodos seco e chuvoso foram iguais a $3,26 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ e $4,02 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, respectivamente. Os valores médios de K_1 encontrados para as campanhas de períodos seco e chuvoso foram iguais a $0,15 \text{ d}^{-1}$ e $0,17 \text{ d}^{-1}$, respectivamente. O autor justificou o aumento no valor de K_1 , da campanha de período seco para o chuvoso, como sendo o incremento de matéria orgânica no curso d'água causado pelo aumento dos índices pluviométricos.

De fato, com o aumento da precipitação, a concentração da matéria orgânica tende a aumentar no curso d'água devido ao escoamento superficial, carreando a matéria orgânica proveniente de ruas, prédios, pastagens, cultivos, entre outros, para a calha dos rios; os valores de K_1 também tendem a aumentar, pois quanto maior a concentração de matéria orgânica remanescente no curso d'água, mais rapidamente se processará a desoxigenação (VON SPERLING, 2005). Por outro lado, com o aumento da vazão do curso d'água, a matéria orgânica tenderá a decrescer devido à maior diluição, conseqüentemente, o valor de K_1 também decrescerá (FARAGE, 2009).

4.2.1.2 Coeficiente de reaeração (K_2)

Na Tabela 4.2 estão apresentados os valores encontrados para as campanhas de campo realizadas nos períodos seco (1ª Campanha) e chuvoso (2ª Campanha). Cabe enfatizar, mais uma vez, que esses valores foram utilizados no processo de calibração dos três modelos de qualidade de água.

Tabela 4.2 – Valores de K_2 (20°C) utilizados na calibração dos modelos

Trecho	K_2 (d^{-1})	
	1ª Campanha	2ª Campanha
1	1,24	0,72
2	0,01	0,10
3	0,80	0,51
4	0,55	1,03
5	0,24	2,12
6	1,50	1,35
7	1,50	1,35

Os valores típicos de K_2 para rios profundos são 0,12 a 1,15 d^{-1} e, para rios rasos, 0,23 a 1,61 d^{-1} (VON SPERLING, 2005). Na presente pesquisa, a variação dos valores de K_2 , para a campanha de campo realizada no período seco, foi 0,01 a 1,50 d^{-1} . O trecho mais crítico encontrado foi o segundo, entre os municípios de Astolfo Dutra e Dona Euzébia, com valores menores que 0,20 d^{-1} , afetando drasticamente a qualidade da água. Nesse trecho, a autodepuração do rio Pomba é muito baixa, sendo necessário tomar medidas preventivas de controle de lançamentos de efluentes no rio. À jusante de Cataguases, trechos 6 e 7, o rio Pomba possui seu maior valor de K_2 (1,50 d^{-1}) e, conseqüentemente, a maior capacidade de autodepuração no período de estiagem.

Os valores do coeficiente de reaeração encontrados na campanha de campo realizada no período chuvoso variaram de 0,10 a 2,12 d^{-1} . Observa-se, por meio dos resultados obtidos, a melhora da qualidade da água devido à maior introdução de oxigênio na massa líquida, provocada pelo aumento da vazão e, conseqüentemente, pelo aumento da turbulência nas águas. Mais uma vez, o segundo trecho foi o que apresentou as menores taxas de reoxigenação sendo, portanto, o trecho potencialmente mais vulnerável ao decréscimo da concentração de OD. Observa-se melhora substancial do maior trecho considerado no estudo, trecho 5 com 16,4 km, entre Sinimbu e Cataguases, apresentando o maior valor de K_2 . O rio Pomba, a partir desse trecho até a última seção considerada na pesquisa, possui grande capacidade de depuração de efluentes.

Farage (2009) em seus estudos de qualidade de água encontrou valores de K_2 da ordem de 0,33 d^{-1} , para a campanha de período seco, e 0,69 d^{-1} , para a campanha de período chuvoso. Esses coeficientes são inferiores comparados com os valores encontrados nesse trabalho. Almeida (2006) encontrou valores de K_2 mais próximos aos obtidos no presente trabalho, iguais a 0,92 d^{-1} e 0,76 d^{-1} para as campanhas de períodos seco e chuvoso, respectivamente.

4.2.1.3 Coeficiente de sedimentação (K_3)

Durante o processo de calibração dos modelos matemáticos de qualidade de água de Streeter-Phelps modificado e QUAL-UFMG adotou-se o coeficiente de sedimentação igual a 0,50 d^{-1} e 0,40 d^{-1} para as campanhas de campo realizadas nos períodos seco e chuvoso, respectivamente, por serem os valores que melhor se ajustaram.

O modelo QUAL2Kw forneceu, após o processo de calibração, a velocidade de sedimentação do material particulado (v_s). O valor de v_s para as campanhas de campo realizadas nos períodos seco e chuvoso foi igual a 1,68 m d⁻¹ e 0,81 m d⁻¹, respectivamente. Desse modo, os valores de K_3 quantificados por esse modelo diferem dos valores adotados pelos outros. Na Tabela 4.3 estão apresentados os valores de K_3 quantificados pelo modelo QUAL2Kw para cada trecho estudado no rio Pomba.

Tabela 4.3 – Valores de K_3 (20°C) utilizados na simulação do modelo QUAL2Kw

Trecho	K_3 (d ⁻¹)	
	1ª Campanha	2ª Campanha
1	1,18	0,36
2	1,00	0,30
3	1,00	0,30
4	1,00	0,30
5	0,84	0,25
6	0,84	0,25
7	0,84	0,25

Observa-se na Tabela 4.3 que os valores estimados de K_3 para a campanha de período seco foram maiores que os valores estimados para a campanha de período chuvoso. Esses valores eram esperados, uma vez que o K_3 é inversamente proporcional à profundidade do curso d'água, ou seja, os maiores valores desse parâmetro cinético são obtidos em períodos mais secos, com baixos valores de vazão. Oppa (2007) adotou valor de K_3 igual a 0,30 d⁻¹ para as campanhas realizadas nos períodos seco e chuvoso ao estudar a qualidade da água do rio Vacacaí Mirim.

4.2.2 Dados hidráulico-hidrológicos

Os coeficientes de ajuste utilizados na calibração dos modelos de Streeter-Phelps modificado, QUAL2Kw e QUAL-UFMG estão apresentados na Tabela 4.4.

Tabela 4.4 – Coeficientes de ajuste utilizados na calibração dos modelos matemáticos

Campanhas de campo	Coeficientes de Ajuste			
	a	b	c	d
1	0,058	0,570	0,527	0,371
2	0,042	0,573	0,296	0,403

Na Figura 4.5 está apresentada a variação da vazão observada na estação fluviométrica de Astolfo Dutra por meio da curva-chave ao longo dos meses de setembro de 2008 a março de 2009.

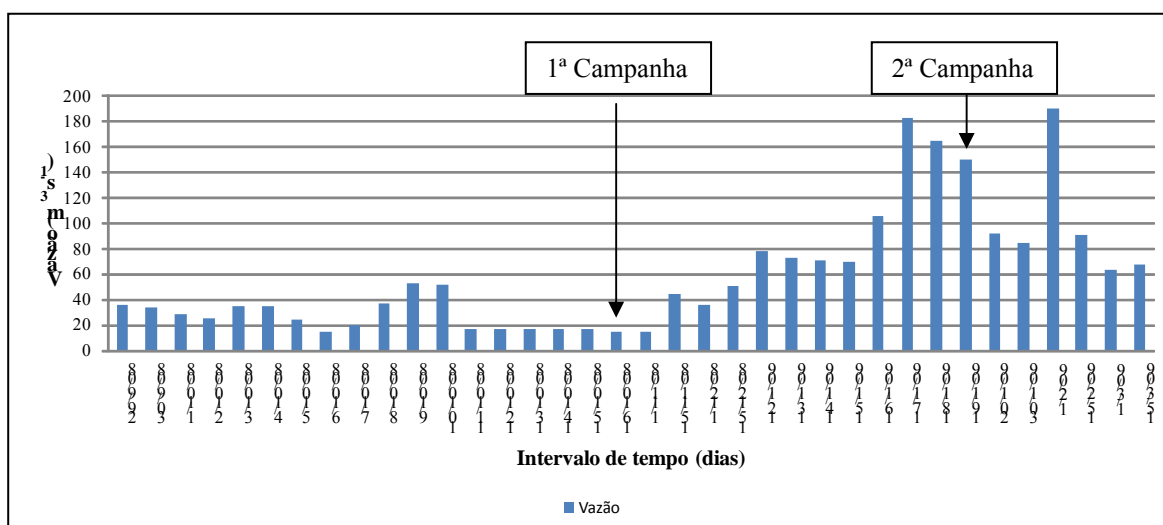


Figura 4.5 – Variação da vazão observada na estação fluviométrica de Astolfo Dutra

Na Tabela 4.5 estão apresentadas as informações sobre horários de início e fim das campanhas de campo realizadas no rio Pomba, assim como as vazões estimadas na estação fluviométrica de Astolfo Dutra por meio da curva-chave.

Tabela 4.5 – Dados referentes às campanhas de campo

Campanhas de campo	Vazão (m³ s⁻¹)	Data	Hora Início	Hora Fim
1	14,47	16/10/2008	08:00	15:10
2	150,16	19/01/2009	09:28	16:15

A partir dos valores de vazão, obtidos indiretamente na régua limnimétrica instalada na estação fluviométrica de Astolfo Dutra, e do MDEHC tornou-se possível calcular a vazão específica para as duas campanhas de campo. Os valores de vazão específica para a primeira e segunda campanhas de campo foram $0,0061983 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1} \text{ km}^{-2}$ e $0,0643223 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1} \text{ km}^{-2}$, respectivamente. A partir desse dado foi possível espacializar os valores de vazão para cada seção de monitoramento (Tabela 4.6).

De posse dos dados de vazão espacializados e dos coeficientes de ajuste foi possível estimar as variáveis hidráulicas (velocidade e profundidade) em cada seção monitorada por meio de equações que relacionam os coeficientes de ajuste com os dados de vazão (Tabela 4.7).

Tabela 4.6 – Valores espacializados de vazão para as campanhas de campo realizadas no rio Pomba

Seções de Monitoramento	Área de Drenagem (km ²)	Vazão (m ³ s ⁻¹)	
		1ª Campanha	2ª Campanha
Início	2.302,94	14,27	148,13
Astolfo Dutra	2.334,49	14,47	150,16
Foz do rio Xopotó	1.225,57	7,60	78,83
Dona Euzébia	3.634,00	22,52	233,75
Faz. Cachoeira do Pomba	3.655,64	22,66	235,14
Sinimbu	3.668,70	22,74	235,98
Foz do rio Novo	2.022,57	12,54	130,10
Cataguases	5.973,20	37,02	384,21
Taquara Preta	5.989,13	37,12	385,23

Tabela 4.7 – Variáveis hidráulicas utilizadas na calibração dos modelos

Seções de Monitoramento	1ª Campanha		2ª Campanha	
	V (m s ⁻¹)	H (m)	V (m s ⁻¹)	H (m)
Início	0,26	1,41	0,73	2,21
Astolfo Dutra	0,27	1,42	0,73	2,22
Dona Euzébia	0,34	1,67	0,95	2,66
Faz. Cachoeira do Pomba	0,34	1,68	0,95	2,66
Sinimbu	0,34	1,68	0,95	2,67
Cataguases	0,45	2,01	1,26	3,24
Taquara Preta	0,46	2,01	1,26	3,25

Nota: V (Velocidade) e H (Profundidade)

4.2.3 Parâmetros físicos, químicos e biológicos

Durante o processo de calibração dos modelos de qualidade de água foram utilizados os parâmetros cinéticos K_1 , K_2 e K_3 . Os demais parâmetros cinéticos, como os coeficientes de nitrificação e desnitrificação foram obtidos na literatura, pois trabalhos envolvendo a calibração desses parâmetros são raros no Brasil. Essas informações estão apresentadas no Apêndice 1.

Cabe ressaltar que todos os modelos apresentam, como resultados, gráficos bidimensionais relacionando a concentração de determinada substância com a distância, ao longo do trecho considerado. As concentrações das variáveis de qualidade de água foram comparadas com os limites estabelecidos pela Resolução Conama nº 357/2005 referentes à classe 2. Em alguns casos houve a necessidade de comparar com os limites estabelecidos para a classe 3, pois os da classe 2 foram ultrapassados.

4.2.3.1 Oxigênio Dissolvido (OD)

Nas Figuras 4.6 e 4.7 estão apresentados os resultados da calibração dos modelos de qualidade de água de Streeter-Phelps modificado, QUAL2Kw e QUAL-UFGM para a variável OD, considerando as campanhas de campo realizadas nos períodos seco e chuvoso, respectivamente.

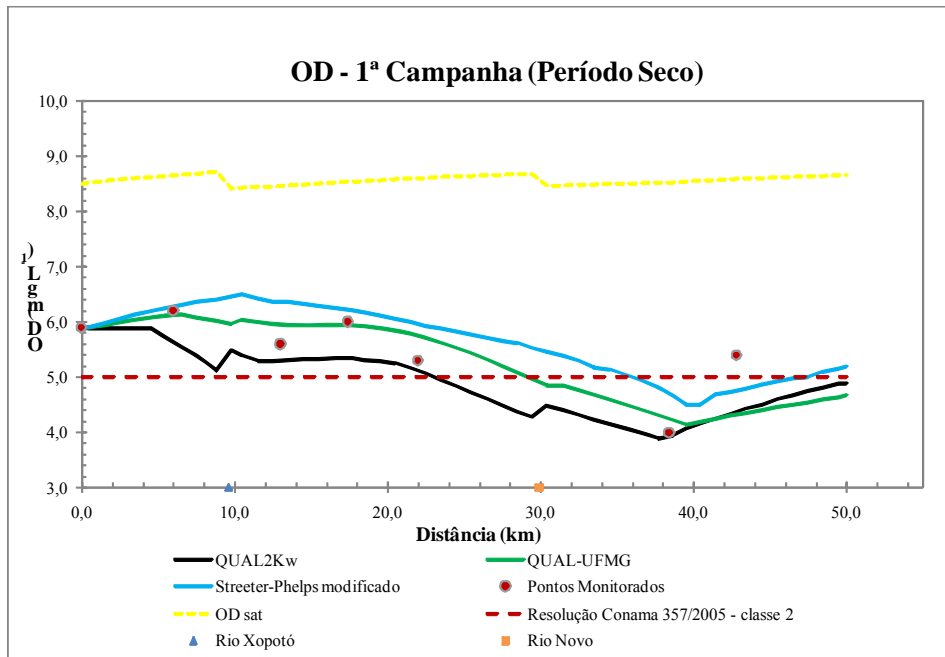


Figura 4.6 – Calibração dos modelos de qualidade de água para a variável OD, considerando a campanha de período seco

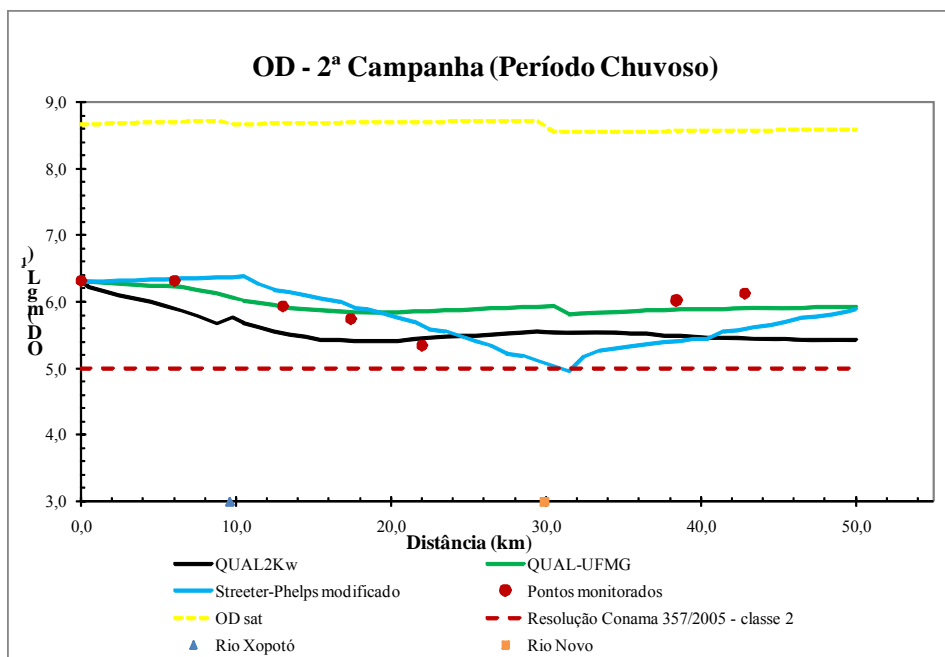


Figura 4.7 – Calibração dos modelos de qualidade de água para a variável OD, considerando a campanha de período chuvoso

A menor concentração de oxigênio dissolvido, 4 mg L^{-1} , foi observada na primeira campanha, considerado o período seco, no município de Cataguases. Durante esse período, a concentração de OD nas demais seções de monitoramento se manteve acima de 5 mg L^{-1} , valor padrão segundo a Resolução Conama nº 357/2005 para rios de classe 2. No município de Cataguases se concentra a maior população urbana ao longo dos 50 km estudados, com grande parte do descarte de efluentes lançado *in natura* no curso d'água. Desse modo, já se esperava que, nesse trecho, a concentração de OD fosse reduzida. A maior concentração de OD, na campanha de período seco, foi observada em amostra de água coletada no município de Astolfo Dutra, com $6,2 \text{ mg L}^{-1}$, sendo maior que na primeira seção de monitoramento ($5,9 \text{ mg L}^{-1}$), em que se concentra a zona rural, com menor quantidade de lançamentos de esgoto doméstico.

Farage (2009) obteve concentrações de oxigênio dissolvido bem acima dos valores encontrados neste trabalho. A concentração média de OD em todo o trecho estudado pelo autor, na campanha de período seco, foi de $7,4 \text{ mg L}^{-1}$.

Observou-se uma melhora substancial na qualidade da água, em termos de oxigênio dissolvido, na campanha de período chuvoso. Nessa campanha, em todas as seções, a concentração de OD foi superior à mínima recomendada pela Resolução Conama nº 357/2005 para rios de classe 2, sendo que a maior concentração observada foi na primeira (Início) e segunda (Astolfo Dutra) seções monitoradas com $6,3 \text{ mg L}^{-1}$. A menor concentração de OD foi observada em Sinimbu com $5,3 \text{ mg L}^{-1}$. Farage (2009), mais uma vez, obteve valores superiores para a campanha realizada nesse período hidrológico, com concentração média de OD igual a $6,8 \text{ mg L}^{-1}$. Bottino (2008), estudando a qualidade da água no rio Canha, encontrou concentrações superiores de OD nas campanhas de período chuvoso comparadas às campanhas de período seco. O mesmo aconteceu com Oppa (2007) e Alam et al. (2007). Estes últimos relacionaram a degradação na qualidade da água do rio Surma, Bangladesh, na campanha de período seco, com a alta concentração de matéria orgânica e a baixa vazão associada.

Ao analisar os resultados do processo de calibração dos modelos de Streeter-Phelps modificado, QUAL-UFMG e QUAL2Kw observou-se que o modelo QUAL2Kw foi o mais conservador, simulando a concentração de OD abaixo dos valores encontrados *in situ* no corpo d'água. O modelo QUAL-UFMG foi o que apresentou melhores resultados na calibração do oxigênio dissolvido, em ambas as campanhas de campo, ao analisar estatisticamente o erro médio entre a curva simulada pelo modelo e as concentrações

observadas nas seções monitoradas no rio Pomba. Já o modelo analítico de Streeter-Phelps modificado superestimou os valores de OD no curso d'água, pois apresentou valores superiores àqueles encontrados nas medições em campo.

Os resultados da calibração dos modelos matemáticos referentes à concentração de OD estão relacionados com os processos que envolvem essa variável de qualidade de água. O modelo de Streeter-Phelps modificado, por exemplo, considera apenas, como decaimento na concentração de OD, a respiração de microrganismos. Já o modelo matemático QUAL-UFMG considera, além da respiração de microrganismos, a nitrificação, representando melhor as condições encontradas nos cursos d'água. Por conseguinte, o modelo matemático de qualidade de água QUAL2Kw engloba um número maior de processos relacionados com o decaimento da concentração de OD no curso d'água, como a respiração, a nitrificação e a demanda bentônica, subestimando essa variável limnológica na massa líquida.

4.2.3.2 Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO)

Nas Figuras 4.8 e 4.9 estão apresentados os resultados da calibração dos modelos de qualidade de água para a variável DBO, considerando as campanhas realizadas nos períodos seco e chuvoso, respectivamente.

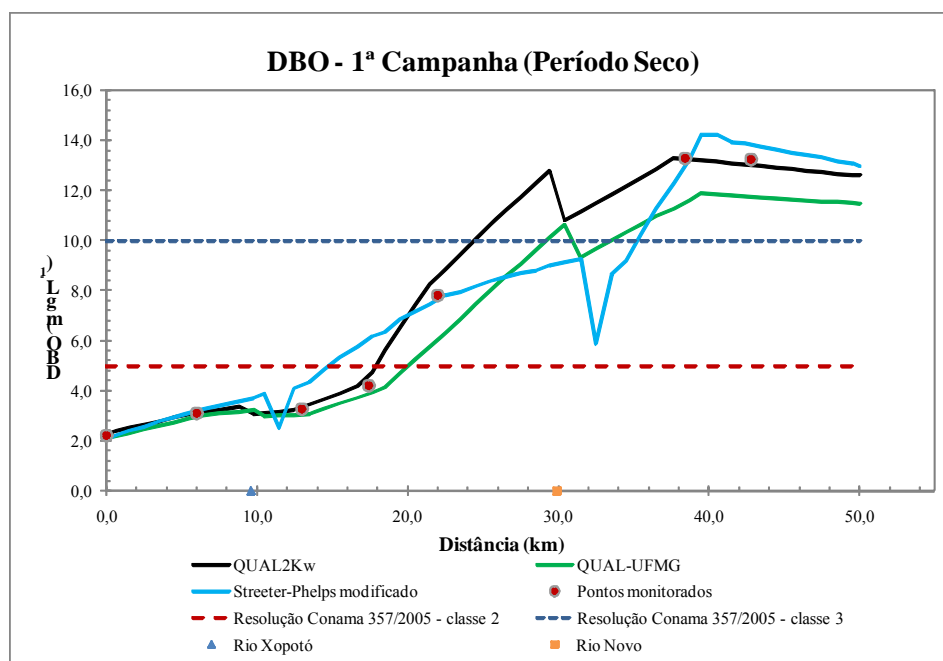


Figura 4.8 – Calibração dos modelos de qualidade de água para a variável DBO, considerando a campanha de período seco

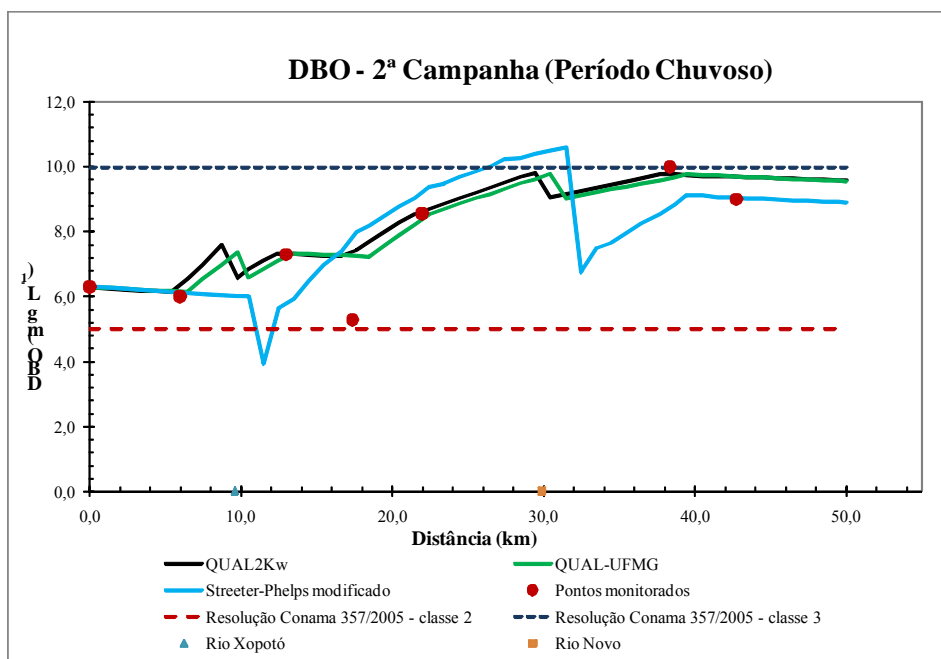


Figura 4.9 – Calibração dos modelos de qualidade de água para a variável DBO, considerando a campanha de período chuvoso

Com relação à campanha de período seco (Figura 4.8), encontrou-se a maior concentração de DBO na zona urbana, no município de Cataguases, com $13,3 \text{ mg L}^{-1}$. Esse valor é justificado pelos expressivos lançamentos de efluentes domésticos e industriais nessa região. O menor valor encontrado foi no quilômetro zero (Início) com $2,2 \text{ mg L}^{-1}$. Essa região é isenta de aglomerações urbanas concorrendo para a baixa concentração de matéria orgânica no curso d'água.

Na campanha de período chuvoso (Figura 4.9), a maior concentração de DBO ocorreu, mais uma vez, no município de Cataguases (10 mg L^{-1}). Encontrou-se às margens desse município, durante a realização das campanhas de campo, grande quantidade de fezes, provenientes de animais localizados próximos ao local de amostragem. Com o aumento da precipitação das chuvas todo esse material orgânico é carregado para a calha do rio, contribuindo, provavelmente, para o valor elevado de DBO encontrado neste município. A menor concentração de DBO encontrada no trecho de estudo, considerando a campanha de período chuvoso, ocorreu na Fazenda Cachoeira do Pomba ($5,3 \text{ mg L}^{-1}$).

Comparando-se os gráficos gerados pelos modelos matemáticos (Figuras 4.8 e 4.9) nota-se que os picos de concentração de DBO no curso d'água observados na cidade de Cataguases, na campanha realizada no período chuvoso, foram consideravelmente menores comparados com os resultados da campanha de período seco, devido ao aumento da vazão no rio Pomba, que causou maior diluição dos efluentes nele lançados.

Apesar da concentração de DBO na cidade de Cataguases diminuir com o aumento das chuvas na região, esta se apresentou acima do limite estabelecido pela Resolução Conama 357/2005 para rios de classe 2. A qualidade da água apresentou-se na condição classe 3, durante a campanha de período chuvoso. Tal fato inviabiliza a utilização das águas do rio Pomba para determinados usos preponderantes.

Jonnalagadda e Mhere (2001) observaram menores concentrações de DBO no período seco e maiores no chuvoso, no rio Odzi, Zimbábue. Enquanto Benassi (2002) observou maiores valores de DBO, no período de seca, apenas nas seções localizadas após a entrada de efluentes, associando tal fato à baixa capacidade de depuração de compostos nesse período. Farage (2009) também observou maiores concentrações de DBO no período chuvoso, assim como no presente trabalho. Já Alam et al. (2007) observaram as maiores concentrações de DBO no período seco, justificando esse fato pela baixa vazão do rio Surma, Bangladesh, além de fontes pontuais de poluição e interferências no uso e ocupação do solo pelas atividades humanas.

Kotti et al. (2005) tentaram estabelecer uma relação entre a qualidade das águas de três rios no noroeste da Grécia. Os autores concluíram que, em relação à variável DBO, a concentração nos rios era baixa, ficando abaixo dos padrões permitidos no país. Além disso, justificaram esse resultado pela presença de matéria orgânica menos lábil, difícil de ser degradada em cinco dias.

Com relação à calibração dos modelos em relação à variável DBO, observa-se que o modelo QUAL2Kw simulou melhor a concentração de DBO observada na campanha de período seco. Com relação à campanha de período chuvoso, as calibrações do modelo QUAL2Kw e QUAL-UFMG apresentaram resultados semelhantes em termos visuais e estatísticos.

4.2.3.3 Nitrogênio Total

Nas Figuras 4.10 e 4.11 estão apresentados os resultados da calibração dos modelos QUAL-UFMG e QUAL2Kw em relação à variável nitrogênio total, para as campanhas dos períodos seco e chuvoso, respectivamente. Cabe ressaltar que nas calibrações mostradas a seguir, o modelo analítico de Streeter-Phelps modificado não foi utilizado, uma vez que o mesmo não contempla essas variáveis de qualidade de água.

Nas Figuras 4.10 e 4.11 não foram plotados os limites estabelecidos pela Resolução Conama 357/2005 para as classes de enquadramento referentes ao parâmetro de qualidade de água nitrogênio total por inexistir um padrão estabelecido pela legislação.

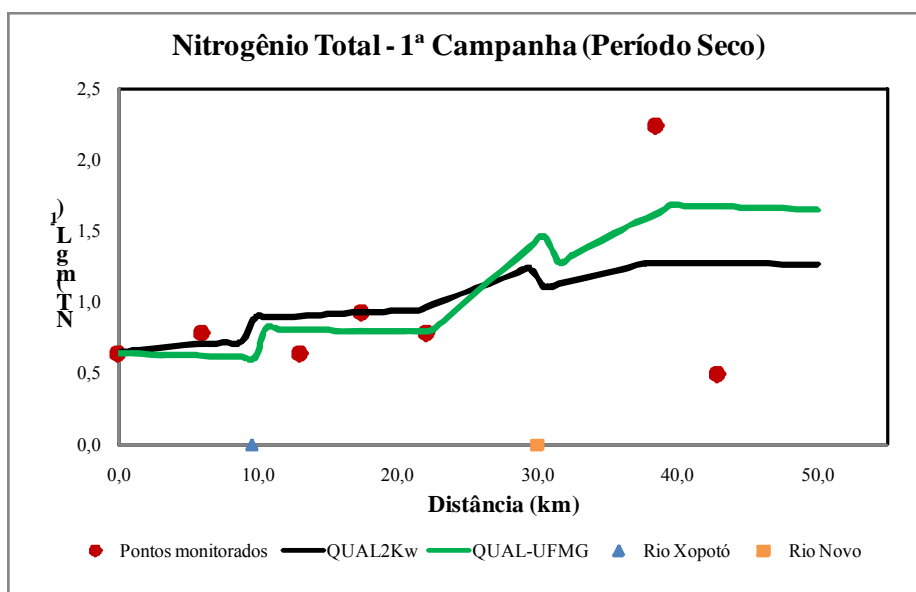


Figura 4.10 – Calibração dos modelos de qualidade de água para a variável nitrogênio total, considerando a campanha de período seco

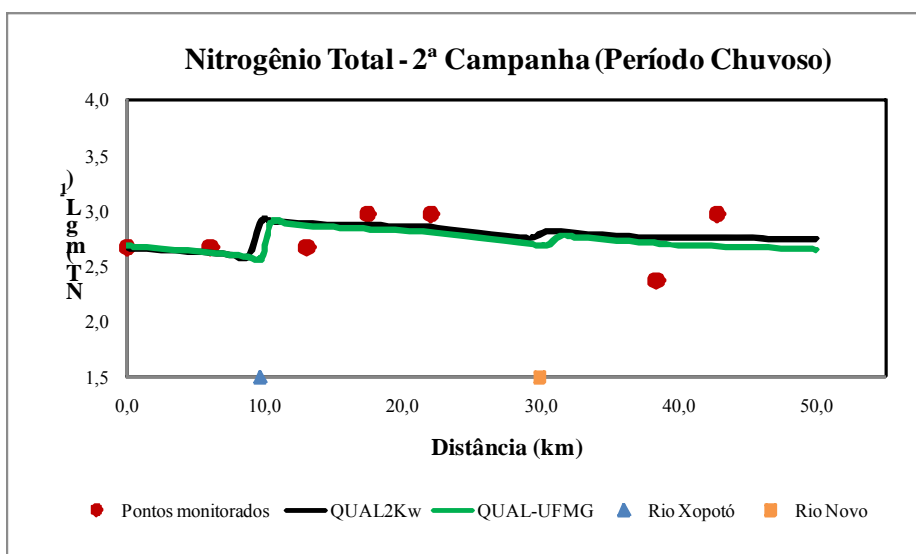


Figura 4.11 – Calibração dos modelos de qualidade de água para a variável nitrogênio total, considerando a campanha de período chuvoso

No geral, as concentrações de nitrogênio total observadas no rio Pomba podem ser consideradas muito baixas, nas duas campanhas de campo. Segundo Esteves (1986), a baixa concentração de nitrogênio, entre 2 e 4 mg L⁻¹, é muito comum em águas correntes, como em rios.

Na campanha de período seco, a maior concentração foi observada na cidade de Cataguases ($2,2 \text{ mg L}^{-1}$) e a menor concentração no bairro Taquara Preta ($0,5 \text{ mg L}^{-1}$). A concentração $2,2 \text{ mg L}^{-1}$, muito superior, pode ter sido resultante de lançamentos de esgotos próximo ao local da coleta da amostra e da baixa vazão observada no rio Pomba na campanha de período seco. Observa-se que na campanha de período chuvoso os lançamentos não influenciaram a concentração de nitrogênio total, considerando o aumento da vazão e da capacidade de diluição.

Na campanha de período chuvoso, a maior concentração foi igualmente observada em três seções de monitoramento distintas: Fazenda Cachoeira do Pomba, Sinimbu e bairro Taquara Preta, com 3 mg L^{-1} . A menor concentração foi observada na cidade de Cataguases, com $2,4 \text{ mg L}^{-1}$.

Observa-se um aumento nas concentrações de nitrogênio total da primeira para a segunda campanha de campo. As maiores concentrações foram observadas na segunda campanha de campo (período chuvoso), sendo que esta apresentou maior homogeneidade espacial. Tal fato pode ser atribuído ao maior arraste de partículas do solo nos períodos chuvosos. Os mesmos resultados foram encontrados por Caruso (2002) na região de Otago, Nova Zelândia.

Brigante et al. (2003) também observaram, no rio Mogi-Guaçu, maiores concentrações de nitrogênio total no período chuvoso, justificando esse fato ao maior arraste do solo nesse período. Entretanto, Bottino (2008) observou, no rio Canha, maiores concentrações de nitrogênio total no período de estiagem, atribuindo esse fato à entrada clandestina de esgoto doméstico e à baixa vazão associada, que impossibilitaram o corpo hídrico de depurar os compostos orgânicos.

Prado (1999) observou um fato interessante com relação às concentrações de nitrogênio total. Segundo o autor, em trabalho realizado no médio rio Pardo, o fato das cargas de nitrogênio total não ter diminuído no período chuvoso está relacionado com os despejos de esgotos, pois somente fontes difusas de poluição não seriam capazes de manter elevadas cargas de nitrogênio em períodos de altas vazões.

Com relação à calibração dos modelos matemáticos, o QUAL-UFMG foi o que melhor ajustou a curva simulada aos dados monitorados nas seções de estudo, estimando a concentração de nitrogênio total a partir do balanço entre o nitrogênio orgânico, nitrogênio amoniacal, nitrito e nitrato. O modelo QUAL2Kw estimou as concentrações de nitrogênio

total a partir do balanço de massa entre o nitrogênio orgânico, amoniacal e nitrato. Nesse modelo, uma vez que o nitrito é uma fase intermediária de decomposição entre o nitrogênio amoniacal e o nitrato, a concentração dessa variável normalmente é muito baixa em águas superficiais, sendo considerada juntamente com a concentração de nitrato. No presente trabalho não foram realizadas análises de nitrito.

4.2.3.4 Fósforo Total

Nas Figuras 4.12 e 4.13 estão apresentados os resultados da calibração dos modelos QUAL-UFMG e QUAL2Kw em relação à variável fósforo total, para as campanhas realizadas nos períodos seco e chuvoso, respectivamente.

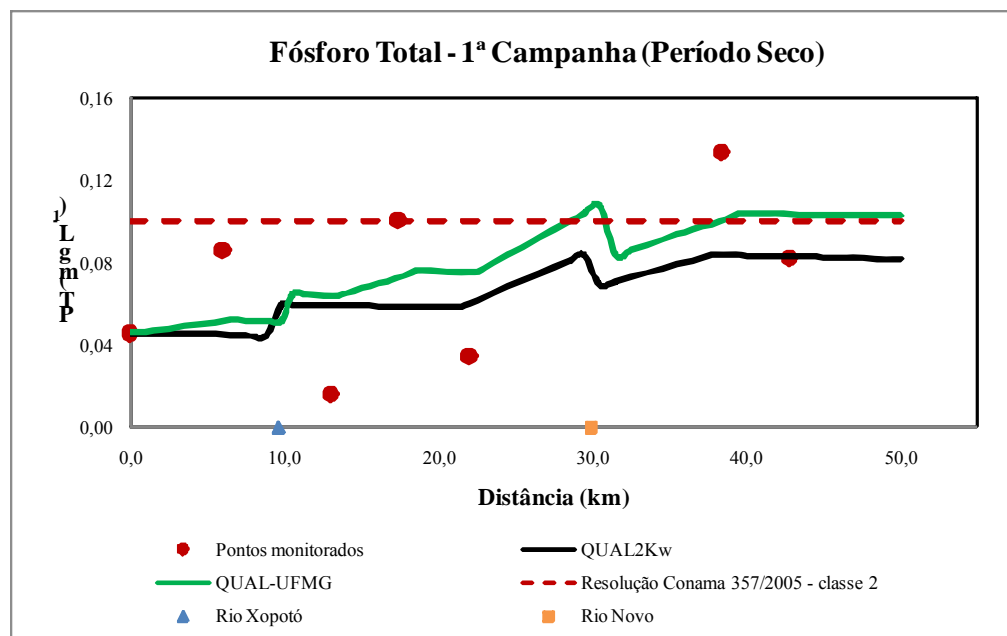


Figura 4.12 – Calibração dos modelos de qualidade de água para a variável fósforo total, considerando a campanha de período seco

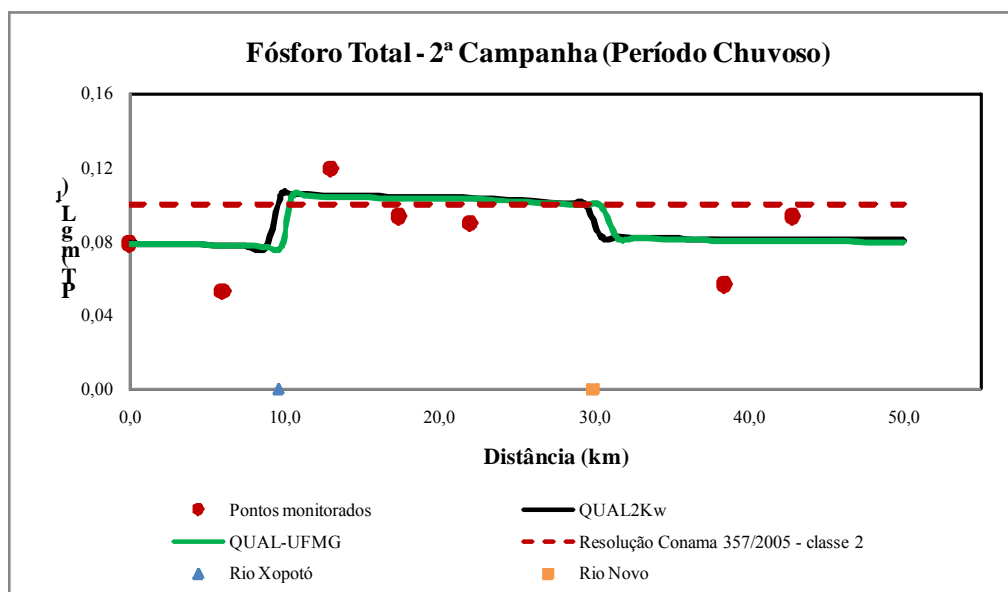


Figura 4.13 – Calibração dos modelos de qualidade de água para a variável fósforo total, considerando a campanha de período chuvoso

Os valores extremos da concentração de fósforo observados na campanha de período seco no rio Pomba foram de $0,13 \text{ mg L}^{-1}$ (Cataguases) e $0,02 \text{ mg L}^{-1}$ (Dona Euzébia). A seção de monitoramento localizada na cidade de Cataguases foi a única a ultrapassar o limite, $0,13 \text{ mg L}^{-1}$, preconizado pela Resolução Conama 357/2005 para rios de classe 2. Com relação à campanha de período chuvoso, a maior concentração de fósforo observada foi de $0,12 \text{ mg L}^{-1}$ (Dona Euzébia) e a menor concentração foi de $0,05 \text{ mg L}^{-1}$ (Astolfo Dutra). Nessa campanha, o ponto de coleta localizado no município de Dona Euzébia ultrapassou o limite da classe 2 imposto pela legislação brasileira.

Oppa (2007), ao contrário dos resultados obtidos para o rio Pomba, encontrou concentrações maiores de fósforo no período seco para o rio Vacacaí Mirim. De acordo com a autora, no período de vazão baixa a diluição da matéria orgânica é menor, sendo um dos agravantes do aumento da concentração de nutrientes em trechos onde existe urbanização. Farage (2009), também no rio Pomba, observou maiores concentrações de fósforo no período chuvoso, assim como o presente trabalho. Bottino (2008) também obteve resultados semelhantes no rio Canha, com concentrações de fósforo maiores no período chuvoso. Silva e Sacomani (2001) observaram para o rio Pardo, Botucatu, maiores concentrações de fósforo após a passagem do corpo d'água por áreas agricultáveis. Esse fato também foi observado durante os estudos no rio Pomba, onde houve aumento potencial da concentração de fósforo no município de Dona Euzébia (quilômetro 13) e Sinimbu (quilômetro 22), na campanha de período chuvoso.

Observa-se na Figura 4.12 grande heterogeneidade espacial dos dados durante a campanha de período seco, influenciando o processo de calibração dos modelos matemáticos. Durante a campanha de período chuvoso (Figura 4.13) esse efeito foi minimizado, melhorando o ajuste por parte dos modelos de qualidade de água. Cabe enfatizar que foram realizadas apenas duas campanhas de campo, sendo necessário fazer outros levantamentos com vazões intermediárias, principalmente da concentração de fósforo, para melhor avaliar as distribuições espaciais e temporais no rio Pomba.

O modelo QUAL-UFGM, mais uma vez, foi o que apresentou melhores resultados com relação ao processo de calibração, sendo esse fato mais evidente na campanha de período seco. Durante a campanha de período chuvoso, as simulações dos modelos matemáticos QUAL-UFGM e QUAL2Kw foram praticamente idênticas.

4.2.3.5 Coliformes Termotolerantes

Como foi mencionada anteriormente, a contagem de coliformes termotolerantes observada na campanha de período seco ficou abaixo de 10 NMP/100 mL. Desse modo efetuou-se apenas a calibração para a campanha de período chuvoso no rio Pomba. Na Figura 4.14 estão apresentados os resultados da calibração dos modelos matemáticos QUAL-UFGM e QUAL2Kw para a variável coliformes termotolerantes, considerando a campanha de período chuvoso.

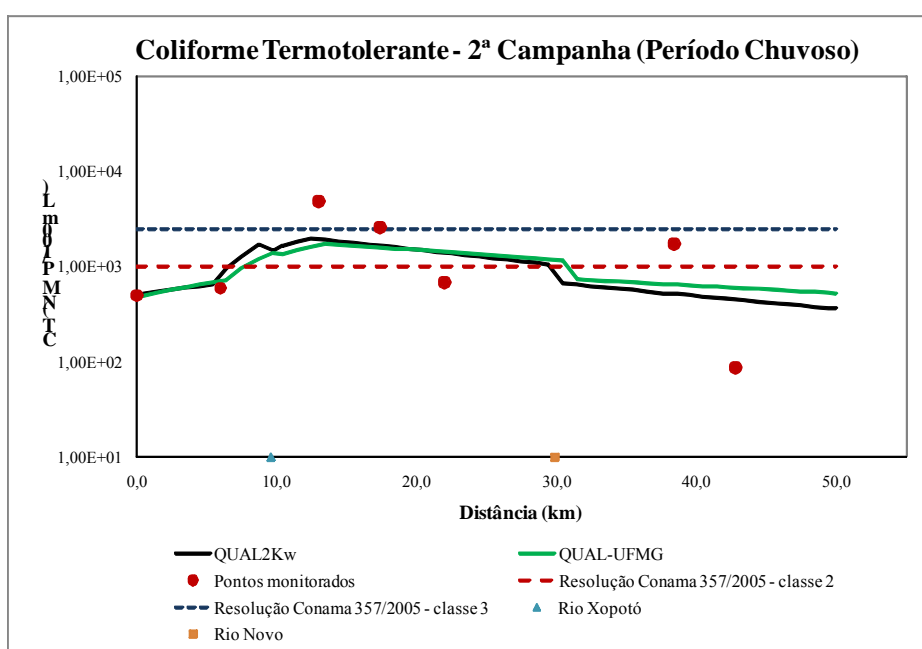


Figura 4.14 – Calibração dos modelos de qualidade de água para a variável coliforme termotolerante, considerando a campanha de período chuvoso

Ao contrário das contagens encontradas para a campanha de período seco, as contagens de coliformes na campanha de período chuvoso foram bastante elevadas. O maior valor observado foi na cidade de Dona Euzébia, com $4,9 \times 10^3$ NMP/100 mL. Segundo a Resolução Conama 357/2005, o rio Pomba, nessa seção de monitoramento, possui condição inferior à preconizada para a classe 3 (coliformes termotolerantes acima de 10^3 NMP/100 mL). O trecho compreendido entre os quilômetros 6,5 e 29,9 possui condição inferior à classe 2. Esse fato posterior é justificado pelo aumento dos totais precipitados no período chuvoso e, conseqüentemente, do escoamento superficial, carreando excretas humanas e animais para a calha do rio.

Os resultados obtidos no processo de calibração dos modelos matemáticos de qualidade de água QUAL-UFMG e QUAL2Kw foram visualmente semelhantes.

Farage (2009), estudando a qualidade da água do rio Pomba, também encontrou contagens elevadas de coliformes no curso d'água. A variabilidade encontrada por esse autor foi de 10^3 a $5,0 \times 10^4$ NMP/100 mL na campanha realizada no período chuvoso.

4.2.3.6 Outras variáveis de qualidade de água

As variáveis de qualidade de água comuns aos três modelos matemáticos utilizadas na pesquisa foram apresentadas nos tópicos anteriores. Entretanto, o modelo QUAL2Kw possui a capacidade de simular uma série de variáveis adicionais. Dessa forma, fez-se a calibração do modelo para as seguintes variáveis físicas e químicas de qualidade de água: vazão, temperatura, condutividade elétrica, sólidos inorgânicos suspensos (SIS), detritos, sólidos suspensos totais (SST), pH, alcalinidade, demanda química de oxigênio (DQO), nitrogênio orgânico, nitrogênio amoniacal e nitrato.

Os resultados da calibração do modelo QUAL2Kw para essas variáveis de qualidade de água estão apresentados no Apêndice 2. As tabelas apresentando as concentrações das variáveis de qualidade de água mensuradas nas duas campanhas de campo no rio Pomba estão apresentadas no Apêndice 3.

Cabe ressaltar que erros de calibração causados principalmente pela heterogeneidade dos dados e picos nas concentrações das variáveis de qualidade de água são inevitáveis na modelagem.

Cabe ressaltar, ainda, que as previsões dos modelos são médias diárias. Algumas variáveis de qualidade de água, como o pH e o OD, podem apresentar resultados diferentes, ficando dependentes da hora da amostragem. Por exemplo, as concentrações de pH e OD observadas em campo, durante o período da tarde, podem ser ligeiramente superiores à média diária simulada pelos modelos, pois nesse período o acúmulo é maior em decorrência do maior período de ocorrência da fotossíntese pelas algas presentes no meio aquático. A concentração de OD diminui durante a noite devido à diminuição da taxa de fotossíntese pelas algas presentes no meio, conseqüentemente, haverá aumento de CO₂ na coluna d'água e, com isso, o valor de pH também diminuirá.

4.2.4 Tratamento estatístico

A comparação do melhor ajuste entre a simulação dos modelos matemáticos de qualidade de água de Streeter-Phelps modificado, QUAL-UFMG e QUAL2Kw e os dados medidos em campo nas seções de monitoramento foi feita utilizando o índice estatístico REMQ (Raiz do Erro Médio Quadrático).

Nas Tabelas 4.8 e 4.9 estão apresentados os resultados do índice REMQ para o processo de calibração dos modelos de qualidade de água referentes às variáveis OD, DBO, nitrogênio total, fósforo total e coliforme termotolerante, para as campanhas realizadas nos períodos seco e chuvoso, respectivamente.

Tabela 4.8 – Índice estatístico REMQ (%) utilizado na comparação dos modelos de qualidade de água no processo de calibração, considerando a campanha de período seco

Variáveis	REMQ (%) – 1ª Campanha (Período Seco)		
	Streeter-Phelps modificado	QUAL-UFMG	QUAL2Kw
OD	8,6	7,5	10,8
DBO	18,3	23,3	4,2
Nitrogênio Total	-	64,4	55,5
Fósforo Total	-	43,7	55,9

Tabela 4.9 – Índice estatístico REMQ (%) utilizado na comparação dos modelos de qualidade de água no processo de calibração, considerando a campanha de período chuvoso

Variáveis	REMQ (%) – 2ª Campanha (Período Chuvoso)		
	Streeter-Phelps modificado	QUAL-UFMG	QUAL2Kw
OD	5,3	3,7	7,5
DBO	16,9	11,2	13,6
Nitrogênio Total	-	7,3	7,6
Fósforo Total	-	19,2	20,3
Coliformes Termotolerantes	-	193,4	97,5

Com relação ao índice estatístico REMQ, quanto menor a percentagem do índice, melhor é o ajuste. Nesse sentido, de uma forma geral, o modelo QUAL-UFMG foi o que apresentou melhor ajuste durante o processo de calibração, principalmente durante a campanha de período chuvoso.

A calibração dos modelos matemáticos feita para a campanha de período seco apresentou problemas, principalmente para variáveis com baixas concentrações no curso d'água, como o nitrogênio e o fósforo. Todavia, com o aumento dessas concentrações observadas na campanha de período chuvoso, devido às fontes pontuais e difusas de poluição e, também, pelo arraste de substâncias para a calha do rio, houve melhor ajuste entre as curvas simuladas pelos modelos QUAL-UFMG e QUAL2Kw com as informações observadas *in situ* nas seções monitoradas no rio Pomba.

Melhores resultados poderiam ser alcançados se houvesse um monitoramento mais completo de outras variáveis de entrada do modelo QUAL2Kw, como algas, fitoplânctons, zona bentônica, carbono orgânico total, entre outros. Cabe ressaltar, entretanto, que as principais variáveis de qualidade de água relacionadas com a capacidade de autodepuração dos rios, como OD e DBO, apresentaram bons resultados na calibração dos modelos.

A partir da avaliação do processo de calibração dos modelos matemáticos por meio do índice estatístico REMQ tornou-se possível indicar, para as condições específicas do rio Pomba, um modelo mais adequado para cada variável de qualidade de água associado às campanhas de campo. Esses resultados estão apresentados na Tabela 4.10.

Tabela 4.10 – Relação dos modelos mais adequados para a simulação das variáveis de qualidade de água associados às campanhas de períodos seco e chuvoso

Variáveis	Modelos Matemáticos de Qualidade de Água	
	1ª Campanha	2ª Campanha
OD	QUAL-UFGM / Streeter-Phelps modificado	QUAL-UFGM / Streeter-Phelps modificado
DBO	QUAL2Kw	QUAL-UFGM / QUAL2Kw
Nitrogênio Total	QUAL2Kw	QUAL-UFGM
Fósforo Total	QUAL-UFGM	QUAL-UFGM
Coliformes Termotolerantes	-	QUAL2Kw

4.3 Validação dos modelos de qualidade de água

Os modelos de qualidade de água de Streeter-Phelps modificado, QUAL-UFGM e QUAL2Kw foram validados com base nos dados obtidos por Silva et al. (2008). A vazão observada pelos pesquisadores na estação fluviométrica de Astolfo Dutra foi $36 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, ou seja, intermediária às condições observadas nessa pesquisa.

As variáveis de qualidade de água utilizadas na validação dos modelos foram: OD, DBO, temperatura, pH, coliformes termotolerantes (CT), nitrogênio total (NT) e fósforo total (PT). A variável biológica de qualidade de água coliformes termotolerantes foi validada somente para a campanha realizada no período chuvoso, uma vez que os modelos de qualidade de água foram calibrados para os valores obtidos nesse período.

Na Figura 4.15 está apresentado o resultado da validação do modelo QUAL-UFGM para a campanha de período seco. Os resultados da validação dos modelos matemáticos de Streeter-Phelps modificado e QUAL2Kw, para as campanhas de períodos seco e chuvoso, estão apresentados no Apêndice 4.

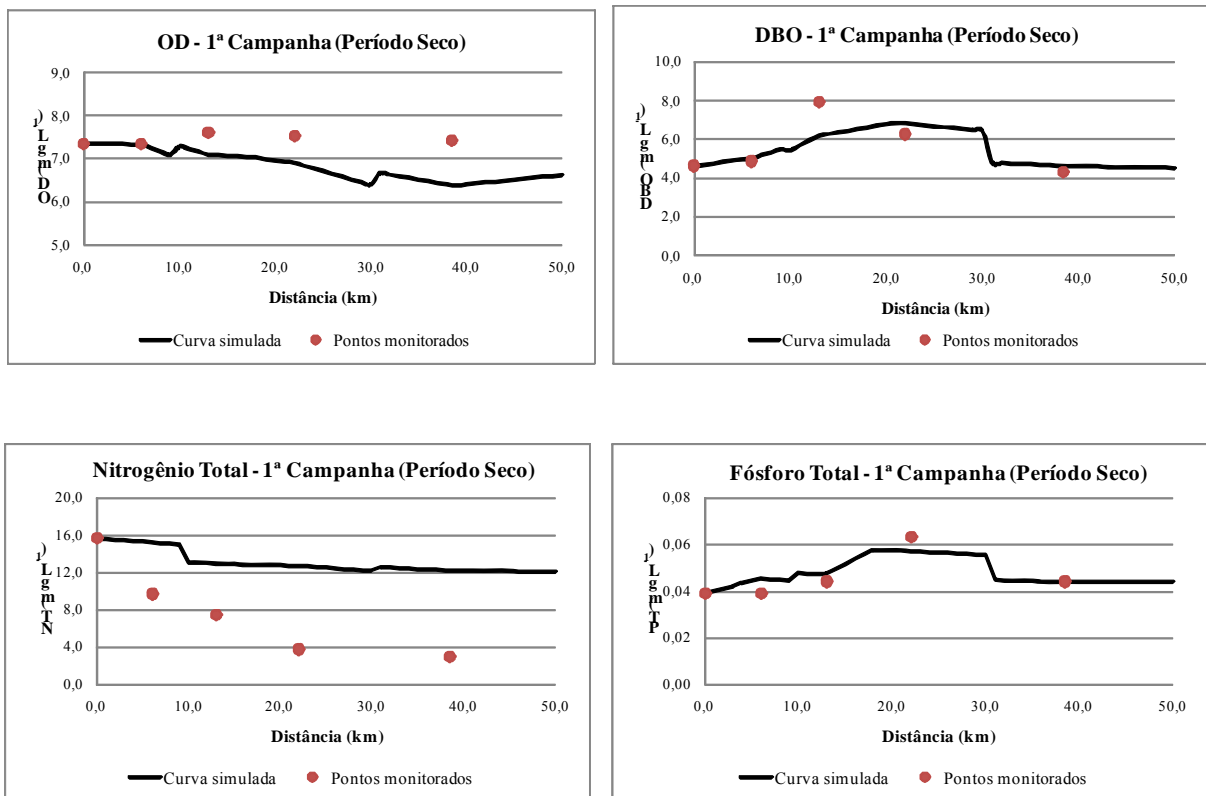


Figura 4.15 – Validação do modelo QUAL-UFMG para a campanha de período seco, considerando as variáveis de qualidade de água OD, DBO, nitrogênio total e fósforo total

Na Figura 4.16 e 4.17 estão apresentados os resultados da validação do modelo QUAL-UFMG para a campanha de período chuvoso, considerando as variáveis de qualidade de água OD, DBO, nitrogênio total, fósforo total e coliformes termotolerantes.

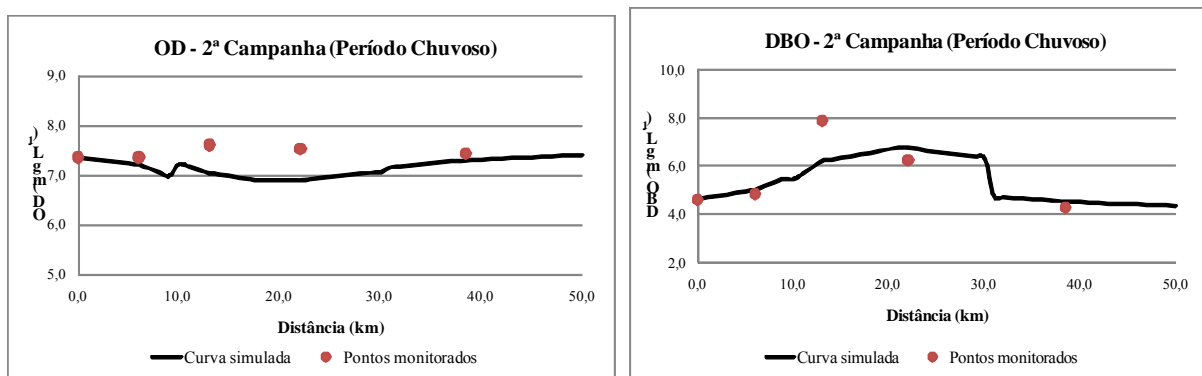


Figura 4.16 – Validação do modelo QUAL-UFMG para a campanha de período chuvoso, considerando as variáveis de qualidade de água OD e DBO

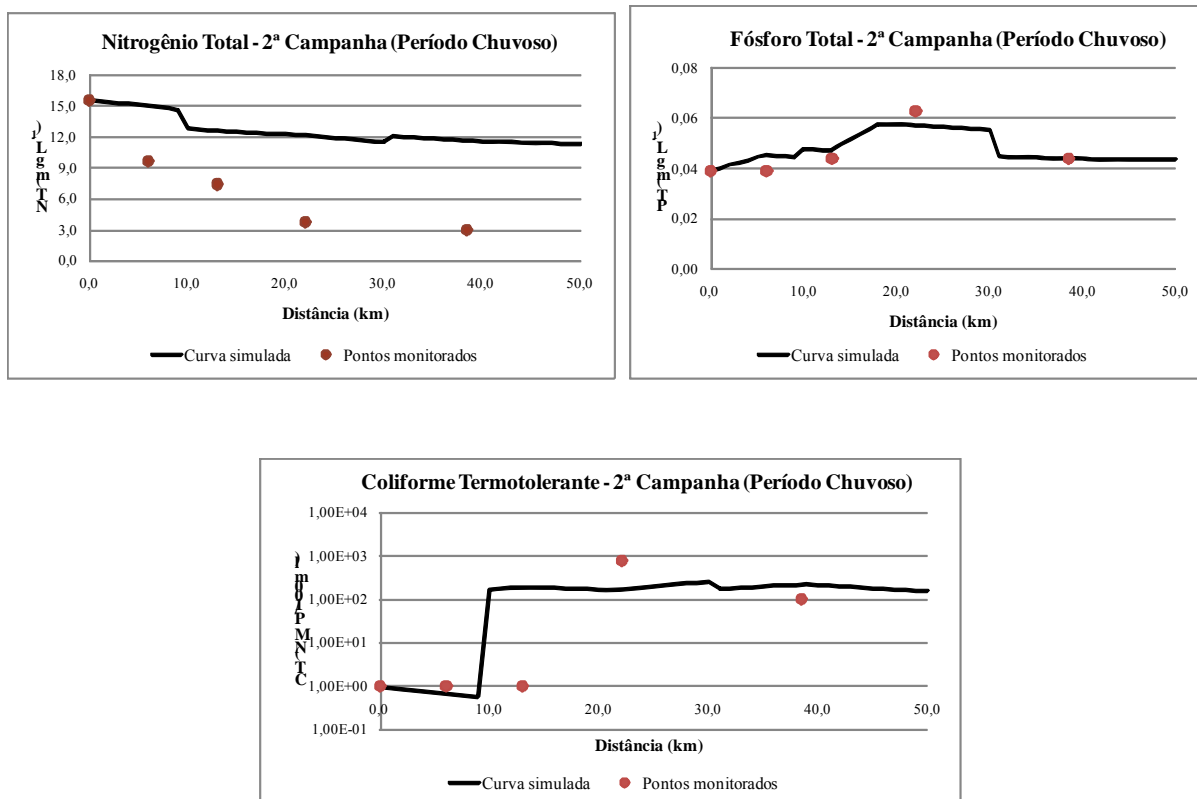


Figura 4.17 – Validação do modelo QUAL-UFMG para a campanha de período chuvoso, considerando as variáveis de qualidade de água nitrogênio total, fósforo total e coliformes termotolerantes

Observa-se nas Figuras 4.15 e 4.17 grandes dificuldades em validar o modelo QUAL-UFMG para as concentrações de nitrogênio total. A justificativa para tal fato se baseia na concentração de nitrogênio (16 mg L^{-1}) encontrada por Silva et al. (2008) na primeira seção de monitoramento. Esse valor é muito superior aos valores observados nas duas campanhas de campo realizadas no presente trabalho, influenciando a validação do modelo matemático de qualidade de água.

Na Tabela 4.11 está apresentado o resultado do índice estatístico REMQ para cada variável de qualidade de água utilizado na validação do modelo, nas campanhas de períodos seco e chuvoso.

Tabela 4.11 – Índice REMQ (%) utilizado para avaliar a validação do modelo matemático QUAL-UFGM para as campanhas de períodos seco e chuvoso, considerando as variáveis de qualidade de água OD, DBO, nitrogênio total, fósforo total e coliformes termotolerantes

Variáveis	REMQ (%)	
	Período Seco	Período Chuvoso
OD	8,1	5,3
DBO	16,5	16,4
Nitrogênio Total	54,2	53,5
Fósforo Total	9,1	9,1
Coliformes Termotolerantes	-	178

4.4 Discussão referente aos modelos matemáticos de qualidade de água

De modo geral, os modelos matemáticos de qualidade de água podem constituir importantes ferramentas para a tomada de decisão nos processos de gestão, planejamento e monitoramento dos recursos hídricos, sendo adequados para subsidiar diretrizes de conservação e recuperação dos sistemas fluviais.

O modelo analítico de Streeter-Phelps apresentou-se consistente na modelagem, principalmente depois da modificação feita na equação de predição de OD e DBO, representando as condições de estudo propostas nesse trabalho. Por ser implementado em Excel, o modelo apresentou livre acesso às equações, facilitando sobremaneira o entendimento das simulações. A simulação feita somente com os parâmetros de qualidade de água OD e DBO pode apresentar vantagens e desvantagens. A vantagem é relacionada aos poucos parâmetros de entrada necessários a uma simples simulação, sendo preferido por comitês de bacias ou órgãos gestores dos recursos hídricos nas análises de outorga de lançamento de efluentes. A desvantagem é justamente por permitir somente análises de OD e DBO no curso d'água, deixando o usuário limitado quanto à simulação de um número maior de variáveis. No geral, se apresentou como um modelo simples, didático e de fácil manuseio, podendo ser utilizado na estimativa da carga de matéria orgânica e da capacidade de autodepuração de rios.

O modelo de qualidade de água QUAL-UFGM se mostrou em um avanço em termos de modelagem matemática da qualidade da água em nível nacional, contemplando as vantagens do modelo analítico de Streeter-Phelps e a possibilidade de simular um maior

número de variáveis. Nos estudos propostos, o QUAL-UFMG apresentou bons resultados durante os processos de calibração e validação, em termos visuais e estatísticos. O modelo é pouco difundido no país, mas, com os resultados obtidos nesse trabalho, poderá substituir o modelo analítico de Streeter-Phelps na modelagem da qualidade da água feita por comitês de bacia ou órgãos gestores dos recursos hídricos, principalmente por englobar um maior número de variáveis de qualidade de água.

O modelo QUAL2Kw apresenta duas novas características que o difere da maioria dos modelos de qualidade de água existentes: uma função de otimização, baseada no conceito de algoritmo genético, e a incorporação da zona hiporreica na melhoria da qualidade da água em rios. Essa última característica não foi utilizada nos estudos de qualidade de água e autodepuração do rio Pomba. O algoritmo de otimização facilitou o processo de calibração das variáveis de qualidade de água, indicando os valores dos parâmetros cinéticos presentes nas equações diferenciais que melhor ajustavam os dados observados em campo com os dados simulados pelo próprio modelo. A desvantagem desse algoritmo é o tempo necessário no processo de calibração das variáveis, gastando em média 8 horas. Essa desvantagem poderá impossibilitar o seu uso com frequência, principalmente em análises de outorga da água e consultorias realizadas na área de recursos hídricos e meio ambiente. Outra desvantagem é não permitir o acesso às equações do modelo, sendo conhecido como “caixa preta”. Isso faz com que a sua utilização em estudos de qualidade de água e capacidade de autodepuração em rios seja difícil, principalmente para usuários inexperientes.

5. CONCLUSÕES

Com relação aos objetivos propostos nessa dissertação e aos resultados obtidos com base nos métodos utilizados, pode-se concluir que:

- Com relação aos processos de calibração e validação, o modelo matemático de qualidade de água QUAL-UFGM foi o que melhor representou as informações qualitativas observadas nas seções de monitoramento no rio Pomba.
- O aumento dos índices pluviométricos e, conseqüentemente, das vazões no rio Pomba faz com que a qualidade da água e a capacidade de autodepuração apresentem melhoras durante o período chuvoso.
- Em relação à concentração de matéria orgânica, a qualidade da água no rio Pomba, no trecho próximo ao município de Cataguases, não satisfaz às condições de classe 3, limitando a sua utilização para usos mais exigentes.
- Medidas preventivas e conservacionistas devem ser adotadas nas cidades de Astolfo Dutra, Dona Euzébia e Cataguases com o objetivo de melhorar a qualidade da água e a capacidade de autodepuração de efluentes.
- As fontes de poluição difusa podem ter tido grande influência nos resultados do presente estudo, como em vários outros apresentados na literatura.

6. RECOMENDAÇÕES

Com a experiência adquirida nessa pesquisa são apresentadas algumas recomendações para trabalhos futuros envolvendo o tema dessa dissertação:

- Concentrar esforços na busca de um método que possa quantificar, levando em consideração o custo-benefício, o coeficiente de reaeração (K_2) em águas superficiais.
- Maiores esforços devem ser concentrados para estimar o valor de K_1 em campanhas realizadas no período seco e o valor de K_3 em campanhas realizadas no período chuvoso na bacia hidrográfica do rio Pomba. Entretanto, todos os esforços devem ser concentrados para melhor quantificar o valor de K_2 , independentemente do período hidrológico considerado, devido a sua grande importância nos processos ecológicos em rios.
- Desenvolver métodos que possam estimar com precisão as fontes de poluição em bacias hidrográficas, principalmente as fontes difusas.
- Desenvolver um método que possa estimar adequadamente a influência da zona hiporreica na qualidade das águas superficiais.

- Realizar campanhas de campo no rio Pomba em outros períodos do ano não compreendidos nessa pesquisa para que, de fato, se possam analisar os efeitos espaciais e temporais na qualidade da água.
- Planejar uma rede de monitoramento qualitativa das águas do rio Pomba.
- Durante as campanhas de campo quantificar *in situ* não só as variáveis de qualidade de água, mas, também, as variáveis quantitativas, como vazão e velocidade.
- Realizar análises laboratoriais de outras variáveis limnológicas, como carbono orgânico total, fitoplânctons e algas, importantes na dinâmica dos ecossistemas aquáticos.
- Desenvolver e analisar prognósticos da qualidade da água na bacia hidrográfica do rio Pomba através dos modelos calibrados e validados utilizados nesse estudo, como subsídio à tomada de decisão nos processos de gestão dos recursos hídricos.
- Espacializar as informações quali-quantitativas em toda a bacia hidrográfica do rio Pomba.

REFERÊNCIAS

- AGEVAP/CEIVAP. Cadernos de Ações da Bacia do Rio Pomba Relatório Contratual R-10. **Plano de Recursos Hídricos da Bacia do rio Paraíba do Sul – Resumo**. Fundação COPPETEC. 113 p. 2007.
- AHMED, A.; HEMPLEMAM, C. **Tributaries to Totten, Eld and Little Skookum Inlets: Fecal Coliform Bacteria and Temperature Total Maximum Daily Load - Water Quality Improvement Report**. Washington State Department of Ecology. Washington (EUA). 154 p. 2006.
- AHMED, A.; SULLIVAN, L. **Quality Assurance Project Plan: Total Maximum Daily Load Analysis for Temperature in Tributaries to Oakland Bay-Hammersley Inlet-Mill Creek, Cranberry Creek, and Johns Creek**. Washington State Department of Ecology. Environmental Assessment Program. Washington (EUA). 51 p. 2005.
- ALAM, J. B.; HOUSSAIN, A.; KHAN, S. K.; BANIK, B. K.; ISLAM, M. R.; MUYEN, Z.; RAHMAN, M. H. Deterioration of water quality of Surma river. **Environmental Monitoring and Assessment.**, v. 134, pp. 233-242. 2007.
- ALMEIDA, T. V. **Índice de qualidade da água e coeficientes de autodepuração de trechos do rio Pomba**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola). 99 p. Universidade Federal de Viçosa. Minas Gerais. 2006.

- AMORIM, R. S. S.; SILVA, D. D.; PRUSKI, F. F. Principais modelos para estimar as perdas de solo em áreas agrícolas. In: PRUSKI, F. F. **Conservação de Solo e Água - Práticas Mecânicas para o Controle da Erosão Hídrica**. Editora UFV. Viçosa (MG), pp. 75-108. 2006.
- ANA – Agência Nacional de Águas. **Panorama da qualidade das águas superficiais no Brasil**. ANA: Superintendência de Planejamento de Recursos Hídricos, Brasília (DF), SPR. 176 p. 2005.
- ANDRADE, E. M. de; ARAÚJO, L. de F. P.; ROSA, M. F.; DISNEY, W.; ALVES, A. B. Seleção dos Indicadores da Qualidade das Águas Superficiais pelo Emprego da Análise Multivariada. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v. 27, n.3, pp. 683-290, set/dez. 2007.
- APHA - AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 19^a Ed. New York, AWWA, WPCR, PO-65, 2005.
- ARCEIVALA, S. J. **Wastewater treatment and disposal**. Engineering and ecology in pollution control. New York: Marcel Dekker. 1981.
- ATKINSON, J. F.; BLAIR, S.; TAYLOR, S.; GHOSH, U. Surface Reaeration. **Journal of Environmental Engineering**, pp. 113-118. 2004.
- BÁRBARA, V. F. **Uso de Modelo QUAL2E no Estudo da Qualidade da Água e da Capacidade de Autodepuração do rio Araguari – AP (Amazônia)**. Dissertação (Mestrado em Engenharia do Meio Ambiente). 174 p. Universidade Federal de Goiás. Goiás. 2006.
- BARBOSA, A. R. **Desenvolvimento de metodologia para determinação do coeficiente de reaeração dos escoamentos naturais da água com o emprego de traçador gasoso**. SHS – Escola de Engenharia de São Carlos, Dissertação de Mestrado, São Carlos (SP). 187 p. 1989.
- BARNWELL, T. O. Least squares estimates of BOD parameters. **Journal Environmental Engineering Division**, ASCE, v.106, n.6. 1980.
- BARROS, A. M. de L. **Modelagem da Poluição Pontual e Difusa: Aplicação do Modelo Moneris à Bacia Hidrográfica do rio Ipojuca, Pernambuco**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) Universidade Federal de Pernambuco. 218 p. 2008.

- BENASSI, S. F. **Estudo das Variáveis Limnológicas e do Processo de Autodepuração na “Descontinuidade Serial” do ribeirão Bonito (SP)**. Dissertação (Mestrado em Hidráulica e Saneamento). Escola de Engenharia de São Carlos. Universidade de São Paulo. 120 p. 2002.
- BICUDO, J. R.; JAMES, A. Measurement of Reaeration in Streams: Comparison of Technics. **Journal of Environmental Engineering**, v. 115, n. 5, pp. 992-1010. 1989.
- BITTENCOURT, A. G.; PEREIRA, C. A.; OLIVEIRA, L. H.; NOGUEIRA, W. J.; TORSANI, J. S.; LORAMIE, R. L.; MERCER, L. W. **Modelagem Matemática do rio Tietê com modelo QUAL2EU para preparação do Projeto Tietê**. In: Anais do 18º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. ABES. Salvador (BA). 1995.
- BOTTINO, F. **Estudo experimental e matemático de qualidade de água com base na ecologia fluvial de pequenas bacias: estudo de caso do rio Canha, Baixo Ribeira do Iguape, SP**. Dissertação (Mestrado em Hidráulica e Saneamento). Escola de Engenharia de São Carlos. Universidade de São Paulo. 208 p. 2008.
- BRAGA, B.; HESPANHOL, I.; CONEJO, J. G.; BARROS, M. T.; SPENCER, M.; PORTO, M.; NUCCI, N.; JULIANO, N.; EIGER, S. **Introdução à Engenharia Ambiental**. Editora Prentice Hall. São Paulo. 2003.
- BRASIL. Resolução nº 357 do Conselho Nacional de Meio Ambiente (Conama). **Classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes**. Brasília – DF: MMA. 2005.
- _____ Resolução nº 274 do Conselho Nacional de Meio Ambiente (Conama). **Potabilidade**. Brasília – DF: MMA. 2000.
- _____ Lei nº 9.433, de 8 de janeiro de 1997. **Política Nacional de Recursos Hídricos**. Brasília – DF: MMA/SHR. 1997.
- BRIGANTE, J.; ESPINDOLA, E. L. G.; POVINELLI, J.; NOGUEIRA, A. M. **Caracterização física, química e biológica da água do rio Mogi-Guaçu**. In: BRIGANTE, J.; ESPINDOLA, E. L. G. (Edit.) *Limnologia Fluvial: um estudo no rio Mogi-Guaçu*. Ed. Rima. São Carlos (SP). 2003.

- BRITO, D. C. **Aplicação do Sistema de Modelagem de Qualidade da Água QUAL2Kw em grandes rios: o caso do Alto e Médio Araguari - AP**. Dissertação (Mestrado em Biodiversidade Tropical). 2008.
- BROWN, L. C.; BARNWELL JR., T. O. **The enhanced stream water quality models QUAL2E and QUAL2E-UNCAS: Documentation and user manual**. United States Environmental Protection Agency – U.S.EPA. Environmental Research Laboratory. Athens. Georgia. 189 p. 1987.
- CARUSO, B. S. Temporal and spatial patterns of extreme low flows and effects on stream ecosystems in Otago, New Zeland. **Journal of Hydrology** 257, pp. 115-133. 2002.
- CARVALHO, R. C. **Análise Matemática de Investimentos em Processos de Despoluição de Bacias Hidrográficas**. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental). Universidade Federal do Paraná. Curitiba (PR). 112 p. 2005.
- CEIVAP. Comitê de Integração das Águas da Bacia Hidrográfica do rio Paraíba do Sul. Monitoramento ambiental em Cataguases (MG). Assessoria de Comunicação – AGEVAP – 13/04/2009. Disponível em <http://www.ceivap.org.br/saibamais146.php>. Acesso em 24 de julho de 2009. 2009.
- _____. **Plano de Recursos Hídricos da Bacia do Rio Paraíba do Sul – Resumo**. Brasil. 2006.
- _____. **Projeto Qualidade das Águas e Controle da Poluição Hídrica – Bacia Hidrográfica do rio Paraíba do Sul**. Brasil. 1999.
- CHAPRA, S. C. **Surface Water-Quality Modeling**. Editora McGraw-Hill. WCB. Boston. 1997.
- CHAPRA, S. C. **Modelagem de Qualidade da Água em Rios**. Apostila didática. Fundação Centro Tecnológico de Hidráulica. Universidade Federal de São Paulo. São Paulo (SP). 114 p. 1994.
- CHAPRA, S. C.; PELLETIER, G. **QUAL2K: A Modeling Framework for Simulating River and Stream Water Quality**. Documentation and User Manual. 121 p. 2003.
- CHAPRA, S. C.; PELLETIER, G.; TAO, H. **QUAL2K: A Modeling Framework for Simulating River and Stream Water Quality**. Documentation and User Manual. Version 2.11. 109 p. 2008.

- CHARBONNEAU, P.; KNAPP, B. A User's Guide to PIKAIA 1.0. **NCAR Technical Note 418+1A**. National Center for Atmospheric Research. Boulder. 1995.
- CHURCHILL, M. A.; ELMORE, H. L.; BUCKINGHAM, R. A. The prediction of Stream Reaeration Rates. **Journal Sanitary Engineering Division**. ASCE, v. 88, n. 4, pp. 1-46. 1962.
- CORDEIRO NETTO, O. M.; TUCCI, C. E. M.; SANTOS, D. M.; SANTOS, M. M. **Ciência, Tecnologia e Inovação: Questões Emergentes na Área de Recursos Hídricos**. In: Anais do III Simpósio de Recursos Hídricos do Centro-Oeste. Goiânia (GO). 2004.
- COVAR, A. P. **Selecting the Proper Reaeration Coefficients for Use in Water Quality Models**. U. S. EPA Conference on Environmental Simulation and Modeling. Cincinnati, OH. 1976.
- CUNHA, L. V. Perspectivas da Gestão da Água para o Século XXI: Desafios e Oportunidades. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 7, n. 4, pp. 66-73. 2002.
- CUNHA, A. C.; SIQUEIRA, E. Q.; CUNHA, H. F. Avaliação das Equações de Previsão do Coeficiente de Reaeração no Modelo QUAL2E para Modelagem de Oxigênio Dissolvido: estudo de caso no ribeirão do Feijão (São Carlos - SP). **Revista de Ciência e Tecnologia do Estado do Amapá**, AP: UNIFAP, v. 2, n. 1, pp. 90-111. 2001.
- CRISTEA, N.; PELLETIER, G. **Wenatchee River Temperature Total Maximum Daily Load Study**. Washington State Department of Ecology. Washington (EUA). 126 p. 2005.
- EIGER, S. Autodepuração dos Cursos d'Água. In: MANOELLE. **Reúso de Água**. 579 p. Barueri (SP). 2003.
- ESTEVES, F. de A. **Fundamentos de Limnologia**. Editora Interciência/FINEP. Rio de Janeiro (RJ). 575 p. 1986.
- FAIR, G. M. The "log-difference" method of estimating the constants of the first-stage biochemical oxygen demand curve. **Sewage Works Journal**, v. 8, n. 3, pp. 270-307. 1936.
- FAIR, G. M.; GEYER, J. C.; OKUN, D. A. **Purificación de aguas y tratamiento y remoción de aguas residuales** [Water and wastewater engineering]. Trad. Salvador Ayanegui j (Vol. 2). México: Editorial Limusa. 1973.

- FAN, C.; WANG, W.-S.; LIAO, M.-C. Impact of Tidal Effects on Water Quality Simulation or Rivers Running through Urban Area: a case study in northern Taiwan. **Environmental Informatics Archives**, v. 5, pp. 409-414. 2007.
- FARAGE, J. de A. P. **Influência do uso e ocupação do solo na qualidade das águas e capacidade autodepurativa do rio Pomba**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola). Universidade Federal de Viçosa. Viçosa (Minas Gerais). 124 p. 2009.
- GARDNER, S.; GRIGGS, B.; HANDY, J.; LEMME, N.; PAUDEL, M. **A QUAL2Kw Water Quality Analysis of the rio Blanco Watershed Near Jalisco, Mexico**. Department of Civil and Environmental. Brigham Young University. 54 p. 2007.
- GIORGETTI, M. F. **Natural Reoxygenation of Streams - Methodologies for the Measurement of Reaeration Coefficients**. International Workshop on River/Reservoir Approach to Watershed Management - Environmental Aspects. São Carlos (SP). 1991.
- GOULART, M. D.; CALLISTO, M. Bioindicadores de qualidade de água como ferramenta em estudos de impacto ambiental. **Revista da FAPAM**. 2003.
- HOLLAND, J. H. Adaptation in Natural and Artificial Systems. In: **Introductory Analysis with Applications to Biology, Control, and Artificial Intelligence**. University of Michigan Press. Ann Arbor (MI). 1975.
- IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Censo Demográfico**. Brasília. 2007.
- JONNALAGADDA, S. B.; MHERE, G. Water quality of the Odzi river in the eastern highlands of Zimbabwe. **Water Research**, v. 35, n. 10, pp. 2371-2376. 2000.
- KANNEL, P. R.; LEE, S.; KANEL, S. R.; KHAN, S. P.; LEE, Y.-S. Spatial-temporal variation and comparative assessment of water qualities of urban river system: a case study of the river Bagmati (Nepal). **Environmental Monitoring and Assessment**, 129, pp. 433-459. 2007a.
- KANNEL, P. R.; LEE, S.; KANEL, S. R.; LEE, Y.-S.; AHN, K.-H. Application of QUAL2Kw for water quality modeling and dissolved oxygen control in the river Bagmati. **Environmental Monitoring Assessment**, 125, pp. 201-217. 2007b.
- KANNEL, P. R.; LEE, S.; LEE, Y.-S.; KANEL, S. R.; PELLETIER, G. J. Application of automated QUAL2Kw for water quality modeling and management in the Bagmati river, Nepal. **Ecological Modelling**, 202, pp. 503-517. 2007c.

- KOTTI, M. E.; VLESSIDIS, A. G.; THANASOULIAS, N. C.; EVMIRIDIS, N. P. Assessment of river water quality in Northwestern Greece. **Water Resources Management**, v. 19, pp. 77-94. 2005.
- LARAMIE, S. A.; MARIVOET, J.; VANOUPLINES, P. **Application of QUAL2E and QUAL2EU models to the Densu river basin in Ghana**. In: LAIKARI, H. River Basin Management. Editora Pergamon Press. New York. 1989.
- LARENTIS, D. G. **Modelagem Matemática da Qualidade da Água em Grandes Bacias: Sistema Taquari-Antas – RS**. Dissertação (Mestrado em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental). Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Rio Grande do Sul. 177 p. 2004.
- LIMA, J. P. **Parâmetros de qualidade de águas superficiais**. Nota de aula: Introdução à Engenharia do Ambiente - Folha 2: Poluição hídrica. Universidade de Coimbra. Portugal. 2005.
- MARQUES, F. A.; SILVA, D. D. **Obtenção pixel a pixel de variáveis morfométricas em SIG após tratamento de dados SRTM**. In: Anais do XIII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto. INPE. Florianópolis (SC). pp. 3445-3452. 2007.
- MATOS, A. T. de. **Disposição de Águas Residuárias no Solo**. Engenharia na Agricultura. Série Caderno Didático. Viçosa. Minas Gerais. UFV. 141 p. 2007.
- _____. **Práticas de Qualidade do Meio Físico Ambiental**. Engenharia na Agricultura. Série Caderno Didático. Viçosa. Minas Gerais. UFV. 2006.
- MELCHING, C. S.; YOON, C. G. Key Sources of Uncertainty in QUAL2E Model of Passaic River. **Water Resource Plan Manage**, v. 122, n. 2, pp. 105-113. 1996.
- MENDONÇA, A. S. F. Application of the QUAL2E model to Environmental Impact Assessment. **Advances in Hydro Science and Engineering**, v. 1, n. 2, pp. 349-354. 1992.
- MERTEN, G. H.; MINELLA, J. P. Qualidade da Água em Bacias Hidrográficas Rurais: Um Desafio Atual para a Sobrevivência Futura. **Agroecologia e desenvolvimento rural sustentável**, v. 3, n. 4, pp. 33-38. 2002.
- METCALF & EDDY. **Wastewater engineering: treatment, disposal, reuse**. 2ª Ed. New Delhi, Tata Mc Graw-Hill. 920 p. 1981.

- MIRANDA, E. E. de (Coordenador). **Brasil em Relevo**. Disponível em <http://www.relevobr.cnpm.embrapa.br>. Campinas: Embrapa Monitoramento por Satélite. Acesso em 10 de novembro de 2008. 2005.
- MOORE, E. W.; THOMAS, H. A.; SNOW, W. B. Simplified method for analysis of B. O. D. data. **Sewage and Industrial Wastes**, v. 22, n. 10, pp. 1343-1355. 1950.
- MORAIS, L. M.; PAULA JÚNIOR, D. R. Avaliação da Biodegradabilidade Anaeróbia de Resíduos da Bovinocultura e da Suinocultura. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v. 24, n. 2, pp. 445-454, maio/agosto. 2004.
- NAGHETTINI, M. Mananciais superficiais. Aspectos quantitativos. In: HELLER, L.; PÁDUA, V. L. **Abastecimento de água para consumo humano**. Belo Horizonte (BH): UFMG. 2006.
- NAHON, I. M. **Sistema de Apoio à Análise de Outorga de Lançamentos de efluentes para a variável demanda bioquímica de oxigênio: estudo de caso da bacia do Alto Iguaçu**. Curitiba (PR). Dissertação (Mestrado em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental). 175 p. Universidade Federal do Paraná. Paraná. 2006.
- O'CONNOR, D. J.; DOBBINS, W. E. Mechanism of reaeration in natural streams. **Journal Sanitary Engineering Division**, ASCE, v. 123, pp. 641-666. 1958.
- OPPA, L. F. **Utilização de Modelo Matemático de Qualidade de Água para Análise de Alternativas de Enquadramento do rio Vacacaí Mirim**. Dissertação (Mestrado em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental). Universidade Federal de Santa Maria. Rio Grande do Sul. 130 p. 2007.
- OWENS, M.; EDWARDS, R. W.; GIBBS, J. W. Some reaerations studies in streams. **International Journal Air and Water Pollution**, v. 8, pp. 469-486. 1964.
- PALMA-SILVA, G. M.; TAUKE-TORNISIELO, S. M.; PIÃO, A. C. **Capacidade de Autodepuração de um trecho do rio Corumbataí, SP, Brasil**. **HOLOS Environmental**, v. 7, n. 2, pp. 139-152. 2007.
- PALMIERI, V. **Calibração do modelo QUAL2E para o rio Corumbataí (SP)**. Dissertação de Mestrado. Pontifícia Universidade Católica (RJ). 2004.
- PELLETIER, G. J.; CHAPRA, S. C.; TAO, H. QUAL2Kw - A framework for modeling water quality in streams and rivers using a generic algorithm for calibration. **Environmental Modelling & Software**, v. 21, pp. 419-425. 2006.

- PELLETIER, G.; CHAPRA, S. **QUAL2Kw: A modeling framework for simulating river and stream water quality - theory and documentation (version 5.1)**. Washington State: Department of Ecology, p. 104. 2004.
- PEREIRA, T. V.; MENDONÇA, A. S. **Aplicação de Modelagem Computacional na Simulação de Parâmetros de Qualidade de Água Relacionados com Nitrogênio em Curso d'água**. In: Anais do XVI Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos. João Pessoa. Paraíba. 2005.
- PPG – Projeto Preparatório para o Gerenciamento dos Recursos Hídricos do Paraíba do Sul. **Projeto de Concepção da Rede Telemétrica de Monitoramento da Quantidade e Qualidade da Água na Bacia do rio Paraíba do Sul**. Rio de Janeiro. 2000.
- PRADO, R. B. **Influência do uso e ocupação do solo na qualidade da água: estudo no médio rio Pardo-SP (período de 1985-1997)**. Dissertação de Mestrado. Escola de Engenharia de São Carlos. Universidade de São Paulo. 209 p. 1999.
- PRUSKI, F. F. **Conservação de Solo e Água – Práticas Mecânicas para o Controle da Erosão Hídrica**. Viçosa (MG). Editora UFV. 240 p. 2006.
- RATHBUN, R. E. Reaeration Coefficients of Streams - State-of-the-Art. **Journal of the Hydraulics Division**, v. 103, n. 4. 1977.
- RIBEIRO, C. B. de M. **Sistema de Alerta Ambiental Fundamentado em Estudo Teórico-Experimental de Transporte e Dispersão de Poluentes em Cursos d'Água**. Tese (Doutorado em Recursos Hídricos e Ambientais). Engenharia Agrícola. Universidade Federal de Viçosa. Minas Gerais. 168 p. 2007.
- SALAS, H. J. Criterios para seleccionar modelos matemáticos de calidad de agua. **Hojas de divulgación técnica**, v. 21, pp. 1-11. 1984.
- SARDINHA, D. S.; CONCEIÇÃO, F. T.; SOUZA, A. D. G.; SILVEIRA, A.; JULIO. M.; GONÇALVES, J. C. S. I. Avaliação da capacidade de autodepuração do ribeirão do meio, Leme (SP). **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 13, n. 3, 329-338. 2008.
- SETTI, A. A.; LIMA, J. E. F. W.; CHAVES, A. G. de M.; PEREIRA, I. de C. **Introdução ao Gerenciamento de Recursos Hídricos**. 2ª Ed. Brasília: Agência Nacional de Energia Elétrica, Superintendência de Estudos e Informações Hidrológicas. 2001.
- SEWELL, G. H. **Administração e Controle da Qualidade Ambiental**. São Paulo (SP). Editora EPU. 295 p. 1978.

- SILVA, A. M. M.; SACOMANI, L. B. Using chemical and physical parameters to define the quality of Pardo River water (Botucatu-SP-Brazil). **Water Research**, v. 35, n. 6, pp. 1609-1616. 2001.
- SILVA, D. D.; SOARES, J. H.; MATOS, A. T.; RIBEIRO, C. B. M. R.; GUEDES, H. A. **Gestão Integrada da Quantidade e Qualidade de Água na Bacia Hidrográfica do rio Pomba**. Relatório Técnico enviado ao CNPq. Universidade Federal de Viçosa, Centro de Ciências Agrárias: Engenharia Agrícola, Viçosa (MG). 82 p. 2008.
- SOUZA, S. N.; FLORENCIO, L. **Critérios para escolha de modelos matemáticos como ferramenta de apoio ao gerenciamento da qualidade da água de bacias hidrográficas**. In: Anais do XXVII Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental. ABES. 2000.
- STOHR, A.; LeMOINE, M.; PELLETIER, G. **Walla Walla river tributaries Temperature Total Maximum Daily Load Study**. Washington (EUA): Watershed Ecology Section, Environmental Assessment Program, Washington State Department of Ecology. p. 189. 2007.
- STREETER, H. W.; PHELPS, E. B. A study of the pollution and natural purification of the Ohio river. **Public Health Bulletin**, v.3, ed. 146. 1925.
- TELES, R. B.; SILVEIRA, A. **Autodepuração de escoamentos naturais de água. Estudo de caso: de modelagem matemática em um trecho do ribeirão Preto, Ribeirão Preto-SP**. In: Anais do XXX Congresso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental. Punta del Este, Uruguay, 2006.
- THOMANN, R. V. Virification of Water Quality Models. **Journal Environmental Engineering Division**, ASCE, v. 108 (EE 5), pp. 923-940. 1982.
- THOMAS, H. A. The "slope" method of evaluating the constants of the first-stage biochemical oxygen-demand curve. **Sewage Works Journal**, v. 9, n. 3, pp. 425-430. 1937.
- TUCCI, C. E. M.; HESPANHOL, I.; CORDEIRO NETTO, O. de M. **Gestão da Água no Brasil**. Brasília: UNESCO. 2001.
- TUCCI, C. E. **Modelos Hidrológicos**. Editora UFRGS. 689 p. 1998.
- TUNDISI, J. G. **Água no Século XXI: Enfrentando a Escassez**. São Paulo. Editora Rima. 2ª Ed. 248 p. 2003.

- TUNDISI, J. G. **Limnologia no Século XXI: Perspectivas e Desafios**. In: Anais do VII Congresso Brasileiro de Limnologia. Florianópolis. 1999.
- VASCONCELOS NETO, A. **Aplicação do modelo QUAL2E no rio Barigui**. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal do Paraná. Curitiba (PR). 2003.
- VON SPERLING, M. **Estudos e modelagem da qualidade da água de rios**. Belo Horizonte (MG): Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental (DESA/UFMG). v. 7. 2007.
- VON SPERLING, M. **Introdução à Qualidade das Águas e ao Tratamento de Esgotos**. Belo Horizonte (MG): Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental (DESA/UFMG). 3ª Ed, v. 1, 452 p. 2005.
- VON SPERLING, M. **Autodepuração dos Cursos d'Água**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Sanitária). Universidade Federal de Minas Gerais. Belo Horizonte (MG). 363 p. 1983.
- WALTON, R.; WEBB, M. QUAL2E simulations of Pulse Loads. **Journal of Environmental Engineering**, ASCE , pp. 1017-1031. 1992.
- ZIEGLER, T. K. **Predicting Downstream Thermal Effects Resulting from Cooling Water Discharge using QUAL2E-UNCAS**. In: Anais do 58º American Conference, Chicago (EUA). pp. 881-886. 1996.

APÊNDICES

APÊNDICE 1
PARÂMETROS CINÉTICOS

Nas Tabelas 1.a e 1.b estão apresentados os parâmetros cinéticos utilizados no processo de calibração do modelo de qualidade de água QUAL-UFMG nas campanhas de períodos seco e chuvoso, respectivamente.

Tabela 1.a – Parâmetros cinéticos estimados no processo de calibração do modelo matemático QUAL-UFMG para a campanha de período seco

Coeficientes	Faixa	Valor Usual	Valor Estimado	Unidade
Taxa de consumo de OD pelo sedimento (demanda bentônica)	0,00-10,00	0	0	$\text{g m}^{-2} \text{d}^{-1}$
Coef. de sedimentação do nitrogênio orgânico	0,001-0,10	0,05	0,05	d^{-1}
Coef. de conversão do nitrogênio orgânico a nitrogênio amoniacal	0,02-0,40	0,22	0,05	d^{-1}
Coef. de conversão do nitrogênio amoniacal a nitrito	0,10-1,00	0,20	0,25	d^{-1}
Coef. de conversão do nitrito a nitrato	0,20-2,00	0,30	0,20	d^{-1}
Coef. de liberação de Namon pelo sedimento de fundo	Variável	0,25	0,50	$\text{g m}^{-2} \text{d}^{-1}$
Oxigênio equivalente à conversão entre nitrogênio amoniacal e nitrito	Fixo	Fixo	3,20	mg de O ₂ por mg de Namon oxidado
Oxigênio equivalente à conversão entre nitrito e nitrato	Fixo	Fixo	1,10	mg de O ₂ por mg de Nitrito oxidado
Coef. de inibição da nitrificação por baixo valores de OD	0,00-1,00	0,60	0,60	-
Coef. de sedimentação do fósforo orgânico	0,001-0,1	0,03	0,001	d^{-1}
Coef. de conversão entre fósforo orgânico e fósforo inorgânico	0,01-0,7	0,25	0,5	d^{-1}
Coef. de liberação de Pinorg pelo sedimento de fundo	Variável	0,1	0	$\text{g m}^{-2} \text{d}^{-1}$

Tabela 1.b – Parâmetros cinéticos estimados no processo de calibração do modelo matemático QUAL-UFMG para a campanha de período chuvoso

Coeficientes	Faixa	Valor Usual	Valor Estimado	Unidade
Taxa de consumo de OD pelo sedimento (demanda bentônica)	0,00-10,00	0	0	$\text{g m}^{-2} \text{d}^{-1}$
Coef. de sedimentação do nitrogênio orgânico	0,001-0,10	0,05	0,10	d^{-1}
Coef. de conversão do nitrogênio orgânico a nitrogênio amoniacal	0,02-0,40	0,22	0,06	d^{-1}
Coef. de conversão do nitrogênio amoniacal a nitrito	0,10-1,00	0,20	0,10	d^{-1}
Coef. de conversão do nitrito a nitrato	0,20-2,00	0,30	1,8	d^{-1}
Coef. de liberação de Namon pelo sedimento de fundo	Variável	0,25	0	$\text{g m}^{-2} \text{d}^{-1}$
Oxigênio equivalente à conversão entre nitrogênio amoniacal e nitrito	Fixo	Fixo	3,20	mg de O ₂ por mg de Namon oxidado
Oxigênio equivalente à conversão entre nitrito e nitrato	Fixo	Fixo	1,10	mg de O ₂ por mg de Nitrito oxidado
Coef. de inibição da nitrificação por baixo valores de OD	0,00-1,00	0,60	0	-
Coef. de sedimentação do fósforo orgânico	0,001-0,1	0,03	0,001	d^{-1}
Coef. de conversão entre fósforo orgânico e fósforo inorgânico	0,01-0,7	0,25	0,5	d^{-1}
Coef. de liberação de Pinorg pelo sedimento de fundo	Variável	0,1	0	$\text{g m}^{-2} \text{d}^{-1}$
Coeficiente de decaimento de coliformes	0,5-1,5	1,00	1,50	d^{-1}

Nas Tabelas 1.c e 1.d estão apresentados os parâmetros cinéticos estimados automaticamente pelo modelo QUAL2Kw utilizados no processo de calibração nas campanhas de períodos seco e chuvoso, respectivamente.

Tabela 1.c – Parâmetros cinéticos estimados automaticamente no processo de calibração do modelo QUAL2Kw para a campanha de período seco

Coefficientes	Faixa	Valor Estimado	Unidade
Estequiometria			
Carbono	30-50	40	g de C
Nitrogênio	3-9	7,2	g de N
Fósforo	0,4-2	1	g de P
Peso seco	100-100	100	g de D
Clorofila	0,4-2	1	g de A
Sólidos Inorgânicos Suspensos			
Velocidade de sedimentação	0-2	1,69	m d ⁻¹
Oxigênio			
Consumo pela oxidação do carbono	Variável	0	g gC ⁻¹ de O ₂
Consumo pela nitrificação	Variável	4,57	g gN ⁻¹ de O ₂
Demanda Bioquímica de Oxigênio			
Taxa de oxidação	0-5	0,66	d ⁻¹
Nitrogênio Orgânico			
Hidrólise	0-5	0,11	d ⁻¹
Velocidade de sedimentação	0-2	0,068	d ⁻¹
Nitrogênio Amoniacal			
Nitrificação	0-10	0,13	d ⁻¹
Nitrato			
Desnitrificação	0-2	1,61	d ⁻¹
Coeficiente de transferência da desnitrificação no sedimento	0-1	0,68	m d ⁻¹
Fósforo Orgânico			
Hidrólise	0-5	0,023	d ⁻¹
Velocidade de sedimentação	0-2	1,92	m d ⁻¹
Fósforo Inorgânico			
Velocidade de sedimentação	0-2	0,44	m d ⁻¹
Constante de Atenuação do oxigênio causado pelo fósforo no sedimento	0-2	0,78	mg L ⁻¹ de O ₂
Detritos (Matéria Orgânica Particulada)			
Taxa de dissolução	0-5	0,0088	d ⁻¹
Velocidade de sedimentação	0-5	2,98	m d ⁻¹
Demanda Química de Oxigênio			
Taxa de decaimento	0-2	0,058	d ⁻¹
Velocidade de sedimentação	0-1	0,05	m d ⁻¹

Tabela 1.d – Parâmetros cinéticos estimados automaticamente no processo de calibração do modelo QUAL2Kw para a campanha de período chuvoso

Coefficientes	Faixa	Valor Estimado	Unidade
Estequiometria			
Carbono	30-50	40	g de C
Nitrogênio	3-9	7,2	g de N
Fósforo	0,4-2	1	g de P
Peso seco	100-100	100	g de D
Clorofila	0,4-2	1	g de A
Sólidos Inorgânicos Suspensos			
Velocidade de sedimentação	0-2	0,81	m d ⁻¹
Oxigênio			
Consumo pela oxidação do carbono	Variável	0	g gC ⁻¹ de O ₂
Consumo pela nitrificação	Variável	4,57	g gN ⁻¹ de O ₂
Demanda Bioquímica de Oxigênio			
Taxa de oxidação	0-5	1,42	d ⁻¹
Nitrogênio Orgânico			
Hidrólise	0-5	0,24	d ⁻¹
Velocidade de sedimentação	0-2	1,54	d ⁻¹
Nitrogênio Amoniacal			
Nitrificação	0-10	5,78	d ⁻¹
Nitrato			
Desnitrificação	0-2	0,91	d ⁻¹
Coeficiente de transferência da desnitrificação no sedimento	0-1	0,13	m d ⁻¹
Fósforo Orgânico			
Hidrólise	0-5	0,29	d ⁻¹
Velocidade de sedimentação	0-2	0,73	m d ⁻¹
Fósforo Inorgânico			
Velocidade de sedimentação	0-2	1,49	m d ⁻¹
Constante de Atenuação do oxigênio causado pelo fósforo no sedimento	0-2	1,54	mg L ⁻¹ de O ₂
Detritos (Matéria Orgânica Particulada)			
Taxa de dissolução	0-5	0,07	d ⁻¹
Velocidade de sedimentação	0-5	3,54	m d ⁻¹
Coliformes			
Taxa de decaimento	0,5-1,5	1,4	d ⁻¹
Velocidade de sedimentação	1-1	1,00	m d ⁻¹
Constante de mortalidade por luz	1-1	1,00	d ⁻¹
Demanda Química de Oxigênio			
Taxa de decaimento	0-2	0,009	d ⁻¹
Velocidade de sedimentação	0-1	0,58	m d ⁻¹

APÊNDICE 2

CALIBRAÇÃO DO MODELO QUAL2KW PARA OUTRAS VARIÁVEIS DE QUALIDADE DE ÁGUA

Nas Figuras 2.a e 2.b estão apresentados os resultados da calibração do modelo QUAL2Kw para as variáveis de qualidade de água, considerando a campanha de período seco.

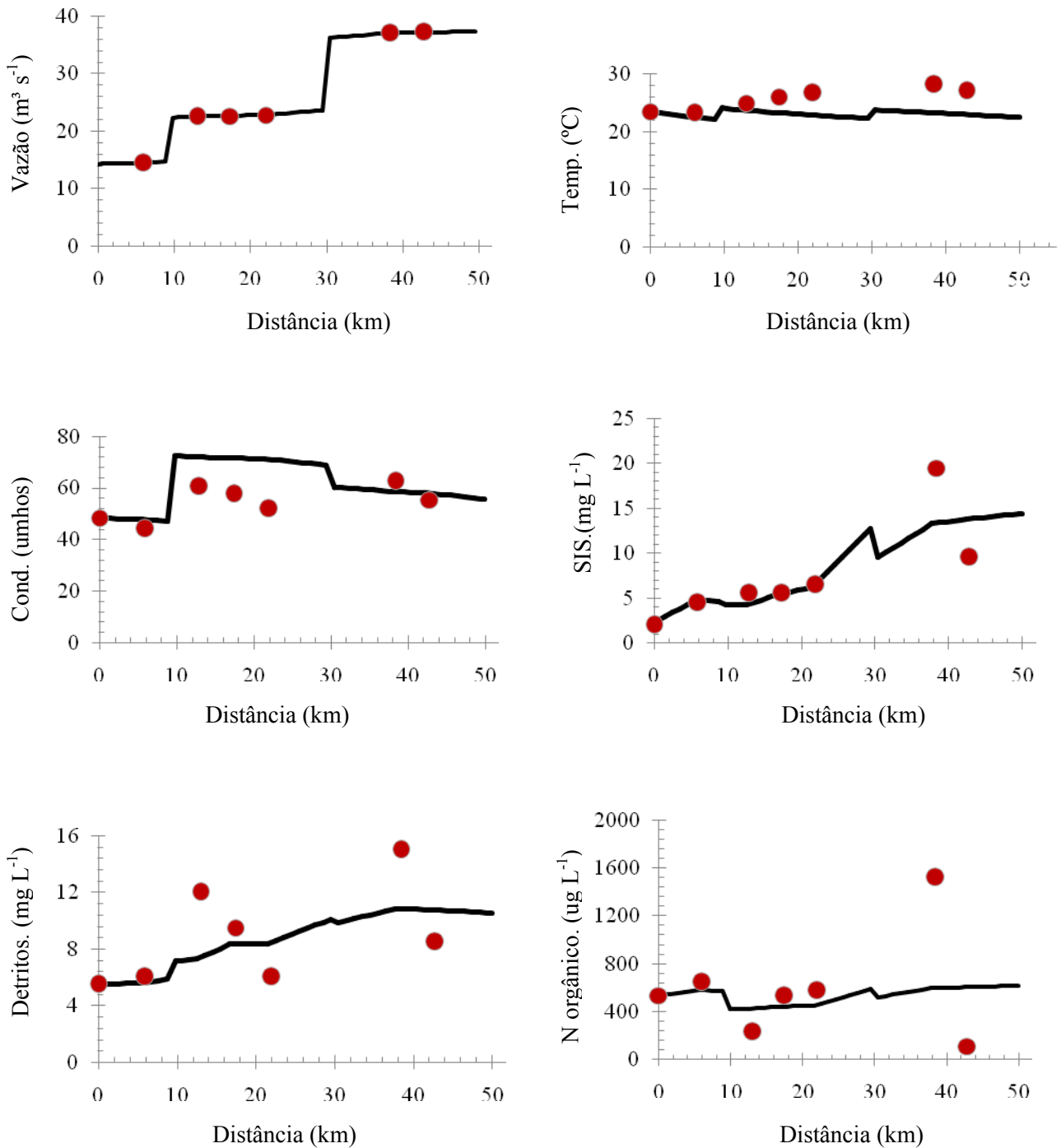


Figura 2.a – Calibração do modelo QUAL2Kw para as variáveis vazão, temperatura, condutividade elétrica, sólidos inorgânicos suspensos (SIS), detritos e nitrogênio orgânico, considerando a campanha de período seco

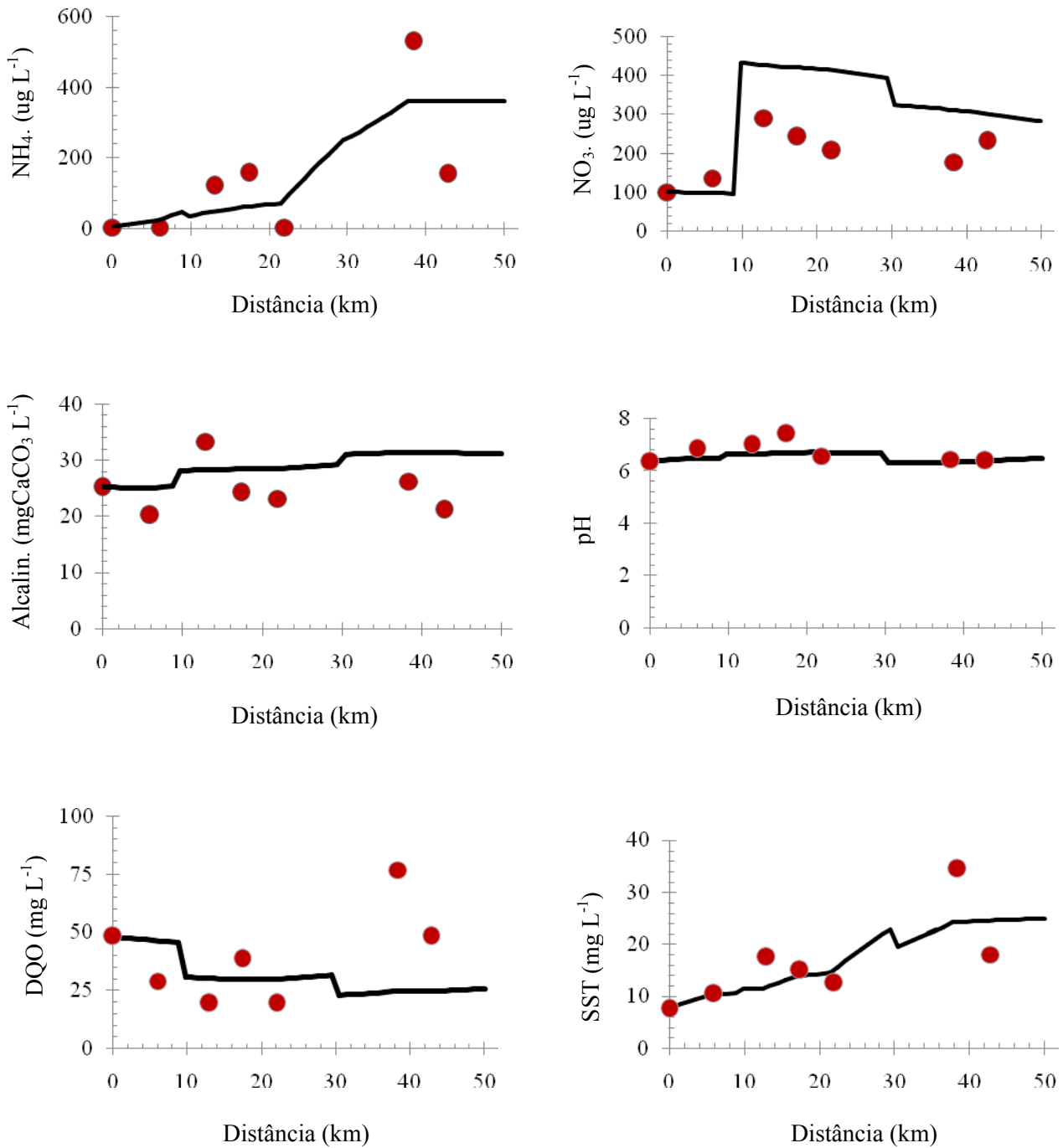


Figura 2.b – Calibração do modelo QUAL2Kw para as variáveis nitrogênio amoniacal (NH₄), nitrato (NO₃), alcalinidade, pH, DQO, sólidos suspensos totais (SST), considerando a campanha de período seco

Nas Figuras 2.c e 2.d estão apresentados os resultados da calibração do modelo QUAL2Kw para diversas variáveis de qualidade de água, considerando a campanha de período chuvoso.

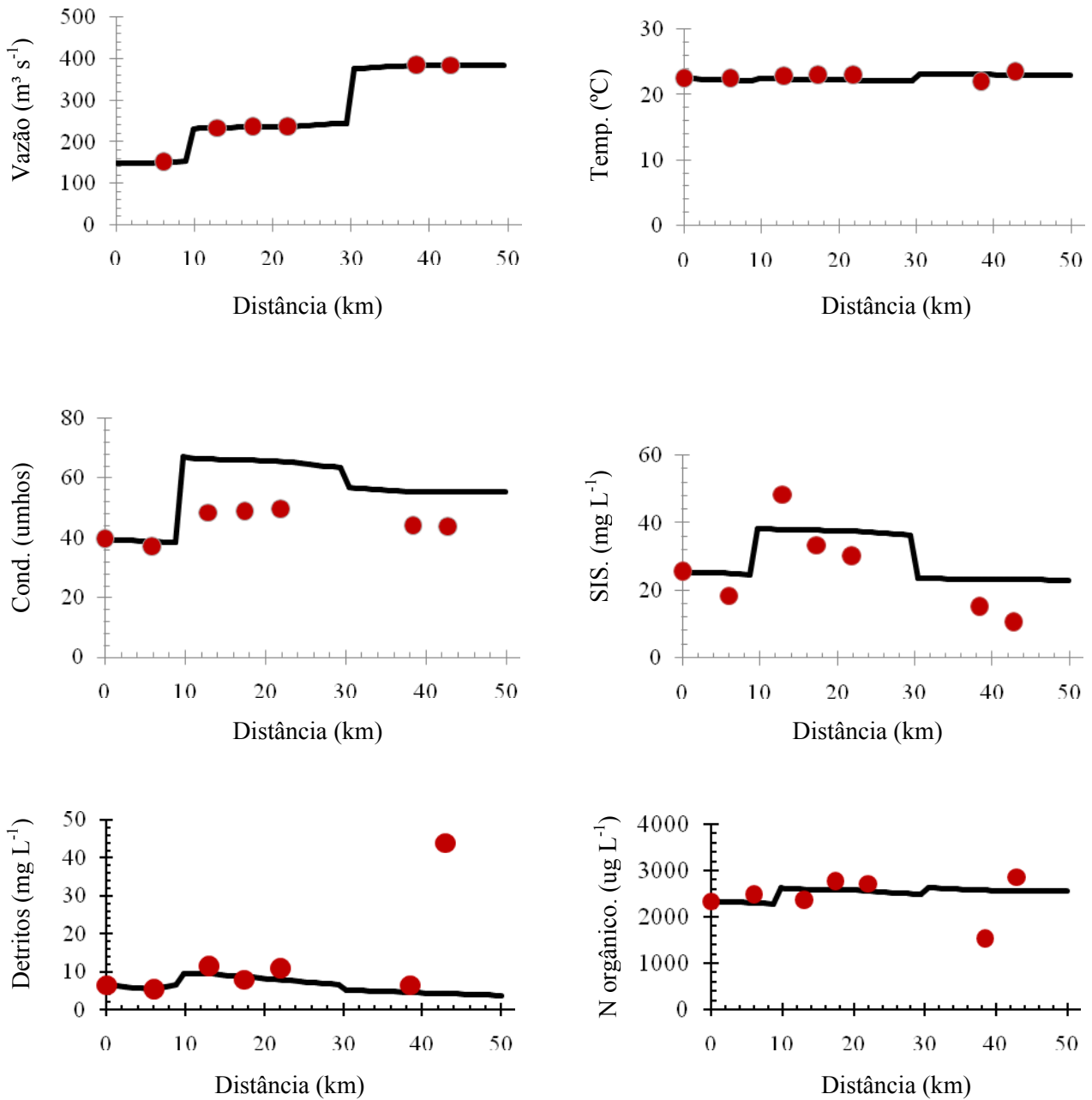


Figura 2.c – Calibração do modelo QUAL2Kw para as variáveis vazão, temperatura, condutividade elétrica, sólidos inorgânicos suspensos (SIS), detritos e nitrogênio orgânico, considerando a campanha de período chuvoso

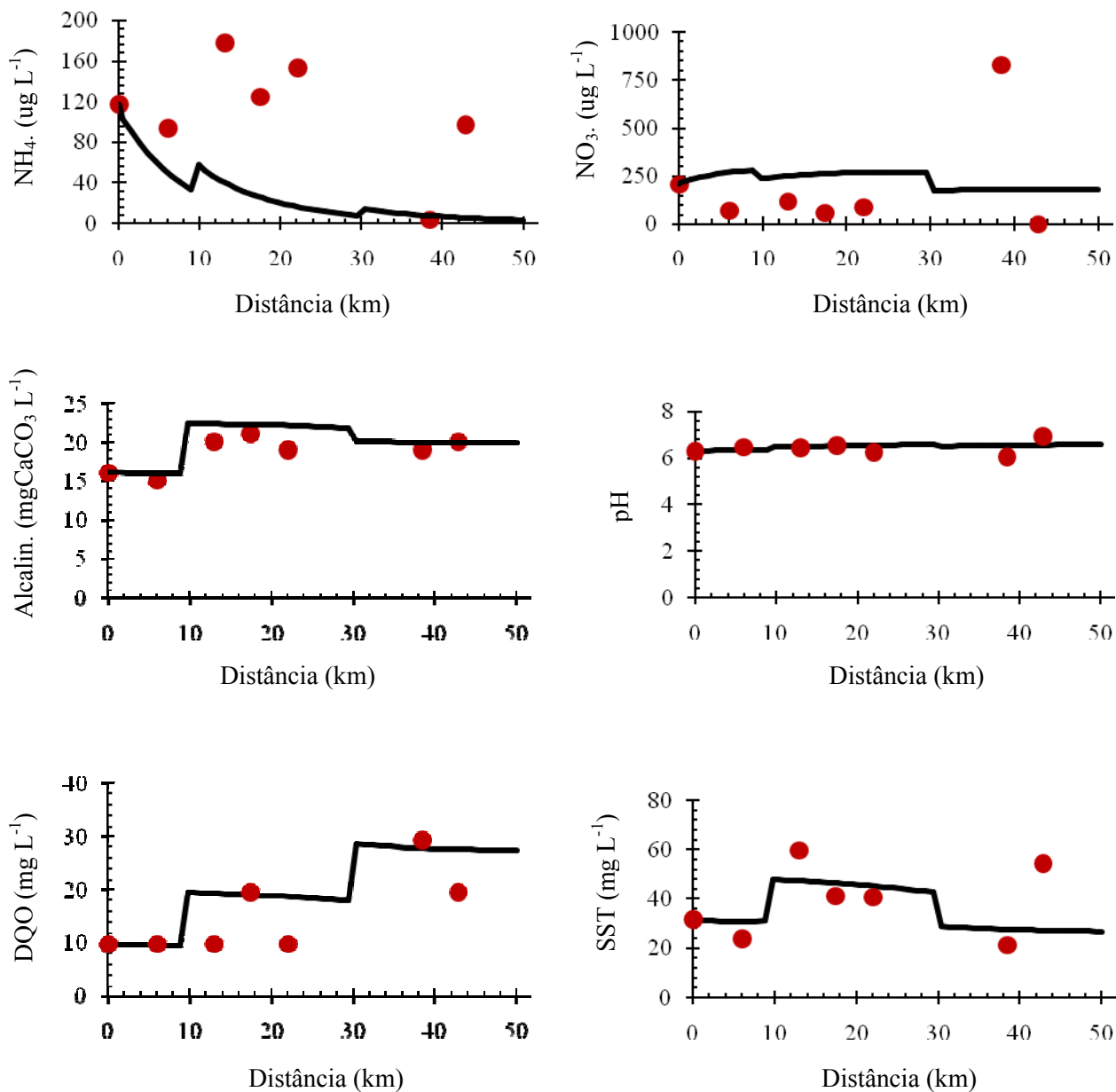


Figura 2.d – Calibração do modelo QUAL2Kw para as variáveis nitrogênio amoniacal (NH₄), nitrato (NO₃), alcalinidade, pH, DQO, sólidos suspensos totais (SST), considerando a campanha de período chuvoso

Na Tabela 2.e está apresentado o resultado do índice REMQ para o processo de calibração do modelo matemático QUAL2Kw referente às variáveis de qualidade de água, para as campanhas de períodos seco e chuvoso.

Tabela 2.e – Índice estatístico REMQ (%) utilizado para estimar a eficiência do modelo QUAL2Kw no processo de calibração para as campanhas de períodos seco e chuvoso

Variáveis	REMQ (%)	
	Período Seco	Período Chuvoso
Vazão	0	0
Temperatura	13,4	2,9
Condutividade Elétrica	19,2	33,9
Sólidos Inorgânicos Suspensos	42,01	51,9
Detritos	34,6	143
Nitrogênio Orgânico	79,7	18,8
Nitrogênio Amoniacal	90,8	127
Nitrato	56,3	129
Alcalinidade	22,9	8,9
pH	5,8	4,2
Demanda Química de Oxigênio	70	36,8
Sólidos Suspensos Totais	35,5	34,2

APÊNDICE 3

CONCENTRAÇÕES DAS VARIÁVEIS DE QUALIDADE DE ÁGUA

Tabela 3.a – Concentrações das variáveis de qualidade de água utilizadas nos estudos realizados no rio Pomba durante a primeira campanha de campo (Período seco)

Seções	OD (mg L ⁻¹)	DBO ₅ (mg L ⁻¹)	pH	Temperatura (°C)	Condutividade Elétrica (uS cm ⁻¹)	Alcalinidade (mg L ⁻¹ de CaCO ₃)	DQO (mg L ⁻¹)	Fósforo Total (mg L ⁻¹)
1	5,9	2,22	6,36	23,5	48,38	25,20	48,08	0,05
2	6,2	3,13	6,86	23,3	44,19	20,16	28,85	0,09
3	6,3	2,39	7,18	28,0	122,70	33,27	19,23	0,09
4	5,6	3,30	7,00	25,0	60,49	33,27	38,46	0,02
5	6,0	4,22	7,44	26,1	57,59	24,19	19,23	0,10
6	5,3	7,82	6,58	26,7	51,98	23,19	57,69	0,03
7	5,1	5,91	6,01	26,5	44,68	24,19	19,23	0,03
8	4,0	13,30	6,46	28,2	62,55	26,21	76,92	0,13
9	5,4	13,26	6,38	27,1	55,33	21,17	48,08	0,08

Tabela 3.b – Concentração de nitrogênio total e suas frações utilizada nos estudos realizados no rio Pomba durante a primeira campanha de campo (Período seco)

Seções	Nitrogênio Orgânico (mg L ⁻¹)	Nitrogênio Amoniacal (mg L ⁻¹)	Nitrato (mg L ⁻¹)	Nitrogênio Kjeldahl (mg L ⁻¹)	Nitrogênio Total (mg L ⁻¹)
1	0,53	0,004	0,10	0,54	0,64
2	0,64	0,004	0,14	0,65	0,78
3	0,13	0,004	1,09	0,13	1,22
4	0,23	0,12	0,29	0,35	0,64
5	0,53	0,16	0,24	0,68	0,93
6	0,57	0,004	0,21	0,58	0,78
7	0,36	0,23	0,20	0,59	0,78
8	1,53	0,53	0,18	2,06	2,23
9	0,11	0,15	0,23	0,26	0,49

Tabela 3.c – Concentração de sólidos utilizada nos estudos realizados no rio Pomba durante a primeira campanha de campo (Período seco)

Seções	Sólidos Totais (mg L ⁻¹)	Sólidos Suspensos Totais (mg L ⁻¹)	Sólidos Dissolvidos Totais (mg L ⁻¹)	Sólidos Inorgânicos Suspensos (mg L ⁻¹)	Detritos (mg L ⁻¹)
1	50,00	7,50	42,50	2,00	5,50
2	55,50	10,50	45,00	4,50	6,00
3	108,00	13,00	95,00	3,50	9,50
4	56,00	17,50	38,50	5,50	12,00
5	70,00	15,00	55,00	5,50	9,50
6	61,50	12,50	49,00	6,50	6,00
7	63,50	11,00	52,50	2,00	9,00
8	59,50	34,50	25,00	19,50	15,00
9	67,50	18,00	49,50	9,50	8,50

Tabela 3.d – Concentrações das variáveis de qualidade de água utilizadas nos estudos realizados no rio Pomba durante a segunda campanha de campo (Período chuvoso)

Seções	OD (mg L ⁻¹)	DBO ₅ (mg L ⁻¹)	pH	Temperatura (°C)	Condutividade Elétrica (uS cm ⁻¹)	Alcalinidade (mg L ⁻¹ CaCO ₃)	DQO (mg L ⁻¹)	Fósforo Total (mg L ⁻¹)
1	6,31	6,30	6,31	22,50	39,45	16,13	1	0,08
2	6,31	6,00	6,48	22,50	36,90	15,12	1	0,05
3	6,02	4,31	6,80	23,00	86,87	35,28	29,4	0,16
4	5,93	7,30	6,47	22,80	48,47	20,16	1	0,12
5	5,74	5,28	6,56	23,00	48,67	21,17	9,8	0,09
6	5,35	8,56	6,27	23,00	49,52	19,15	1	0,09
7	5,54	7,31	6,34	25,00	35,66	17,14	39,2	0,05
8	6,02	10,00	6,08	22,00	43,86	19,15	19,6	0,06
9	6,12	9,00	6,93	23,50	43,62	20,16	9,8	0,09

Tabela 3.e – Concentração de nitrogênio total e suas frações utilizada nos estudos realizados no rio Pomba durante a segunda campanha de campo (Período chuvoso)

Seções	Nitrogênio Orgânico (mg L ⁻¹)	Nitrogênio Amoniacal (mg L ⁻¹)	Nitrato (mg L ⁻¹)	Nitrogênio Kjeldahl (mg L ⁻¹)	Nitrogênio Total (mg L ⁻¹)
1	3,53	0,12	0,21	3,65	3,85
2	2,50	0,09	0,07	2,60	2,67
3	3,30	0,11	0,14	3,42	3,56
4	2,37	0,18	0,12	2,55	2,67
5	2,78	0,13	0,06	2,91	2,97
6	2,72	0,15	0,09	2,88	2,97
7	2,94	0,03	0	2,97	2,97
8	1,54	0,004	0,83	1,54	2,37
9	2,87	0,10	0	2,97	2,97

Tabela 3.f – Concentração de sólidos utilizada nos estudos realizados no rio Pomba durante a segunda campanha de campo (Período chuvoso)

Seções	Sólidos Totais (mg L ⁻¹)	Sólidos Suspensos Totais (mg L ⁻¹)	Sólidos Dissolvidos Totais (mg L ⁻¹)	Sólidos Inorgânicos Suspensos (mg L ⁻¹)	Detritos (mg L ⁻¹)
1	89,00	32,00	57,00	25,50	6,50
2	79,50	24,00	55,50	18,50	5,50
3	178,50	80,00	98,50	65,00	15,00
4	112,50	60,00	52,50	48,50	11,50
5	113,50	41,50	72,00	33,50	8,00
6	112,50	41,00	71,50	30,00	11,00
7	26,00	3,00	23,00	0	3,00
8	67,00	21,50	45,50	15,00	6,50
9	66,50	54,50	12,00	10,50	44,00

Em que: 1: Início; 2: Astolfo Dutra; 3: Foz do Rio Xopotó; 4: Dona Euzébia; 5: Fazenda Cachoeira do Pomba; 6: Sinimbú; 7: Foz do Rio Novo; 8: Cataguases; 9: Taquara Preta.

APÊNDICE 4

VALIDAÇÃO DOS MODELOS MATEMÁTICOS DE STREETER-PHELPS MODIFICADO E QUAL2KW

Nas Figuras 4.a e 4.b estão apresentados os resultados da validação do modelo analítico de Streeter-Phelps modificado para as variáveis de qualidade de água OD e DBO, respectivamente, durante a campanha de período seco.

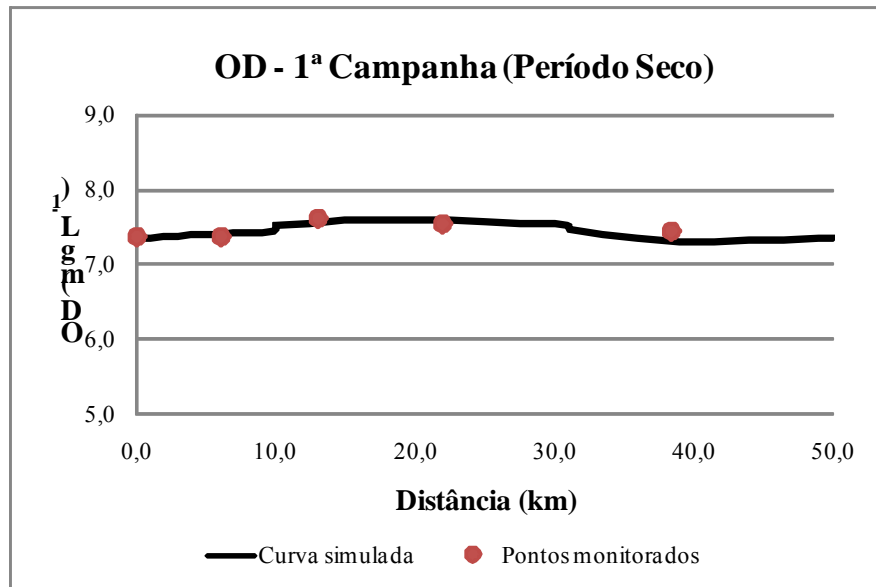


Figura 4.a – Validação do modelo de Streeter-Phelps modificado para a variável OD (campanha de período seco)

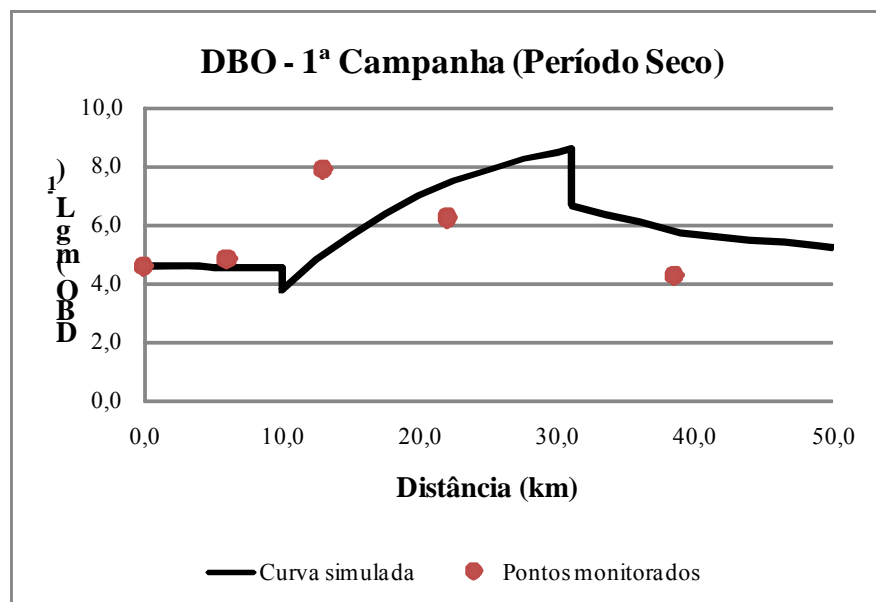


Figura 4.b – Validação do modelo de Streeter-Phelps modificado para a variável DBO (campanha de período seco)

Nas Figuras 4.c e 4.d estão apresentados os resultados da validação do modelo analítico de Streeter-Phelps modificado para as variáveis de qualidade de água OD e DBO, respectivamente, durante a campanha de período chuvoso.

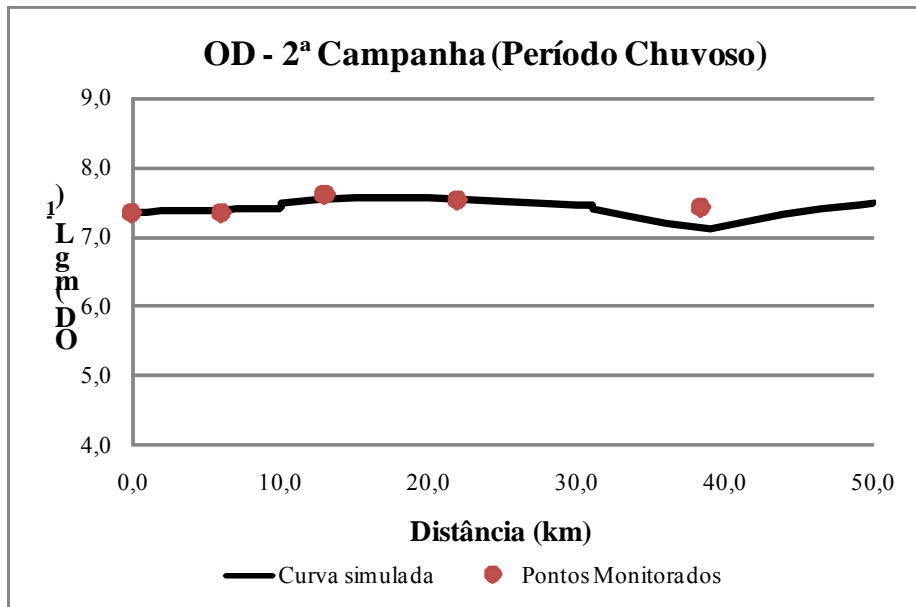


Figura 4.c – Validação do modelo de Streeter-Phelps modificado para a variável OD (campanha de período chuvoso)

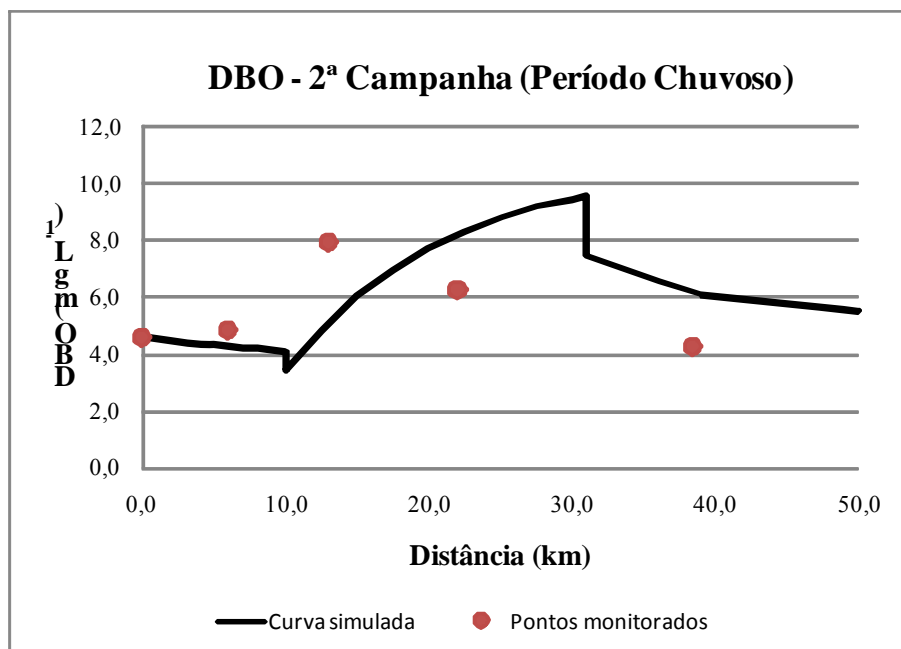


Figura 4.d – Validação do modelo de Streeter-Phelps modificado para a variável DBO (campanha de período chuvoso)

Na Figura 4.e está apresentado o resultado da validação do modelo QUAL2Kw para a campanha de período seco, considerando as variáveis de qualidade de água OD, DBO, nitrogênio total e fósforo total.

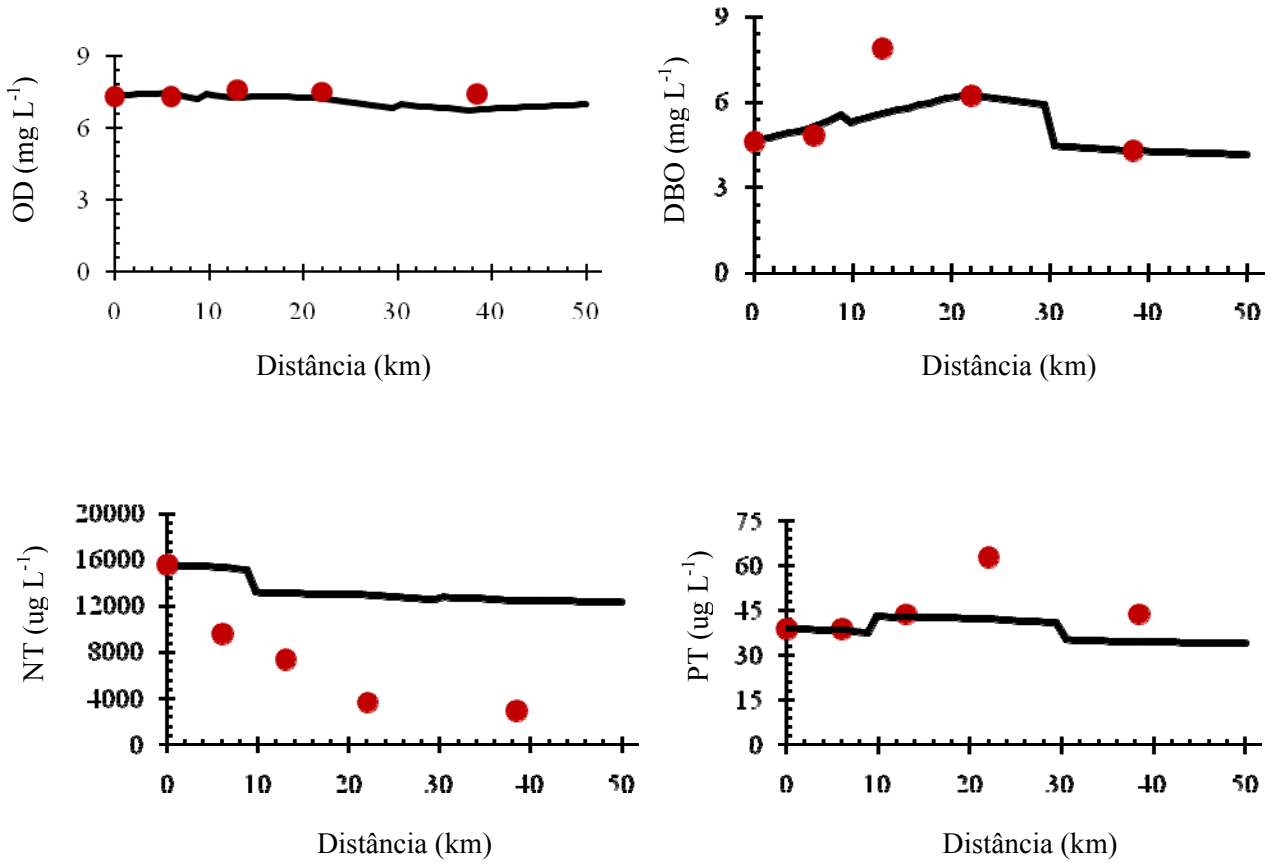


Figura 4.e – Validação do modelo QUAL2Kw para a campanha de período seco, considerando as variáveis de qualidade de água OD, DBO, nitrogênio total (NT) e fósforo total (PT)

Na Figura 4.f está apresentado o resultado da validação do modelo QUAL2Kw para a campanha de período chuvoso, considerando as variáveis de qualidade de água OD, DBO, nitrogênio total, fósforo total e coliformes termotolerantes.

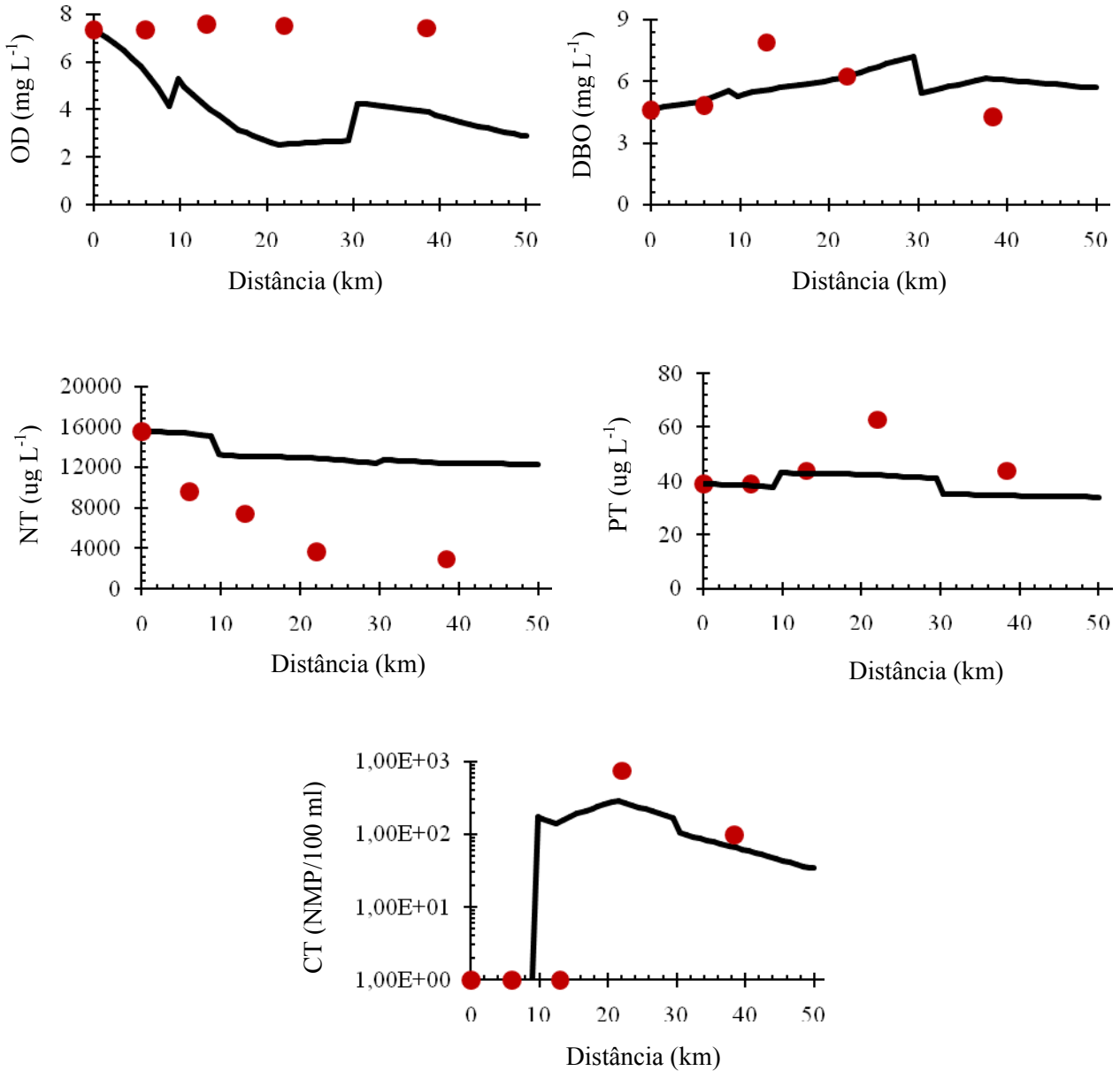


Figura 4.f – Validação do modelo QUAL2Kw para a campanha de período chuvoso, considerando as variáveis de qualidade de água OD, DBO, nitrogênio total (NT), fósforo total (PT) e coliformes termotolerantes (CT)