

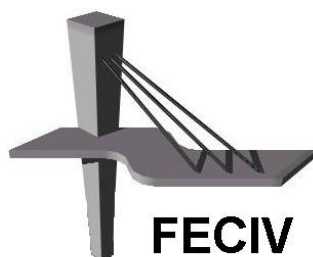


UNIVERSIDADE FEDERAL DE UBERLÂNDIA

CAPACIDADE DE AUTODEPURAÇÃO NOS
CURSOS MÉDIO E BAIXO DO RIO UBERABA,
UPGRH-GD8

ANDREZZA MARQUES FERREIRA

UBERLÂNDIA, 27 DE FEVEREIRO DE 2014.



FACULDADE DE ENGENHARIA CIVIL



UNIVERSIDADE FEDERAL DE UBERLÂNDIA
FACULDADE DE ENGENHARIA CIVIL
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL



Andrezza Marques Ferreira

**CAPACIDADE DE AUTODEPURAÇÃO NO MÉDIO E
BAIXO CURSOS DO RIO UBERABA, UPGRH-GD8**

Defesa apresentada à Faculdade de Engenharia Civil da
Universidade Federal de Uberlândia, como parte dos requisitos
para a obtenção do título de Mestre em Engenharia Civil.

Orientador: Prof. Dr. Marcio Ricardo Salla

Uberlândia, 27 de fevereiro de 2014.



SERVIÇO PÚBLICO FEDERAL
MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO
UNIVERSIDADE FEDERAL DE UBERLÂNDIA
FACULDADE DE ENGENHARIA CIVIL
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL



**ATA DA DEFESA DE DISSERTAÇÃO DE MESTRADO ACADÊMICO DO PROGRAMA
DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL**

ATA Nº: 125/2014

CANDIDATA: Andrezza Marques Ferreira

ORIENTADOR: Prof. Dr. Marcio Ricardo Salla

TÍTULO: "Capacidade de autodepuração no médio e baixo cursos do Rio Uberaba, UPGRH-GD8"

ÁREA DE CONCENTRAÇÃO: Engenharia Urbana

LINHA DE PESQUISA: Planejamento e Infraestrutura Urbana

DATA DA DEFESA: 27 de fevereiro de 2014

LOCAL: Sala de Projeções Prof. Celso Franco de Gouvêa

HORÁRIO DE INÍCIO E TÉRMINO DA DEFESA: 14:03hs - 15:57hs

Após avaliação do documento escrito, da exposição oral e das respostas às arguições, os membros da Banca Examinadora decidem que a candidata foi:

☒ APROVADA

☐ REPROVADA

OBS:

Na forma regulamentar, foi lavrada a presente ata que está assinada pelos membros da Banca:

Professor Orientador: **Prof. Dr. Marcio Ricardo Salla - FECIV/UFU**

Liliane Lazzari Albertin
Membro externo: **Prof^a. Dr^a. Liliane Lazzari Albertin - DEC/FEIS/UNESP**

José Eduardo Alamy Filho
Membro: **Prof. Dr. José Eduardo Alamy Filho - FECIV/UFU**

Uberlândia, 27 de fevereiro de 2014.

Dedico à minha família, pelo amor e carinho.
É um privilégio e sempre um aprendizado
quando estou com vocês.

Agradecimentos

Agradeço primeiramente a Deus por permitir que esta jornada tenha sido realizada da forma mais tranquila possível e por sempre ter colocado pessoas maravilhosas ao meu lado.

Agradeço aos meus pais Heloisa Helena e Sebastião por serem os meus maiores apoiadores e incentivadores nos caminhos que resolvo trilhar. A minha irmã Merinha, ao meu irmão Anderson e a minha cunhada Roberta por serem meu apoio na busca desta conquista, também é claro, a Cecília, que ilumina os nossos dias.

Agradeço ao meu orientador, Marcio Ricardo Salla com quem tive a oportunidade de poder trabalhar, aprender e me tornar uma profissional melhor. Muito Obrigada por toda a atenção, paciência e compreensão.

Agradeço às minhas amigas Robertinha, Fabíola e Aline por entenderem que a distância não significa ausência.

Agradeço aos amigos que conheci na UFU, Fernanda, Aline, Larissa, Cecília, César e Hovsepian pelas palavras de encorajamento, pela paciência, pelo imensurável apoio em todos os momentos e por permitirem que essa caminhada fosse cada dia mais tranquila. Agradeço também aos professores do Programa de Pós Graduação em Engenharia Civil da UFU, obrigada a todos pelos ensinamentos.

Agradeço ao pessoal do Codau por todo o apoio que se iniciou com o Edinaldo na ETA ao me dizer que esse era o caminho, ao Sr. Jair por todo o incentivo quando tomei a decisão de então trilhá-lo, aos laboratoristas da ETA pelos auxílio prestado e um muito obrigada especial ao Fernando e todo o servidores da ETE. Agradeço ao Bruno Canassa, Gabriela, Ana Cecília, Bruno, Carol, Carlos, Débora, Frederico, Hélio, Jéssica, Janice, Rogger, Rodrigo, Rodolfo e Sandra pelo apoio em todos os momentos. Nesse momento não poderia me esquecer de agradecer a Rosângela, Ana Bilharinho e José Luiz por acreditarem na proposta e ao Guaritá por permitir a continuidade deste trabalho. Agradeço ao Alexandre Nomeline e ao Sr. Itamar pelo incentivo, ensinamentos, pelas palavras de apoio. Vocês foram fundamentais e eu espero vê-los trilhar o mesmo caminho o mais rápido possível.

Agradeço ao Valdécio por todo o auxílio prestado, pelas conversas, pelos aprendizados. Muito obrigada, você foi imprescindível nesta conquista. De forma geral, agradeço aos amigos do Codau, vocês constroem essa cidade a cada dia.

Agradeço ao professor Leonardo Assis por todo o auxílio e pelas palavras de apoio na reta final deste trabalho.

E por fim, agradeço ao Leandro Figueiredo pois sem a sua ajuda essa jornada não teria início, muito obrigada.

Ferreira, A. M. Capacidade de autodepuração nos cursos médio e baixo do rio Uberaba, UPGRH-GD8.113p. Defesa de Mestrado, Faculdade de Engenharia Civil, Universidade Federal de Uberlândia, 2013.

RESUMO

Os usos múltiplos de recursos hídricos tem se tornado uma tarefa difícil, uma vez que a implantação e a contínua melhoria dos sistemas de gestão ainda não acompanham as constantes modificações que ocorrem no meio ambiente em função das ações antrópicas. O planejamento e gestão dos recursos hídricos em escala de bacia hidrográfica necessitam do uso de ferramentas computacionais que permitam a modelagem conjunta da quantidade e qualidade da água em escala diária e mensal. Este trabalho de mestrado teve como objetivo principal avaliar a capacidade de autodepuração do médio e baixo cursos do rio Uberaba (MG), que possui acentuada relevância hídrica para os municípios de Uberaba, Veríssimo, Conceição das Alagoas e Planura (MG). Para o período de outubro de 2012 até setembro de 2013, por meio da ferramenta AQUATOOL, o módulo SIMGES realizou o balanço hídrico e o módulo GESCAL simulou os parâmetros de qualidade oxigênio dissolvido, demanda bioquímica de oxigênio, nitrogênio orgânico, amônia, nitrato e fósforo total. Para que as simulações fossem possíveis, em vinte sub-trechos separados por dez postos de qualidade da água, os coeficientes de reações bioquímicas foram calibrados pelo método de tentativa e erro. A análise de sensibilidade dos coeficientes K_a , K_d , KN_{oa} e KN_{ai} inicialmente calibrados e dos parâmetros de qualidade das entradas intermediárias inicialmente estimados não apresentam variações significativas da qualidade da água no médio e baixo cursos do rio Uberaba. Nas análises dos cenários de poluição, após a realização do balanço hídrico para a vazão crítica $Q_{7,10}$ em todas as entradas intermediárias, constatou-se que os parâmetros nitrogênio orgânico, amônia e nitrato estavam de acordo com os limites estabelecidos na Deliberação Normativa COPAM 01:2008 e na Resolução CONAMA 357:2005. O parâmetro oxigênio dissolvido precisaria aumentar sua concentração em 156%, quando comparado com o valor do mês mais seco, apenas na entrada intermediária que abrange toda a área urbana da cidade de Uberaba(MG) e que recebe efluentes doméstico e industrial sem tratamento. Já os parâmetros DBO_5 e P_{total} foram os mais problemáticos, os quais

apresentaram valores elevados em quase todas as entradas intermediárias, com exceção aos córregos Jataí e Preguiça. Desta forma, conclui-se que a Ferramenta AQUATOOL apresentou-se favorável na gestão hídrica da bacia hidrográfica do rio Uberaba. A topologia do modelo, implantada na sub-bacia hidrográfica do rio Uberaba em seu médio e baixo cursos, permitirá ao usuário da ferramenta (provavelmente o técnico ou engenheiro ambiental da Autarquia de Água e Esgoto de Uberaba) analisar, de forma global ou individual, os diferentes aspectos de gestão e planejamento nesta bacia hidrográfica.

Palavras-chave: Modelagem de qualidade e quantidade de água, coeficientes bioquímicos, análise de sensibilidade, Vazão crítica, rio Uberaba.

Ferreira, A. M. Capacity of depuration in the middle and lower courses of the Uberaba River, UPGRH-GD8. 113pp. MSc Dissertation, College of Civil Engineering, Federal University of Uberlândia, 2013.

ABSTRACT

The multiple uses of water resources has become a difficult task, since the deployment and the continuous improvement of management systems still do not accompany the constant changes that occur in the environment as a function of the anthropic actions. The planning and management of water resources in the watershed scale require use of computational tools that allow the joint modeling of quantity and quality of water in daily and monthly scale. This work of masters had as main objective to evaluate the ability of self-depuration of the middle and lower courses of the river Uberaba (MG), which has strong relevance to water municipalities of Uberaba, Veríssimo, Conceição das Alagoas e Planura (MG). For the period of October 2012 until September 2013, through the AQUATOOL tool, the SIMGES module held the water balance and the GESCAL module simulated quality parameters, dissolved oxygen, biochemical oxygen demand, organic nitrogen, ammonia, nitrate and total phosphorus. In order to make the simulations possible, in twenty sub-sections separated by ten stations of water quality, the coefficients of biochemical reactions were calibrated by the method of trial and error approach. The sensitivity analysis of coefficients K_a , K_d , KN_{oa} and KN_{ai} initially calibrated and parameters of quality of the intermediate inputs initially estimated do not present significant variations of water quality in the middle and lower courses of the river Uberaba. The analysis of pollution scenarios, after performing the water balance for the critical flow $Q_{7,10}$ on every intermediate inputs, it was noted that the parameters nitrate, ammonia and organic nitrogen were in accordance with the limits established in the Normative Deliberation COPAM 01:2008 and the Resolution CONAMA 357:2005. The oxygen parameter dissolved would increase its concentration at 156 %, when compared to the value of the driest month, only in intermediate input that covers the whole urban area of the city of Uberaba (MG) and receiving domestic and industrial effluents without treatment. The parameters DBO_5 and P_{total} were the most problematic, which exhibited high values in almost all the inputs, with intermediate exception of the Jataí and Preguiça streams. Thus, it is concluded that the AQUATOOL Tool presented itself favorable

in the water management of the Uberaba River's watershed. The topology of the model, deployed in the sub-basin of the Uberaba river in its middle and lower courses, will allow the user of the tool (probably the technician or environmental engineer of the Water and Sewage of Uberaba) to analyze globally or individually, the different aspects of planning and management in this watershed.

Keywords: Modeling of quality and quantity of water, biochemical factors, sensitivity analysis, flow review, Uberaba River.

SÍMBOLOS, ABREVIATURAS E SIGLAS

SÍMBOLOS

a e b	-Parâmetros de ajuste
a_c e b_c	-Coeficientes calibrados pela empresa fornecedora do molinete fluviométrico
A_{difusa}	-Área difusa total (em km ²)
A_i	-Área de contribuição do afluente i (km ²)
A_{it}	-Área transversal na seção i (m ²)
A_n	-Área total de contribuição entre os postos fluviométricos PF1 e PF2 (km ²)
b	-Largura da seção transversal
b_0	-Largura da base do rio (m)
B	-Largura de superfície
C	-Concentração de um parâmetro qualquer (mg/L)
C_e	-Concentração do parâmetro no aquífero ao qual o rio está inserido (mg/L)
C_{er}	-Concentração do parâmetro na entrada do reservatório (mg/L)
C_1 e C_2	-Concentrações da camada superior e inferior (mg/L)
$C_{1/2}$	-Concentração do parâmetro no hipolímnio se o incremento de volume for negativo e a concentração do parâmetro no epilímnio se o incremento for positivo (mg/L)
E	-Coeficiente de dispersão longitudinal (m ² /d)
E'_{12}	-Coeficiente de dispersão entre as camadas da estratificação térmica (m ² /T)
F_n	-Fator de preferência a amônia em relação ao nitrato
g	-Aceleração da gravidade (m/s ²)
I	-Vazão total infiltrada
i	-Parâmetro de qualidade da água medido
j	-Parâmetro de qualidade da água analisado através da variação
K_d	-Coeficiente de degradação da matéria orgânica carbonácea (dia ⁻¹)
K_2	-Coeficiente de reaeração (dia ⁻¹)
K'_g	-Constante de crescimento de fitoplâncton, considerando o fato de correção de temperatura, limitação de nutrientes e atenuação da luz (dia ⁻¹)

$K_{n1/2}$	-Constante de semi- saturação do nitrogênio (mg.L ⁻¹)
KN_{oa}	-Hidrólise do nitrogênio orgânico (dia ⁻¹)
KN_{an}	-Nitrificação da amônia (dia ⁻¹)
K_p	-Decaimento do fósforo total (dia ⁻¹)
L	-Concentração da Matéria Orgânica no rio (M/V)
N_2	-Nitrogênio molecular
n_s	-Número de sub-áreas transversais
n	-Número de rotações da hélice por segundo
η	-Coeficiente de Manning (m ^{-1/3} .s)
q_e	-Vazão de entrada do aquífero (m ³ /d)
q_s	-Vazão filtrada ao aquífero (m ³ /d)
Q	-Vazão média do escoamento (m ³ /s)
Q_{1e}	-Vazões de entrada na camada superior (m ³ /T)
Q_{2e}	-Vazões de entrada na camada inferior (m ³ /T)
Q_{1s}	-Vazões de saída na camada superior (m ³ /T)
Q_{2s}	-Vazões de saída na camada inferior (m ³ /T)
$Q_{7,10}$	-Vazão crítica em 7 dias consecutivos com período de recorrência de 10 anos
Q_{difusa}	-Vazão difusa para cada trecho de rio
$Q(y)$	-Vazão em função do nível do líquido
r_{NA}	-Concentração de nitrogênio presente nas algas (mgN/mgA)
s	-Inclinação lateral do trapézio (m/m)
S_d	-Carga de entrada de um parâmetro de qualidade qualquer de forma difusa no trecho de rio estudado (g/d)
S_{ed}	-Ressurgimento do parâmetro estudado da carga de fundo (M/T)
s_f	-Declividade de fundo
SR	-Sensibilidade relativa
t	-Tempo (T)
T	-Temperatura da massa líquida (°C)
u^*	-Velocidade gravitacional (m/s)
V	-Velocidade média
V_t	-Volume líquido do trecho estudado (m ³)
V	-Volume do epilímnio sobre o hipolímnio devido às alterações da temperatura ambiente ao longo do mês (m ³)

V_1	-Volume do epilímnio (m ³)
V_2	-Volume do hipolímnio (m ³)
X_j	-Resultado do parâmetro de qualidade obtida na j-ésima simulação
y	-Nível líquido no rio (m)
ΣW_i	-Conjunto de processos que aumenta ou diminui a carga de um determinado parâmetro na massa líquida
W_{i1}	-Representam o conjunto de processos de degradação ou entrada do parâmetro estudado na massa líquida
W_{i2}	-Representam o conjunto de processos de degradação ou entrada do parâmetro estudado na massa líquida
β	-Expoente de ajuste das relações hidráulicas
α	-Constante de ajuste das relações hidráulicas
θ	-Constante de correção da temperatura constante K_d

ABREVIATURAS

hm	-Hectômetro
hm^3	-Hectômetro cúbico
km	-Quilômetro
km^2	-Quilômetro quadrado

SIGLAS

ADCP	-Acoustic Doppler Current Profiler
AQUATOOL	-Ferramenta de Gestão de Água
AQUATOOLDMA	-Versão atual da Ferramenta de Gestão de Água
ATP	-Adenosina trifosfato
BG	-Bacia do Rio Grande
CD	-Coeficiente de determinação
CERH-MG	-Conselho Estadual De Recursos Hídricos Do Estado De Minas Gerais
CONAMA	-Conselho Nacional de Meio Ambiente

CODAU	-Centro Operacional de Desenvolvimento e Saneamento de Uberaba
COPASA	- Companhia de Saneamento de Minas Gerais
DBO ₅	-Demanda Bioquímica de Oxigênio de cinco dias
DBO	-Demanda Bioquímica de Oxigênio
ETE	-Estação de Tratamento de Esgoto
GD8	-Comitê da Bacia Hidrográfica dos Afluentes Mineiros do Baixo Rio Grande
GESCAL	-Ferramenta para a gestão da qualidade
GIS	-Geographic Information System
IBGE	-Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
IIAMA	-Instituto de Ingenieria el Agua y Medio Ambiente
IGAM	-Instituto Mineiro de Gestão das Águas
NH ₄ ⁺	-Nitrogênio amoniacal
NO	-Nitrogênio orgânico
NOD	-Nitrogênio Orgânico Dissolvido
NOP	-Nitrogênio Orgânico Particulado
NO ₃ ⁻	-Nitrato
OD	-Oxigênio Dissolvido
PF	-Posto Fluviométrico
pH	-Potencial hidrogeniônico
PQ	-Posto de Qualidade
P _{Total}	-Fósforo total
SIG	-Sistema de Informação Geográfica
SIMGES	-Simulação da Gestão de Recursos Hídricos
SSD	-Sistema para Suporte à Decisões
SUPRAM	-Superintendência Regional de Meio Ambiente do Alto Paranaíba e Triângulo Mineiro
UASB	-Reator Anaeróbico de Fluxo Ascendente
UFMG	-Universidade Federal de Minas Gerais
UFU	-Universidade Federal de Uberlândia
UPV	-Universidade Politécnica de Valencia
USEPA	-United States Environmental Protection Agency

VSL	-Velocidade de sedimentação da massa líquida
WASP	-Water Quality Analysis Simulation Program

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

FÍGURAS

Figura 2.1- Interação entre a matéria orgânica e a demanda por oxigênio dissolvido.	15
Figura 2.2- Interação do consumo de oxigênio com a presença da matéria orgânica e o ciclo do nitrogênio	16
Figura 2.3- Integralização dos sistemas consumidores de oxigênio dissolvido no meio aquático	19
Figura 2.4- Regiões características do processo de autodepuração	20
Figura 3.5- Localização da bacia hidrográfica do baixo rio Grande no Estado de Minas Gerais, juntamente com os municípios pertencentes à sub-bacia do rio Uberaba.	23
Figura 3.6- Trecho do rio Uberaba estudado, juntamente com a localização da ETE	25
Figura 3.7- Esquema da modelagem em trecho de rio	33
Figura 3.8- Identificação dos postos fluviométricos (PF) e de qualidade da água (PQ) na sub-bacia do rio Uberaba	39
Figura 3.9- Área de influência, posição do molinete e perfil de velocidade	41
Figura 3.10- Trabalhos de campo no PF1: (a) uso do molinete fluviométrico; (b) uso do ADCP	42
Figura 3.11- Esquema de instalação de réguas na margem do rio	42
Figura 3.12- Postos de qualidade da água operados pelo Instituto Mineiro de Gestão das Águas (IGAM) na bacia do rio Grande	44
Figura 3.13- Topologia criada na ferramenta AQUATOOL para o estudo da autodepuração no médio e baixo cursos do rio Uberaba	47
Figura 3.14 - Esquema do método fatorial para quatro coeficientes	55
Figura 4.15- Vazão Q _{7,10} no posto fluviométrico PF2	59
Figura 4.16- Relações hidráulicas no posto fluviométrico PF1	62
Figura 4.17- Relações hidráulicas no posto fluviométrico PF2	62
Figura 4.18- Perfis de temperatura em todos os postos de qualidade PQ	63

Figura 4.19- Avaliação em laboratório do Coeficiente de decaimento da matéria orgânica carbonácea K_d medido nos postos de qualidade PQ1, PQ2, PQ3 e PQ4	64
Figura 4.20- Curva-chave no posto fluviométrico PF1	65
Figura 4.21- Variação da vazão em todos os postos de qualidade (PQ1 até PQ10) ao longo do período de simulação: (a) PQ1 até PQ5, (b) PQ6 até PQ10; (c) perfis de vazão para o médio e baixo cursos do rio Uberaba nos períodos de seca e chuvoso	66
Figura 4.22- Perfis longitudinais dos parâmetros de qualidade simulados nos meses mais chuvoso e mais seco juntamente com os dados medidos nos postos de qualidade PQ	71
Figura 4.23- Análise de sensibilidade dos valores dos coeficientes K_a , K_d , K_{Noa} e K_{Nai} : (a) em PQ2; (b) em PQ3; (c) em PQ4; (d) em PQ5; (e) em PQ6; (f) em PQ7; (g) em PQ8; (h) em PQ9; (i) em PQ10	73
Figura 4.24- Ordem de grandeza da sensibilidade nas variações individuais e simultâneas das entradas intermediárias no trecho T20, logo a montante de PQ10	76
Figura 4.25- Cenários para avaliar a capacidade de autodepuração natural do Rio Uberaba em seu médio e baixo cursos	78

QUADROS

Quadro 2.1 - Evolução dos modelos de qualidade de água.	6
Quadro 4.2 - Valores de K_d em curso de água natural em função da qualidade do efluente lançado	68
Quadro 4.3- Valores de K_a discrepantes aos calibrados neste estudo	70
Quadro 4.4- Intervenções qualitativas e quantitativas	78

TABELAS

Tabela 3.1- Distância entre os afluentes considerando a sua foz no rio Uberaba e as suas respectivas áreas de contribuição.	26
Tabela 3.2- Coeficientes e velocidades de sedimentação encontrados na literatura	38
Tabela 3.3- Coordenadas georreferenciadas dos postos fluviométricos e de qualidade implantados e previamente existentes no rio Uberaba	45

Tabela 3.4- Parâmetros ambientais de qualidade da água para a Resolução CONAMA 357:2005	50
Tabela 4.5- Dados quantitativos nas entradas intermediárias	58
Tabela 4.6- Valores de $Q_{7,10}$ para as entradas intermediárias	60
Tabela 4.7- Dados estatísticos da qualidade da água nas entradas intermediárias	60
Tabela 4.8- Dados estatísticos de qualidade da água nos postos PQ2 a PQ10	61
Tabela 4.9- Coeficientes calibrados: reaeração (K_a), decomposição da matéria carbonácea (K_d), hidrólise do nitrogênio orgânico (KN_{oa}), nitrificação da amônia (KN_{ai}), decaimento do fósforo total ($K_{phosph.}$); e as velocidades de sedimentação calibradas: da matéria orgânica carbonácea (V_{sd}), do nitrogênio orgânico (V_{SNo}) e do fósforo ($V_{Sphosph}$)	69

SUMÁRIO

1. Introdução.....	01
2. Revisão bibliográfica.....	05
2.1 Modelagem Matemática da qualidade de água.....	05
2.1.1 Streeter e Phleps.....	08
2.1.2 Modelos da série QUAL.....	09
2.1.2.1 QUAL2E.....	09
2.1.2.2 QUAL2K e suas versões.....	10
2.1.2.3 QUAL-UFGM.....	11
2.1.3 Outros Modelos	11
2.2 Sistemas de suporte à decisão em Recursos Hídricos.....	12
2.3 Processo de Autodepuração.....	13
2.3.1 Ciclo do carbono	14
2.3.2 Ciclo do nitrogênio	15
2.3.3 Ciclo do fósforo	17
2.3.4 Oxigênio Dissolvido	17
2.4 Zonas de Autodepuração em rios	20
3. Materiais e métodos.....	22
3.1 Área de estudo	22
3.2 Ferramenta AQUATOOL.....	27
3.2.1 Módulo SIMGES.....	29
3.2.2 Módulo GESCAL.....	30
3.2.2.1 Modelagem em rio (ambiente lótico)	31
3.2.3 Processos de autodepuração através das formulações propostas pela ferramenta AQUATOOL.....	33
3.3 Trabalhos em campo	38
3.3.1 Postos fluviométricos	39
3.3.1.1 Medida de vazão	40

3.3.1.2 Determinação da seção transversal.....	40
3.3.1.3 Velocidade pontual	40
3.3.1.4 Traçado da curva chave	42
3.3.2 Postos de qualidade de água	44
3.4 Criação da Topologia	45
3.4.1 Dados quantitativos de entrada	48
3.4.1.1 Afluentes	49
3.4.1.2 ETE Francisco Velludo	49
3.4.1.3 Demandas pontuais consultivas	49
3.4.2 Dados qualitativos de entrada	50
3.4.3 Outros dados de entrada	51
3.5 Calibração dos coeficientes de reações bioquímicas	52
3.6 Análise de sensibilidade	53
3.7 Prognóstico de cenários	55
4. Resultados e Discussões.....	57
4.1 Dados de entrada solicitados pela ferramenta AQUATOOL	57
4.1.1 Vazões nas entradas intermediárias	58
4.1.2 Vazões críticas $Q_{7,10}$ nas entradas intermediárias.....	59
4.1.3 Dados de qualidade da água nas entradas intermediárias.....	60
4.1.4 Dados qualitativos em postos distintos ao longo do rio Uberaba.....	61
4.1.5 Relações hidráulicas	62
4.1.6 Perfis de temperatura	63
4.1.7 Determinação do coeficiente de decaimento da matéria orgânica carbonácea K_d (dia^{-1})	63
4.2 Modelagem quantitativa por meio do módulo SIMGES.....	65
4.3 Modelagem qualitativa.....	67
4.4 Análise de Sensibilidade.....	72
4.4.1 Coeficientes calibrados	72
4.4.2 Parâmetros de qualidade estimados nas entradas intermediárias.....	75
4.5 Cenários.....	77
5. Conclusões.....	81

Referências bibliográficas.....	84
--	-----------

CAPÍTULO 1

INTRODUÇÃO

Caminhando juntos, porém com passadas distintas, os avanços tecnológicos proporcionaram benefícios à sociedade, mas a gestão ambiental não conseguiu acompanhar esse desenvolvimento, restando, em muitos casos, a reparação do dano ambiental para a sua prevenção.

O desenvolvimento da sociedade nas últimas décadas, a modificação dos processos produtivos e, conseqüentemente, a maior pressão sobre recursos naturais ocasionaram danos ambientais, principalmente sobre os recursos hídricos. Os recursos hídricos apresentam limitações quanto às cargas de poluentes que recebem, necessitando de um tempo e espaço maior para que os processos naturais possam ocorrer de forma que apresentem novamente as características similares às anteriores à poluição ou contaminação.

Neste processo, a resiliência é um importante elemento a ser observado, mas, para isso, é necessário o conhecimento de diversas características e interferências que possa haver no meio. Conhecer o ecossistema a ser analisado requer ações multidisciplinares e frequentemente se tornam entraves nos processos de pesquisa e desenvolvimento do tema.

As interações que ocorrem no meio ambiente são diversas e complexas, condicionadas por diversos elementos químicos, físicos e biológicos, que precisam ser analisados com uma determinada frequência para que possam ser visualizadas as tendências desse ecossistema.

De certa forma, a grande quantidade de elementos e fatores ambientais que interagem não pode ser analisada simultaneamente em função dos custos altos, restando como alternativa a

utilização de modelos matemáticos no auxílio dos processos de gestão ambiental. Os primeiros modelos matemáticos de qualidade da água em rio surgiram na década de 1920, os quais avaliavam os impactos advindos do lançamento de matéria orgânica no curso de água. Neste primeiro momento, a modelagem permitiu a avaliação de diversos rios cuja qualidade era alterada pelo lançamento de efluente sanitário (ROMEIRO, 2003).

Posteriormente, o avanço da capacidade de processamento dos computadores pessoais permitiu que os modelos ficassem mais robustos, nos quais fosse possível modelar as interações físicas, químicas e biológicas entre os diversos parâmetros de qualidade da água. Esse avanço possibilitou aos modelos, que previamente eram utilizados apenas na avaliação da autodepuração em função do lançamento de uma carga poluidora, a atuarem como ferramentas para a gestão de recursos hídricos em escala da bacia hidrográfica, englobando modelagem da quantidade e qualidade da água. O gerenciamento desse recurso tem sido elemento de discussão na comunidade científica e política, sendo observados conflitos pelo seu uso em locais em que a sua vazão se torna restritiva durante um período do ano, como é o caso em algumas regiões do semiárido brasileiro.

A necessidade atual de gestão dos recursos hídricos não se limita apenas na determinação da quantidade de água disponível ou na necessidade de desenvolvimento de novas tecnologias de tratamento de efluente doméstico e industrial, mas sim no uso e aplicação destes conhecimentos e das tecnologias disponíveis. A adoção de mecanismos que permitam a gestão de recursos hídricos é necessária e possibilita a universalização deste recurso, sendo este o fator primordial a ser assegurado.

Neste contexto, o rio Uberaba, inserido na sub-bacia do baixo Rio Grande e pertencente à grande bacia do rio Paraná, exemplifica as questões anteriormente descritas por se tratar de um local em que as demandas por quantidade e qualidade tem restringido o uso, necessitando de ferramentas para a sua adequada gestão. Com isto, por meio deste mestrado acadêmico, para o intervalo mensal de outubro de 2012 até setembro de 2013, foi realizado o balanço hídrico e, conseqüentemente, a modelagem de qualidade da água ao longo do rio Uberaba, desde a confluência do lançamento de efluente doméstico tratado da Estação de Tratamento de Esgoto Francisco Velludo na cidade de Uberaba com o rio Uberaba até sua foz no Rio Grande. Foi utilizada a ferramenta para gestão integrada de recursos hídricos em escala da

bacia hidrográfica AQUATOOL. Foram prognosticados cenários da capacidade de autodepuração do rio Uberaba diante de situações extremas de vazão crítica $Q_{7,10}$, mantendo-se a qualidade da água no mês mais seco do período estudado.

O alcance satisfatório dos objetivos gerais esteve condicionado a algumas ações prévias, definidas aqui como objetivos específicos, que incluem:

- calibração dos coeficientes de reações bioquímicas pelo método de tentativa e erro. Para isto, dentro da ferramenta AQUATOOL, foi criada uma topologia única que engloba todo o traçado longitudinal do rio Uberaba e seus afluentes rurais e urbanos, as demandas pontuais superficiais para consumo humano, industrial e irrigação, além dos lançamentos pontuais e difusos de cargas poluidoras;
- por meio do método fatorial, foi realizada a análise de sensibilidade à variação dos coeficientes de reações bioquímicas inicialmente calibrados e, por meio do método relativo, dos parâmetros de qualidade dos principais córregos afluentes inicialmente estimados;

A realização das simulações esteve condicionada à existência de dados de vazão e de qualidade da água ao longo do trecho de rio estudado. Por isso, neste trabalho de mestrado, alguns trabalhos de campo foram realizados, a saber:

- determinação da vazão em ponto estratégico no rio Uberaba através da utilização do equipamento *Acoustic Doppler Current Profiler* (ADCP) e molinete fluviométrico. Este ponto localiza-se a montante do lançamento de efluente tratado da ETE Francisco Veludo;
- coletas de amostras em pontos estratégicos para análise de qualidade da água. Estes pontos estratégicos são complementares aos pontos de monitoramento de quantidade e qualidade já existentes e em operação administrados por FURNAS Centrais Elétricas S.A e Instituto de Gestão de Águas Mineiras (IGAM).

Esta dissertação está organizada em cinco capítulos, como segue:

Capítulo 1: Introdução, que engloba a justificativa deste trabalho e os objetivos alcançados;

Capítulo 2: Revisão bibliográfica sobre modelos de qualidade da água e alguns estudos de autodepuração encontrados na literatura;

Capítulo 3: Materiais e métodos, que incluem: descrição da área de estudo, da ferramenta AQUATOOL, dos trabalhos de campo, da topologia do modelo, das calibrações dos coeficientes de reações bioquímicas, das análises de sensibilidade e dos cenários de contaminação;

Capítulo 4: Resultados, que incluem: dados de entrada na modelagem de qualidade da água, tais como: vazão em dois postos fluviométricos no rio Uberaba, qualidade da água em nove postos de monitoramento no rio Uberaba, vazão e qualidade da água nos afluentes, relações hidráulicas obtidas a partir dos postos fluviométricos, perfis de temperatura nos trechos de rio e determinação do coeficiente de degradação da matéria orgânica carbonácea K_d (dia^{-1}) e determinação a vazão crítica $Q_{7,10}$; balanço hídrico para o período de outubro de 2012 até setembro de 2013; modelagem de qualidade da água e calibração dos coeficientes; análise de sensibilidade dos valores dos coeficientes K_a , K_d , KN_{oa} e KN_{ai} inicialmente calibrados e dos parâmetros de qualidade das entradas intermediárias inicialmente estimados; análises dos cenários de contaminação;

Capítulo 5: Conclusão;

Referências bibliográficas;

Anexo A: Dados de qualidade da água nas entradas intermediárias;

Anexo B: Dados mensais de qualidade da água nos postos PQ2 a PQ10;

Anexo C: Séries e dados observados dos parâmetros de qualidade da água nos postos de qualidade PQ2 até PQ10;

Anexo D: Análise de Sensibilidade dos parâmetros de qualidade.

CAPÍTULO 2

REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

Para o desenvolvimento de uma modelagem de qualidade da água em rio, o usuário deve ter conhecimentos prévios das potencialidades e limitações das diversas ferramentas computacionais disponíveis, a fim de escolher a que melhor se adequa aos seus objetivos. Esta revisão bibliográfica traz uma descrição sucinta e cronológica do avanço computacional relacionado à modelagem de qualidade da água em rio e, também, as principais características da ferramenta AQUATOOL utilizada neste trabalho de mestrado.

2.1 MODELAGEM MATEMÁTICA DE QUALIDADE DA ÁGUA

Historicamente, o que se observa é o lançamento de efluente nos corpos hídricos, de modo a permitir que esses possam, através dos processos naturais, realizar a autodepuração.

Derisio (1992, p.83) cita que:

“Todo curso de água possui uma limitação quanto a sua capacidade de assimilar despejos orgânicos. Até o ponto em que este limite não é excedido, a disposição de despejos orgânicos nos cursos de água representa o método mais econômico de disposição. Por este motivo, a avaliação da capacidade de autodepuração natural de um rio é valiosa para a engenharia. Quando os cursos de água são utilizados como estações de tratamento naturais, é necessário, tal como nos projetos, definir as respectivas capacidades de tratamento, isto para não impedir o uso das águas desses rios para outros fins.”

No entanto, a complexidade dos elementos que fazem parte dos ecossistemas dificulta a avaliação das interações físicas, químicas e biológicas. Isso demanda uma interação entre as

diversas ciências, na busca por um modelo que permita caracterizar essas interações o mais próximo das condições reais.

Os modelos matemáticos propostos como ferramentas para estudo da autodepuração dos corpos hídricos evoluíram juntamente com a melhor compreensão dos processos de transporte de massas, associados ao avanço na capacidade de processamento dos computadores pessoais.

Romeiro (2003) cita:

“...que a base dos modelos de qualidade de água são as equações de conservação de quantidade de movimento e da continuidade (modelo hidrodinâmico), de conservação de massa (modelo de transporte advectivo-difusivo) e dos processos das reações (modelo biogeoquímico). Através desses modelos é possível descrever aspectos importantes nos corpos de água, representando a dinâmica do escoamento, retratando os fenômenos como os ciclos do nitrogênio, fósforo e carbono, que ocorrem durante o transporte de poluentes e suas interações provenientes, principalmente, de reações químicas.”

Na busca por um modelo ideal, nota-se historicamente a evolução das possíveis interações ambientais e, com isso, também se observa a criação de modelos cada vez mais complexos que permitem o melhor gerenciamento das atividades antrópicas, de forma a minimizar os impactos ambientais. Neste contexto, é possível observar a evolução dos modelos, conforme ilustra o Quadro 2.1.

Tipos de modelos	Década
Relação entre OD e DBO - modelo de Streeter e Phelps (1925)	1920
Modelos mecanísticos e empíricos de nutrientes	1940
Modelos para rios	1950
Fundamentação e direção de trabalhos para o desenvolvimento de uma ampla classe de modelos	1960
Modelos de eutrofização e modelos para rios mais complexos	1970
Conhecimentos mais específicos do ecossistema	1980
Novas ferramentas matemáticas	1990
Aplicações de modelos usando estratégias numéricas	2000

Quadro 2.1 - Evolução dos modelos de qualidade de água.

Fonte: ROMEIRO (2003)

O desenvolvimento das atividades antrópicas e seus impactos ao ecossistema aquático atuam de uma forma mais rápida que o desenvolvimento de tecnologias para a reparação dos mesmos, que acarreta na necessidade de promover mecanismos computacionais que beneficie a promoção da gestão do sistema. Rosman (2001) cita que a necessidade da aplicação de modelos para estudos, projetos e auxílio à gestão de recursos hídricos é inquestionável, face à complexidade do ambiente em corpos de água naturais.

Na evolução dos processos e tecnologias, a modelagem relacionada aos recursos hídricos acompanha o desenvolvimento da informática, sendo esta uma facilitadora no seu desenvolvimento. Tucci (2005) cita que os modelos matemáticos são técnicas que permitem representar alternativas propostas e simular condições reais, que poderiam ocorrer dentro de uma faixa de incertezas, inerente ao conhecimento técnico científico.

Mesmo com a melhoria das ferramentas computacionais para o desenvolvimento dos programas de modelagem, o que muitas das vezes se observa é a ausência de informações reais suficientes para a calibração dos modelos. Com relação a isso, Fragoso Jr. *et al.* (2009), cita que:

"Quanto menores as informações disponíveis, maiores serão as incertezas dos prognósticos resultantes dos modelos. Os dados permitem aferir os modelos matemáticos e reduzir as incertezas desses modelos na estimativa das variáveis de interesse. Isso significa que a modelagem e o monitoramento devem caminhar de mãos dadas rumo a um diagnóstico mais preciso dos efeitos sobre um sistema de um determinado fenômeno."

Destaca-se que a obtenção de dados de uma série histórica permite aos gestores do sistema uma melhor avaliação das tendências do sistema, além de permitirem a melhor modelagem matemática, permitindo ao final uma visão dinâmica e integrada dos processos analisados.

Fragoso Jr. *et al.* (2009, p.45) citam que:

"Os modelos utilizados no gerenciamento hídrico e ambiental geralmente descrevem o comportamento de um sistema, ou seja, são utilizados para reproduzir um fenômeno de interesse sujeito a diferentes entradas. No entanto, eles também podem ser utilizados para examinar melhores soluções quando o interesse é otimizar aspectos econômicos, sociais ou ambientais."

Desta forma, a escolha por um modelo matemático de qualidade da água está relacionada aos objetivos pretendidos e aos parâmetros de qualidade de interesse. Na sequência são

apresentados alguns modelos de qualidade da água com grande aceitação junto aos engenheiros e técnicos ambientais.

2.1.1 Streeter e Phelps

Trata-se do primeiro modelo matemática implementado para a avaliação da capacidade de autodepuração em curso de água natural, proposto por Streeter e Phelps (1925). Este modelo foi desenvolvido através de um estudo realizado no rio Ohio, nos Estados Unidos, no qual é possível simular o perfil da concentração de oxigênio dissolvido (OD) em função da ação conjunta da reaeração natural e do consumo de OD na oxidação da matéria orgânica biodegradável advinda de efluente doméstico (SÁ, 2003).

A taxa de reação para a oxidação da matéria orgânica é diretamente proporcional à concentração restante da substância no líquido, que caracteriza uma reação de primeira ordem. Essa proporção é definida como o coeficiente de biodegradação da matéria orgânica, denominado como K_d (dia^{-1}), que é influenciado pela temperatura da água, vazão do rio e carga poluidora lançada. Da mesma forma, a taxa de reaeração natural segue uma reação de primeira ordem, na qual o coeficiente de reaeração K_2 (dia^{-1}) depende das características geométricas e hidráulicas do curso de água (VON SPERLING, 1996) e também da temperatura.

Trata-se de um modelo unidimensional, que adota o regime permanente, com vazão e seção transversal constantes e lançamento de efluente pontual. Uma vez que este modelo não considera as contribuições difusas de vazão, deve-se avaliar com reservas a confiabilidade deste modelo em alguns casos (ANDRADE, 2010).

O modelo de Streeter e Phelps (1925) não se adequa satisfatoriamente em situações anóxica e anaeróbia, de acordo com Gundelach e Castilho (1976), Von Sperling (2007) e Gotovtsev (2010). Devido à simplicidade na associação da degradação da matéria orgânica e o consumo do oxigênio, esse modelo tornou-se muito conhecido e difundido nos meios acadêmicos. No Brasil, observa-se sua aplicação em diversos trabalhos, tais como Gonçalves *et al.* (2012) no rio São Simão/SP, Costa e Teixeira (2011) no ribeirão do Ouro em Araraquara/SP, Ricciardone *et al.* (2011) no município de Vassouras/RJ, entre outros.

De acordo com Andrade (2010):

"A maioria dos modelos de qualidade de água existentes, tais como QUAL2E (BROWN e BARNWELL, 1987), DoSag (BURKE, 2004), WASP (WOOL e COL, 2001) e WEAP (SIEBER e COL, 2005), simula uma maior quantidade de processos e parâmetros, mas, tem como princípio básico o modelo clássico de Streeter- Phelps."

Devido à sua simplicidade conceitual e menor necessidade de parâmetros e dados de entrada, esse modelo é o mais utilizado para simular o oxigênio dissolvido (VON SPERLING, 2007).

2.1.2 Modelos da série "QUAL"

Os modelos matemáticos tornaram-se mais robustos, nos quais novas interferências físicas, químicas e biológicas no perfil de OD foram incorporadas, como é observado na série "QUAL". Os modelos matemáticos da família QUAL2 certamente são os mais utilizados no mundo, com destaque para os modelos QUAL 2E, QUAL2K e QUAL-UFGM.

2.1.2.1 QUAL 2E

A *United States Environmental Protection Agency* (USEPA) desenvolveu o modelo QUAL2E em 1985. Segundo Abrishamchi *et al.* (2005), foi o modelo mais utilizado para a simulação de qualidade de água, devido à possibilidade de modelagem de quinze parâmetros de qualidade da água. Além disso, este modelo sanou um dos problemas detectados na metodologia proposta por Streeter e Phelps (1925), que permite ao usuário inserir múltiplas descargas de cargas poluidoras, tributários, vazões incrementais e retiradas de água.

Possibilita a modelagem de OD, Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO₅), temperatura, série de nitrogênio (orgânico, amônio, nitrito e nitrato), fósforo (orgânico e inorgânico), coliformes, além de contribuintes arbitrários não conservativos e três constituintes conservativos (CUNHA *et al.*, 2003). Abrishamchi *et al.* (2005) citam que o modelo também se destaca pela possibilidade da análise de algas (sendo estas dependentes das concentrações de nitrogênio e fósforo), demanda de oxigênio pela massa sedimentada e reaeração atmosférica.

O modelo permite que o usuário opte pela adoção do regime permanente ou dinâmico. Em relação à primeira opção, o usuário pode simular os impactos ocasionados pelo lançamento de efluentes, avaliar a magnitude e por fim verificar a qualidade de água do corpo receptor. Optando pela segunda opção, destaca-se a possibilidade de avaliar a variação diária dos parâmetros de qualidade em função da oscilação diária de OD, ocasionada principalmente pela produção primária das algas (BROWN e BARNWELL, 1987; PALMIERI, 2003; OPPA, 2007).

Embora seja um dos modelos de qualidade mais difundidos, o QUAL2E apresenta como desvantagens a modelagem do transporte difuso a partir de coeficientes de difusão constantes (BROWN e BARNWELL, 1987 *apud* CUNHA *et al.*, 2003). Mehrdadi *et al.* (2006) citam que o modelo apresenta limitações quando simula rios que sofrem variações temporais de carga de poluentes ao longo de um dia ou um período de tempo mais curto.

Apesar das limitações citadas anteriormente, o modelo foi amplamente utilizado em todo o mundo, havendo diversos exemplos de aplicação no Brasil (LIMA, 2001; SANTOS e LUCA, 2002; PALMIERI, 2003; PAMIERI e CARVALHO, 2006; OPPA, 2007; REZENDE, 2011; entre outros). A nível mundial destacam-se os trabalhos de Droic e Koncan (1996), Chaudhury *et al.* (1998), Ghosh e McBean (1998), Ciravolo *et al.* (2000) e Ning *et al.* (2001).

2.1.2.2 QUAL 2K e suas versões

Inicialmente foi desenvolvido por Park e Lee (2002), alterando algumas configurações do QUAL2E. Posteriormente, Pelletier e Chapra (2005) criaram o modelo QUAL2Kw. Em relação aos parâmetros analisados, observa-se nesta metodologia o aumento em relação ao QUAL2E, passando de oito parâmetros (OD, nitrogênio orgânico, amoniacal, nitrato, fósforo orgânico e dissolvido, coliformes e fitoplâncton) para dezessete parâmetros em função do incremento da condutividade, sólidos inorgânicos suspensos, matéria orgânica particulada, patógenos, alcalinidade, carbono inorgânico total, biomassa, nitrogênio e fósforo de algas periféricas (MUHLENHOFF *et al.*, 2011).

Este modelo se destaca por permitir a simulação de ambientes anóxicos, a segregação entre as algas de fundo e o fitoplâncton e permitir a alteração dos coeficientes de reação para cada constituinte (MUHLENHOFF *et al.*, 2011), além do fato de requerer a calibração dos coeficientes utilizados nas equações. Kannel *et al.* (2007) destaca também a possibilidade da modelagem da demanda bioquímica carbonácea pela oxidação rápida e lenta.

Outras versões do modelo Qual2K foram desenvolvidas, como, por exemplo, o QUAL2Kw, que realiza a calibração automática do modelo de qualidade da água com os dados obtidos em campo, e se destaca por utilizar um algoritmo genético para encontrar constantes cinéticas, minimizando as diferenças entre valores observados e os simulados. Algumas aplicações deste modelo foram realizadas por Kannel *et al.* (2007), Muhlenhof *et al.* (2011) e Oliveira *et al.* (2012).

2.1.2.3 QUAL-UFMG

Um outro exemplo de modelagem proposto a partir do modelo QUAL2E é o QUAL-UFMG, elaborado por Von Sperling (2007), que simplifica a metodologia proposta pela USEPA por não modelar as algas, sendo analisados apenas os parâmetros DBO, OD, nitrogênio total e suas frações, fósforo total e suas frações, além dos coliformes. Uma das vantagens observadas neste modelo é que não necessita de recursos computacionais dispendiosos, uma vez que utiliza a planilha Excel como ferramenta para os cálculos. Entre as suas limitações está a consideração do escoamento em regime permanente sem dispersão longitudinal. Algumas das aplicações no Brasil incluem Costa e Teixeira (2010), Louzada *et al.* (2013) e Salla *et al.* (2013).

2.1.3 Outros modelos

Enquanto o modelo QUAL2E (CHAPRA *et al.*, 2008; PALMIERI e CARVALHO, 2006) e suas versões modernizadas QUAL2K e QUAL2kw (CHAPRA *et al.*, 2008; VON SPERLING, 2007; DE PAULA, 2011) são usados para modelagem de qualidade da água em rios e córregos, o modelo WASP (LAI *et al.*, 2012; YENILMEZ e AKSOY, 2013; ZHANG e RAO, 2012) é utilizado na avaliação da eutrofização em lagos e da poluição de rio por metais pesados. Já o modelo AQUATOX (MAMAQANI *et al.*, 2011; MCKNIGHT *et*

al.,2012) é uma ferramenta poderosa na avaliação de riscos ecológicos em ecossistemas aquáticos.

2.2 SISTEMAS DE SUPORTE À DECISÃO EM RECURSOS HÍDRICOS

Atualmente há grande preocupação em ter uma abordagem integrada para estudos em bacias hidrográficas, pois a ocupação desordenada ocasiona graves problemas ambientais com consequência a todo o sistema. O desenvolvimento sustentável e o uso racional da água requerem uma relação entre a quantidade e qualidade da água. De acordo com Paredes *et al.* (2010a), existem muitos trabalhos científicos de gestão de bacia hidrográfica onde são desconsiderados os aspectos de qualidade da água. Em função desta situação, diversos pesquisadores estão empenhados em relacionar a qualidade da água dentro de um sistema de suporte à decisão no gerenciamento de água em escala de bacia hidrográfica, tais como Dai, Labadie (2001), Paredes e Lund (2006), Argent *et al.* (2009), Zhang *et al.* (2010), Paredes-Arquiola *et al.* (2010a, 2010b), Zhang *et al.* (2011), Sulis e Sechi (2013) e Welsh *et al.* (2013).

Apenas como exemplo, Azevedo *et al.* (2000) modificaram o modelo de gestão quantitativa de água MODSIM na inclusão de um módulo que considera a qualidade da água. Bhakdisongkhram *et al.* (2007) implementaram um modelo conjunto de quantidade e qualidade da água na redução dos impactos ambientais na bacia hidrográfica Mae Moh, na Tailândia. Já Zhang *et al.* (2010) aplicaram um modelo integrado incluindo processos hidrológicos, alocação da água e qualidade da água no rio Jia Ojiang, na China. Essas ferramentas atualmente são de extrema importância, devido à necessidade de interação dos modelos de qualidade e quantidade de água, sendo utilizados como ferramentas de planejamento e gestão de recursos hídricos, ou seja, são utilizadas como Sistema para Suporte à Decisões (SSD).

A ferramenta AQUATOOL, que foi utilizada neste trabalho de mestrado e que atua como um SSD, possui grande aceitação na Europa, África e América Latina, conforme é demonstrado nos trabalhos de Paredes-Arquiola *et al.* (2010a, 2010b), Nakamura (2010) e Sulis e Sechi (2013). Luyiga *et al.* (2010) citam, como uma limitação da ferramenta

AQUATOOL, a pouca flexibilidade em relação a introdução de novos objetivos econômicos e socioambientais.

2.3 PROCESSO DE AUTODEPURAÇÃO

Nos ambientes aquáticos, após o lançamento de um poluente, observa-se que, após um determinado tempo e espaço, as características desse meio estão próximas daquelas anteriores ao evento, que ocorre em função do processo de autodepuração. Neste processo, diversos elementos interferem e reagem entre si, o que possibilita a degradação do poluente, com destaque para a ação dos microrganismos aquáticos como as bactérias, bentos e algas, sendo que as algas realizam, além dos processos de degradação da matéria orgânica, a reintrodução de oxigênio na massa líquida.

Para melhor compreensão destes fenômenos faz-se necessário caracterizar cada uma dessas etapas, que serão a seguir descritas nos seguintes subitens: ciclo do carbono, ciclo do nitrogênio, ciclo do fósforo e oxigênio dissolvido, ressaltando que esses fenômenos ocorrem constantemente na massa líquida, mas que serão aqui dispostos separadamente devido à complexidade das interações. De uma forma geral, a matéria a ser degradada e considerada neste estudo é proveniente de efluente doméstico ou industrial com características sanitárias, uma vez que os cursos de água enquanto reatores biológicos promovem a remoção da matéria orgânica da mesma forma que reatores biológicos em estações de tratamento de esgoto.

A maior compreensão sobre os processos químicos, físicos e biológicos possibilitaram o desenvolvimento do conhecimento sobre a dinâmica dos nutrientes nos ecossistemas. Os nutrientes aqui citados encontram-se disponíveis na massa líquida e são utilizados a nível celular pelos microrganismos para que ocorram os metabolismos essenciais, sendo estes passíveis das interferências físicas do meio ambiente.

Ricklefs (2001) cita:

“Os elementos químicos, diferentemente da energia, permanecem dentro dos ecossistemas, onde continuamente circulam entre os organismos e o meio ambiente físico. Os materiais usados para formar compostos biológicos se originam nas rochas da crosta ou na atmosfera terrestre, mas dentro dos ecossistemas eles são reutilizados novamente pelas plantas,

animais e micróbios antes de serem perdidos em sedimentos, cursos e lençóis de água ou escapar para a atmosfera como gases” (pág. 134).

Sobre os ciclos de nutrientes é preciso entender que nem todo processo de transformação de nutrientes necessita da presença de microrganismos, mas a maioria das transformações de energia biológica estão associadas com a oxidação e redução bioquímica do carbono, do oxigênio, do nitrogênio e enxofre, sendo por esse motivo importantes a sua compreensão no presente estudo (RICKLEFS, 2001).

2.3.1 Ciclo do carbono

Ricklefs (2001) cita que o carbono circula entre o meio aquático e terrestre através de três classes de processos: (1) reações assimilativas e desassimilativas de carbono, principalmente na fotossíntese e na respiração, (2) troca de dióxido de carbono entre a atmosfera e os oceanos, e (3) sedimentação de carbonatos, sendo neste estudo considerado apenas o carbono que circula no meio aquático.

A matéria orgânica proveniente de efluentes domésticos, lançada no meio aquático, é constituída em grande parte por carbono, sendo a modelagem do ciclo de carbono considerada a espinha dorsal na qual os outros ciclos são baseados (FRAGOSO, *et al.*, 2009). O carbono ou matéria orgânica carbonácea (com base no carbono orgânico) pode ser encontrado nas frações não biodegradável (em suspensão e dissolvida) e biodegradável (em suspensão e dissolvida) (VON SPERLING, 2007).

A matéria biodegradável em suspensão possui dimensões maiores e em função do seu tamanho, a sua sedimentação é mais rápida do que a matéria dissolvida que apresenta pequenas dimensões. Como fonte de energia, a matéria orgânica dissolvida é consumida mais facilmente. Para que essa matéria orgânica se converta de substrato em produto, de modo mais rápido do que se fosse realizada apenas por processos físicos naturalmente no meio aquático, é necessária a presença de seres decompositores.

O processo de degradação dessa matéria orgânica em produtos e energia por seres decompositores, com destaque para as bactérias, acaba por consumir o oxigênio dissolvido presente na água, uma vez que os processos metabólicos necessitam de oxigênio como fonte

geradora de adenosina trifosfato (ATP), por necessitarem realizar o processo de fosforilação oxidativa (RICKLEFS, 2001).

A Figura 2.1 ressalta a demanda de oxigênio dissolvido para a degradação da matéria orgânica sobrenadante e para o material de fundo sedimentado, além da ocorrência de reaeração superficial no curso de água.

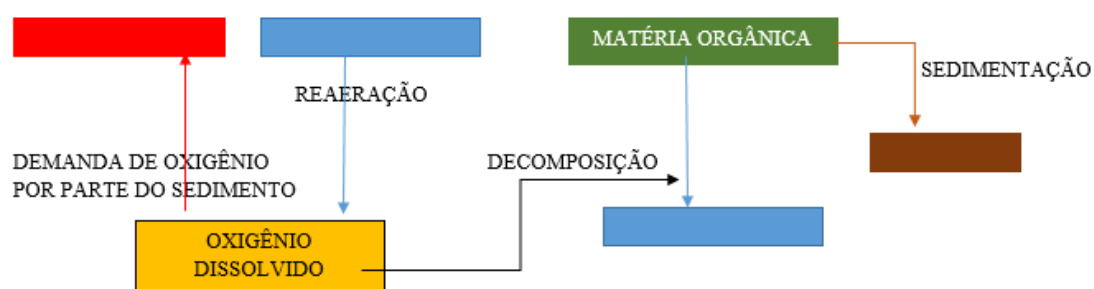


Figura 2.1 - Interação entre a matéria orgânica e a demanda por oxigênio dissolvido.

Fonte: Adaptado de PAREDES-ARQUIOLA *et al.* (2010).

2.3.2 Ciclo do nitrogênio

O ciclo do nitrogênio é um dos mais importantes nos ecossistemas aquáticos, visto que por meio da sua assimilação e do seu metabolismo é possível aos seres vivos produzirem moléculas essenciais como as proteínas, aminoácidos e ácidos nucleicos (FRAGOSO, *et al.*, 2009).

Essencialmente, a fonte primária de obtenção do nitrogênio molecular (N_2) é a atmosfera, sendo necessárias transformações para que os organismos possam utilizá-lo como fonte de energia. Além dessa fonte, o nitrogênio pode ser proveniente de fontes antrópicas como despejos industriais, domésticos, excrementos de animais e fertilizantes ou de fontes naturais, uma vez que este é parte constituinte de proteínas e vários compostos biológicos, além do nitrogênio de composição celular de microrganismos (VON SPERLING, 2007).

Em relação ao meio líquido e demanda por oxigênio dissolvido, o nitrogênio e suas formas se destacam por necessitarem de oxigênio para se estabilizarem, provocando a redução da concentração deste no meio. Esse fato recebe o nome de demanda nitrogenada. Para a

realização desse processo, microrganismos autótrofos quimiossintetizantes promovem a conversão da amônia em nitrato e energia.

Inicialmente, a amônia presente na massa líquida é convertida em nitrito e posteriormente em nitrato, conforme Equações (1) e (2).



De forma a balancear este ciclo, a perda desse nitrogênio é compensada pela fixação realizada no solo pelas *Azotobacter* e no meio aquático pelas cianobactérias. A enzima responsável pela fixação do nitrogênio é a nitrogenase e funciona eficientemente somente com concentrações baixas de oxigênio.

A interação do consumo de oxigênio com a presença da matéria orgânica e o ciclo do nitrogênio é ilustrada na Figura 2.2.

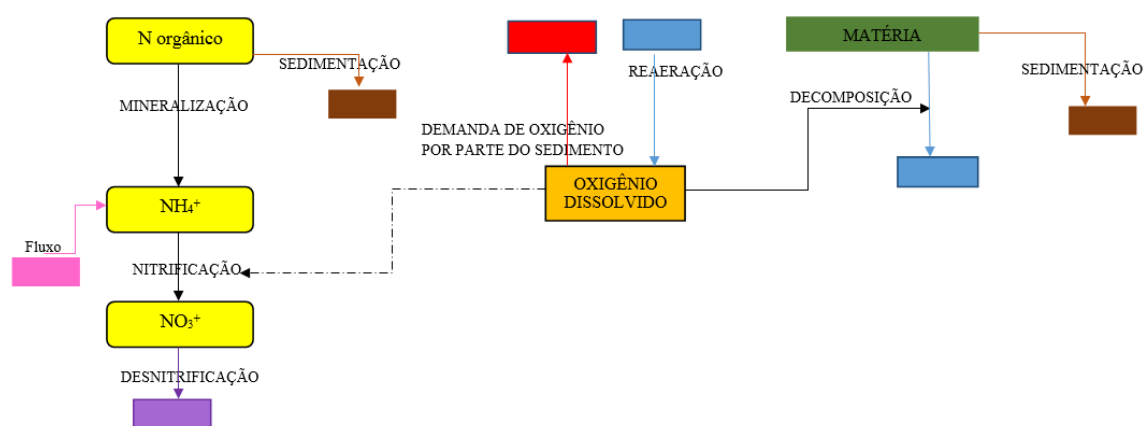


Figura 2.2 - Interação do consumo de oxigênio com a presença da matéria orgânica e o ciclo do nitrogênio

Fonte: Adaptado de PAREDES-ARQUIOLA *et al.* (2010).

De forma simplificada, Fragoso *et al.* (2009) citam que os principais processos evolutivos no ciclo do nitrogênio na água e no sedimento são:

- a) Mineralização do Nitrogênio Orgânico Dissolvido (NOD) em NH_4 ; b) Nitrificação do NH_4 em NO_3 e desnitrificação do NO_3 ; c) Assimilação biológica de NH_4 e NO_3 pelo fitoplâncton e pelas macrófitas aquáticas; d) Fluxos na interface água-sedimento de NH_4 , NO_3 , NOD e Nitrogênio

Orgânico Particulado(NOP); e) Decomposição de NOP para NOD; f) Mortalidade biológica e excreção de NOD e NOP e g) Consumo da fração de nitrogênio contido no NOP, no NOD e no fitoplâncton por zooplâncton e peixes.

2.3.3 Ciclo do fósforo

Segundo Fragoso *et al.* (2009), o fósforo é essencial para as plantas e animais, uma vez que é parte constituinte da molécula de DNA, ATP, ADP e membranas de células lipídicas. Segundo esse autor, o fósforo proveniente de rochas, ossos fossilizados, fertilizantes, detergentes e esgoto é transportado para o ecossistema aquático através da rede de drenagem.

No meio aquático, com concentrações elevadas de oxigênio, o fosfato forma compostos insolúveis com ferro e cálcio e se precipita na coluna de água. Na ausência de oxigênio, observa-se a formação de sulfetos solúveis (RICKLEFS, 2001).

2.3.4 Oxigênio Dissolvido

Essencial para a manutenção da vida aquática, o oxigênio dissolvido é utilizado na modelagem dos ciclos biogeoquímicos do carbono, nitrogênio, enxofre e fósforo. Entre os ciclos existentes, pode-se dizer que o oxigênio é o mais limitante em relação ao meio aquático. A sua baixa solubilidade neste meio e a sua fácil assimilação tornam o balanço desfavorável, limitando o desenvolvimento de seres aeróbios. Além disso, observa-se que a sua concentração no meio líquido é inferior ao atmosférico. Segundo Ricklefs (2001), o oxigênio atmosférico possui uma concentração de 0,21 litro por litro (21% de volume), enquanto que o oxigênio aquático alcança um valor máximo de 0,01 litro por litro (1% de volume).

Os processos de reaeração atmosférica e de fotossíntese favorecem a introdução do oxigênio na massa líquida. A introdução do oxigênio atmosférico através da reaeração atmosférica é o mecanismo mais usual. Essa transferência ocorre quando as moléculas de água, ao entrarem em contato com a molécula de oxigênio, permitem que essa fique entre elas e conseqüentemente penetre no meio líquido. Essa transferência ocorre através das difusões molecular e turbulenta. Para o primeiro caso, em função do processo de dispersão, as partículas tendem a se espalhar de uma camada para outra. A diferença de concentração entre

as camadas de um meio permitem que a difusão molecular ocorra. Entre os dois processos, esse pode ser considerado mais lento do que a difusão turbulenta.

A difusão turbulenta consiste na reaeração através da criação e renovação de interfaces. O primeiro, como anteriormente citado, consiste no contato entre as moléculas de água e o gás atmosférico, o último permite que essa molécula de água com oxigênio atinja não só a região superficial da massa líquida, mas também as camadas mais profundas.

A fotossíntese permite a inserção de oxigênio no meio aquático pelos seres autótrofos. Na presença de luz solar, esses seres realizam processos metabólicos, absorvendo CO_2 e luz, produzindo matéria orgânica e liberando oxigênio no meio líquido.

Outro meio de introdução de oxigênio na massa líquida é através de um tributário com concentrações de oxigênio superiores a do curso de água principal em questão (FIORUCCI E BENEDETTI FILHO, 2005).

O tênue equilíbrio que existe entre a oferta de oxigênio dissolvido e a necessidade de consumo por parte dos seres vivos como plânctons, bentôns, bactérias, ictiofauna, entre outros é facilmente alterado quando ocorre o lançamento de efluentes. Nesta situação, as bactérias consomem rapidamente uma maior quantidade de oxigênio dissolvido, uma vez que há uma maior concentração de matéria prima, proporcionando a redução da concentração de oxigênio no meio aquático, o tornando limitante para a manutenção da vida aquática.

A título de exemplificação, segundo Reis (2009), os peixes mais exigentes morrem com o OD em torno de 4 a 5 mg/L e praticamente todos morrerão com OD em torno de 2 mg/L. A Resolução do CONAMA 357:2005 dispõe que até mesmo as águas doces de Classe 4 deverão possuir uma concentração de OD superior a 2 mg/L, desta forma, propiciando a manutenção da vida aquática.

A inexistência de oxigênio no meio aquático favorece diferentes vias metabólicas de outros ciclos, afetando a dinâmica de sedimentação de elementos que podem interferir na qualidade de água. Por exemplo, segundo Ricklefs (2001) em:

Ambiente deplecionado de oxigênio nos sedimentos de fundo e nas águas imediatamente acima deles, frequentemente inexistente oxigênio suficiente para que as bactérias nitrifiquem (oxidem) a amônia.

Não só os fatores químicos e biológicos interferem na concentração do oxigênio no meio líquido, os fatores físicos também podem influenciar. Fiorucci e Benedetti Filho (2005) citam que a concentração de oxigênio dissolvido em um meio aquático é controlada por vários fatores, entre eles a solubilidade do oxigênio em água. Segundo Von Sperling (2007), as elevadas temperaturas aumentam a taxa das reações físicas, químicas e biológicas, diminuem a solubilidade dos gases e também aumentam as taxas de transferências de gases. A Figura 2.3 exemplifica a integralização dos sistemas consumidores de oxigênio dissolvido no meio aquático.

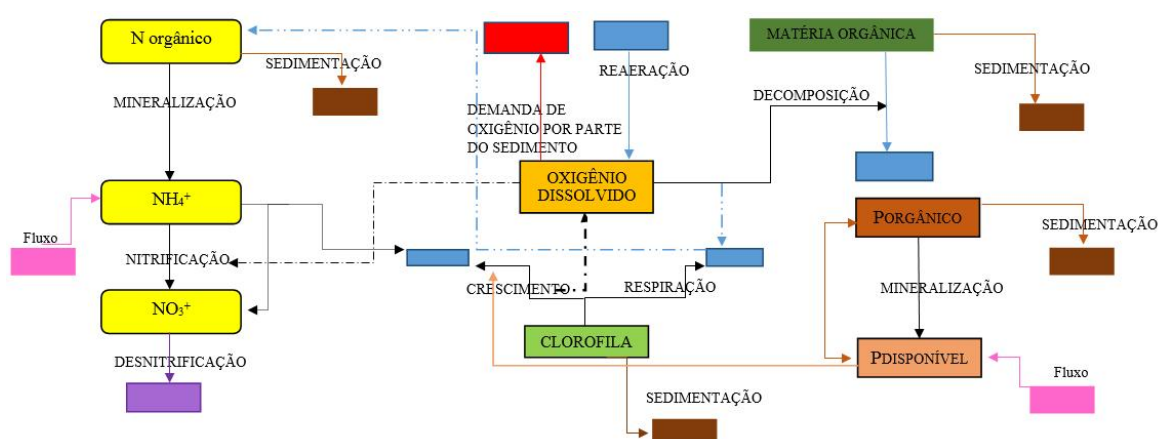


Figura 2.3- Integralização dos sistemas consumidores de oxigênio dissolvido no meio aquático
Fonte: PAREDES-ARQUIOLA *et al.* (2010).

O fluxograma apresentado na Figura 2.3 demonstra o consumo e a geração de oxigênio no meio líquido, destacando a inserção por meio do processo de fotossíntese e de reaeração. Este fluxograma é apresentado por Paredes-Arquiola *et al.* (2010) e demonstra como a ferramenta AQUATOOL, através do módulo GESCAL, considera a dinâmica do oxigênio dissolvido no meio aquático.

2.4 ZONAS DA AUTODEPURAÇÃO EM RIO

O estudo do processo de autodepuração, por meio de ferramentas e modelos matemáticos, possibilita uma maior compreensão do que ocorre no recurso hídrico e visa a melhoria do sistema de gestão ambiental.

A autodepuração, anteriormente definida, refere-se ao retorno mais próximo das características químicas, físicas e biológicas após o lançamento de um poluente, sendo necessário um determinado tempo e espaço que para isso ocorra naturalmente. Durante esse tempo e espaço, o rio passa por regiões características, em que ocorrem diferentes estágios de sucessão ecológica e que foram descritos por Braga *et al.* (2005) como zonas de autodepuração, conforme Figura 2.4.

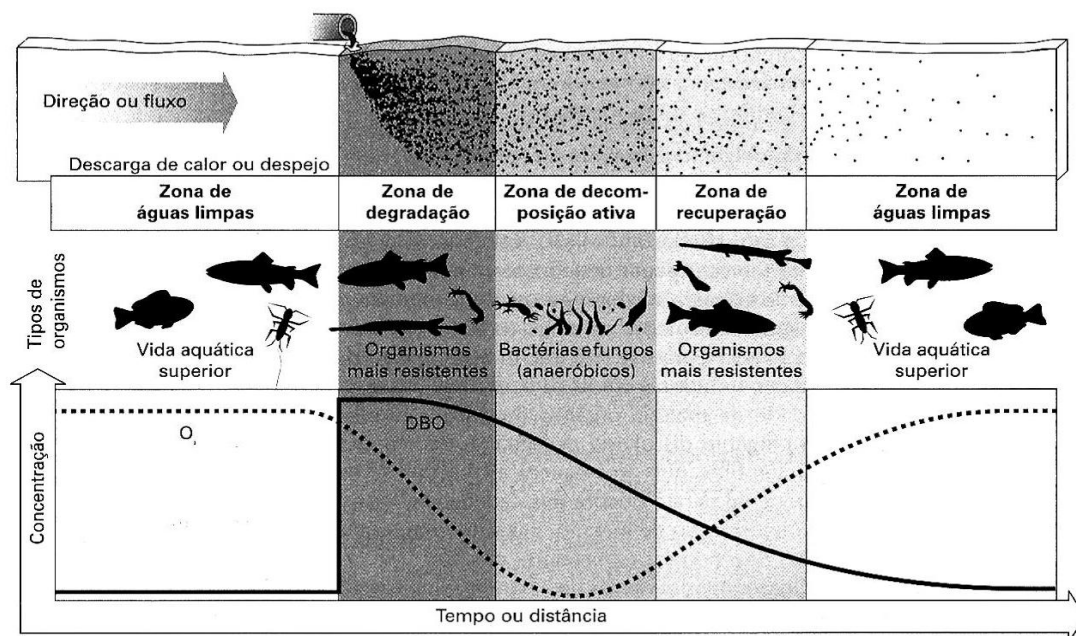


Figura 2.4 - Regiões características do processo de autodepuração

Fonte: BRAGA *et al.*, 2005.

Braga *et al.* (2005) citam presença de quatro zonas, sendo a primeira denominada zona de águas limpas, localizada anteriormente ao lançamento do poluente. Nesta região, observa-se uma elevada concentração de OD e vida aquática superior. A zona de degradação tem início logo após o lançamento dos efluentes no curso de água e se caracteriza por uma diminuição inicial na concentração do oxigênio dissolvido, sedimentação de parte do material sólido e

aspecto indesejável. Observa-se a presença de organismos mais resistentes que adentram nesta zona em busca de alimentos. Também é possível identificar uma quantidade elevada de bactérias e fungos que serão responsáveis pelo consumo da matéria orgânica e pela depreciação do oxigênio dissolvido.

A zona de decomposição ativa caracteriza-se pela menor concentração de oxigênio dissolvido. A restrição desse parâmetro favorece a eliminação de organismos aeróbios. Na zona de recuperação, em função da decomposição do poluente inicialmente lançado, observa-se o aumento da concentração de OD, uma vez que os mecanismos de reaeração sobrepõem o de consumo do OD. Por fim, a zona de águas limpas é aquela em que mais se assemelha a zona de águas limpas anteriores ao lançamento do poluente (BRAGA *et al.*, 2005).

Desta forma, de acordo com Nahon (2006), observam-se distintas etapas que ocorrem naturalmente após o lançamento do efluente em função dos processos físicos (diluição e sedimentação), químicos (oxidação) e bioquímicos (oxidação da matéria orgânica por microrganismos heterotróficos).

CAPÍTULO 3

MATERIAIS E MÉTODOS

Para o desenvolvimento de um estudo voltado aos recursos hídricos em escala da bacia hidrográfica, é necessário que o usuário tenha o conhecimento prévio das características diversas da bacia hidrográfica, saiba manusear a ferramenta computacional escolhida, tenha experiência ou esteja cercado por profissionais experientes na realização dos trabalhos de campo e, para finalizar, saiba quais são seus reais objetivos no estudo de planejamento e gestão desses recursos.

Com isto, neste item, sequencialmente, são apresentadas: descrição da área de estudo; uma sucinta descrição e justificativa de utilização da ferramenta AQUATOOL (juntamente com os módulos de Simulação de Gestão de Recursos Hídricos – SIMGES e de Gestão da Qualidade - GESCAL); apresentação dos pontos experimentais e metodologias empregadas; criação de topologia única para a sub-bacia do rio Uberaba; calibração dos coeficientes de reações bioquímicas; análise da sensibilidade à variação dos coeficientes e da qualidade da água inicialmente estimada nas entradas intermediárias; prognósticos de cenários.

3.1 ÁREA DE ESTUDO

A sub-bacia do rio Uberaba, objeto de estudo deste mestrado, possui uma área de 2.374,5 km², que corresponde a 12,6% da bacia hidrográfica do baixo rio Grande. Por sua vez, a bacia do baixo rio Grande, identificada como GD8, está localizada na mesorregião sul-sudoeste do Estado de Minas Gerais e possui uma área de drenagem de 18.784 km², a qual é pertencente à grande bacia hidrográfica do rio Paraná. A Figura 3.5 ilustra a localização da

bacia hidrográfica do baixo rio Grande no Estado de Minas Gerais, juntamente com os municípios pertencentes à sub-bacia do rio Uberaba.

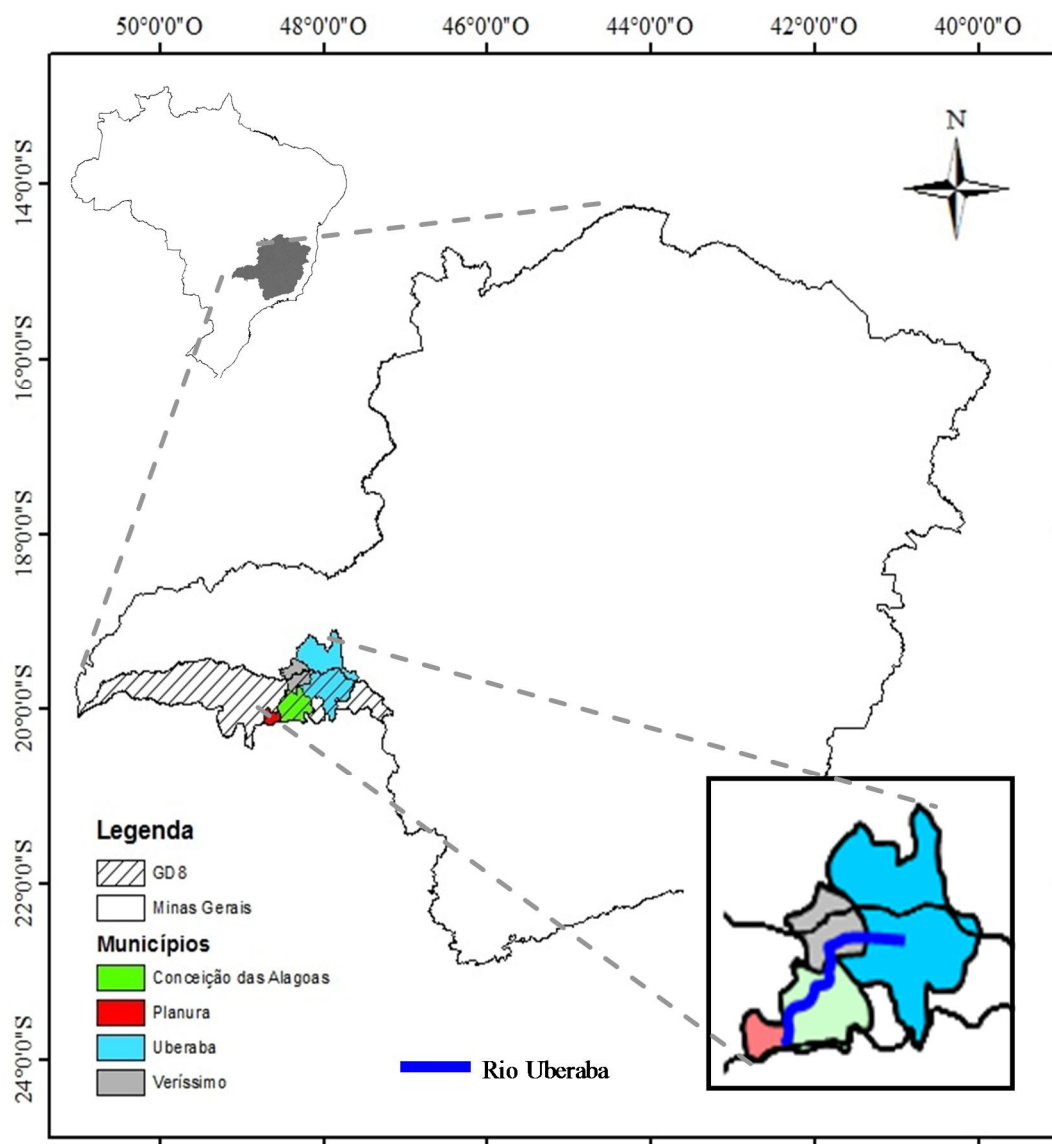


Figura 3.5 - Localização da bacia hidrográfica do baixo rio Grande no Estado de Minas Gerais, juntamente com os municípios pertencentes à sub-bacia do rio Uberaba.

Fonte: Próprio autor (2013).

O rio Uberaba tem a sua nascente no município de mesmo nome, na Serra de Ponte Alta, a uma altitude de 1012 m e possui 181,5 km de comprimento. Em seu percurso, o rio escoar pelos municípios de Uberaba, Veríssimo, Conceição das Alagoas e na divisa entre Conceição das Alagoas e Planura até a sua foz no rio Grande (ver Figura 3.5) (CRUZ, 2003; SEMEA, 2004).

Em relação à topografia, a bacia hidrográfica do rio Uberaba é constituída por superfícies planas ou ligeiramente onduladas, geologicamente formada por rochas sedimentares em grande parte arenito, do período cretáceo da formação Bauru. Em relação à pedologia, o solo é predominantemente latossolo de diferentes graus de fertilidade e apresentam, em sua grande maioria, textura média variando de arenoso a argiloso (CRUZ *et al.*, 2003).

A região da sub-bacia do rio Uberaba se destaca pelas atividades agropecuárias, sendo que no município de Uberaba observa-se também grande atividade industrial de grande porte. Destaca-se também a presença da Área de Preservação Ambiental do rio Uberaba que possui 528,1km², que representa 22,2% da área dessa sub-bacia (SEMAM, 2003).

Dentre os municípios pertencentes, somente Uberaba capta água do rio Uberaba para consumo humano, cuja vazão outorgada é de 0,9m³/s, sendo esta uma adução realizada a montante da área de estudo, nas coordenadas 19°42'52.55"S; 47°56'13.64"O. Nos municípios de Veríssimo e Conceição das Alagoas, o abastecimento é realizado por meio de poços tubulares e Planura é abastecida pela captação de água superficial diretamente do rio Grande (COPASA, 2012).

De acordo com levantamento documental realizado junto à Superintendência Regional de Meio Ambiente do Alto Paranaíba e Triângulo Mineiro - SUPRAM, a sub-bacia do rio Uberaba possui uma grande quantidade de outorgas, sendo em sua grande maioria de uso insignificante. A Deliberação Normativa CERH-MG n.º 09, de 16 de junho de 2004, define os usos insignificantes para as circunscrições hidrográficas no Estado de Minas Gerais como:

"...Art 2º As acumulações superficiais com volume máximo de 5.000 m³ serão consideradas como usos insignificantes para as Unidades de Planejamento e Gestão ou Circunscrições Hidrográficas do Estado de Minas Gerais.

Art. 3º As captações subterrâneas, tais como, poços manuais, surgências e cisternas, com volume menor ou igual a 10 m³/dia, serão consideradas como usos insignificantes para todas as Unidades de Planejamento e Gestão ou Circunscrições Hidrográficas do Estado de Minas Gerais."

Para o presente estudo, foi considerado um trecho de 96,1 km de extensão no rio Uberaba, desde a confluência do lançamento do efluente tratado advindo da Estação de Tratamento de Esgoto (ETE) Francisco Velludo com o rio Uberaba até sua foz no rio Grande. A Figura 3.6

ilustra o trecho do rio Uberaba estudado, juntamente com a localização da ETE da cidade de Uberaba (MG).

Por meio de uma plataforma computacional de Sistema de Informação Geográfica, a área de contribuição do trecho de rio objeto de estudo foi dividida em dez sub-bacias, sendo elas: córrego Jataí, córrego Preguiça, ribeirão Santa Gertrudes, rio Veríssimo, ribeirão São Félix, ribeirão das Pedras, ribeirão Santo Antônio, córrego Maracujá, córrego dos Bernardes e córregos menores com contribuições difusas. A Figura 3.6 representa estas sub-bacias.

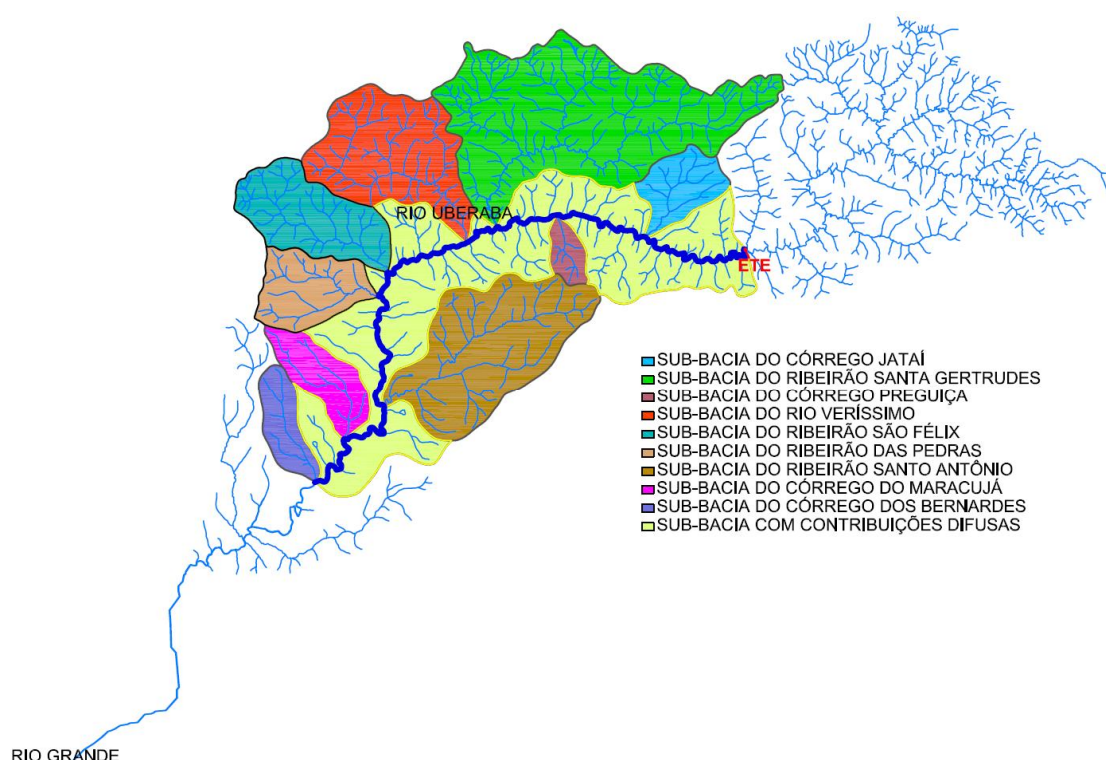


Figura 3.6 - Trecho do rio Uberaba estudado, juntamente com a localização da ETE
Fonte: Próprio autor (2013).

Para melhor caracterização de cada uma dessas sub-bacias, a Tabela 3.1 ilustra a distância entre os afluentes, considerando a sua foz no rio Uberaba e obtidos através da distância da ETE até cada um dos exutórios, utilizando os mapas provenientes de cartas topográficas na escala de 1:250.000, em formato digital disponíveis no site do IBGE, sendo para tanto utilizadas as cartas topográficas SE-23- Y-C (Uberaba), SE-22-Z-D e SF-22-X-B (São José do Rio Preto). A partir dessas cartas, foi utilizado o AutoCad para o georreferenciamento e

o ArcGis para o desenvolvimento do Modelo Digital de Elevação e, posteriormente, foram obtidas as suas respectivas áreas de contribuição por meio do ArcGis.

Tabela 3.1 - Distância entre os afluentes considerando a sua foz no rio Uberaba e as suas respectivas áreas de contribuição.

Sub-bacia	Distância entre os afluentes a partir do exutório do córrego anterior (km)	Área (km ²)
Córrego Jataí	16,5 km a jusante da ETE	49,472
Córrego Preguiça	11,17km a jusante do córrego Jataí	33,191
Ribeirão Santa Gertrudes	7,362km a jusante do córrego Preguiça	328,59
Rio Veríssimo	4,612km a jusante do ribeirão Santa Gertrudes	155,962
Ribeirão São Félix	9,715km a jusante do rio Veríssimo	115,144
Ribeirão das Pedras	2,661km a jusante do ribeirão São Félix	69,728
Ribeirão Santo Antônio	14,25km a jusante do ribeirão das Pedras	191,354
Córrego Maracujá	8,04km a jusante do ribeirão Santo Antônio	50,621
Córrego Bernardes	8,097km a jusante do córrego Maracujá	44,667

Fonte: Próprio autor (2013).

Os córregos menores, considerados neste estudo como contribuições difusas, que não foram mencionados na Tabela 3.1, incluem o córrego Cachoeirinha, córrego Jatazinho, córrego Pindaíba, córrego dos Machados, córrego Barra Mansa, córrego Boa Vista, córrego das Flores, córrego Geraldo e córrego do Neca, cujas áreas de contribuição totalizam 375,00 km².

O ponto em que iniciou-se o estudo da autodepuração no rio Uberaba situa-se na área urbana do município de Uberaba, aproximadamente 100 m a montante da confluência deste rio com lançamento do efluente tratado na ETE do município. Contudo, a qualidade da água superficial neste ponto já é precária, devido ao lançamento clandestino de efluente doméstico e industrial nos córregos das Lages e Juca. As ações antrópicas são mais visíveis no córrego das Lages, uma vez que recebe efluentes *in natura* de parte da área urbana do município, que corresponde a 35% da população total. Também, o córrego Juca, que deságua no rio Uberaba logo a montante do ponto de início dos estudos, recebe o efluente tratado de um abatedouro de frangos com eficiência reduzida de remoção da carga poluidora (PMU, 2001).

Estudos realizados por Ferreira e Cunha (2011) evidenciam a má qualidade da água no rio Uberaba ao longo do perímetro rural e urbano, o que corrobora com as informações de

lançamentos clandestinos de efluente domésticos e industriais com eficiência de remoção de carga poluidora reduzida.

No trecho do rio estudado, o primeiro agente poluidor é a Estação de Tratamento de Esgoto Francisco Velludo, a qual iniciou sua operação em 2009 e é responsável pelo tratamento de efluente de aproximadamente 65% da população de Uberaba. Nesta ETE o efluente passa por Reatores Anaeróbios de Fluxo Ascendente (RAFA), lagoas aeradas e facultativas. O lodo é armazenado em uma lagoa e posteriormente é desidratado e a água retirada neste processo retorna ao sistema (CODAU, 2013).

De uma forma difusa, em função do uso e ocupação do solo, existe a influência de atividades agrícolas até a sub-bacia do rio Veríssimo. Dentre todas as sub-bacias pertencentes (ver Figura 3.6), o rio Veríssimo é o único que recebe o lançamento *in natura* do efluente doméstico produzido pela cidade de Veríssimo (TERRA AMBIENTAL, 2013). O município de Conceição das Alagoas lança os efluentes também *in natura* no próprio rio Uberaba. De acordo com o IBGE (2013), as populações dos municípios de Veríssimo e Conceição das Alagoas são de, respectivamente, 2733 e 25139 habitantes. Já no município de Planura, o rio Uberaba escoar em áreas rurais, cujos efluentes sem tratamento são lançados diretamente no rio Grande.

Neste trabalho de mestrado, em função da utilização de equações potenciais para as relações hidráulicas da vazão média do escoamento Q com a velocidade média v , a profundidade média y e a largura de superfície B , não houve a necessidade da determinação do perfil longitudinal de declividade. Todavia, no item resultados, o conhecimento da variação longitudinal da declividade foi fundamental para explicar a variação do coeficiente de reaeração K_a calibrado.

3.2 FERRAMENTA AQUATOOL

Existem poucas ferramentas ou modelos computacionais que simulam a qualidade de água vinculada à quantidade de água em escala da bacia hidrográfica. O *Instituto de Ingenieria del Agua y Medio Ambiente de La Universidad Politécnica de Valencia* - IIAMA/UPV - desenvolveu um Sistema de Suporte à Decisão denominado AQUATOOL, muito utilizada

na Europa na modelagem da quantidade da água (módulo SIMGES) e qualidade de água (módulo GESCAL) em córregos, rios e reservatórios de acumulação, com crescente aceitação na Ásia, América Latina e África (PAREDES-ARQUIOLA *et al.* 2010a, 2010b). Neste estudo, foi utilizada a ferramenta AQUATOOL nas simulações quantitativas e qualitativas na sub-bacia hidrográfica do rio Uberaba. Segundo Paredes *et al.* (2010), o uso de AQUATOOL torna a tarefa de criar um modelo de gestão de recursos hídricos muito fácil para qualquer engenheiro ou técnico.

Sulis e Sechi (2013), que compararam cinco sistemas de suporte à decisão em um estudo de caso na região Sul da Itália, relataram que AQUATOOL pode ser considerada uma ferramenta eficiente para simulação e gestão do recurso hídrico. De acordo com Andreu *et al.* (1992), dentro do AQUATOOL, o módulo de gerenciamento do quantitativo de água SIMGES é utilizado na simulação da vazão em rios, córregos e reservatórios em escala da bacia hidrográfica, a partir da definição espacial e quantitativa das descargas (retiradas pontuais para irrigações, indústrias, mineradoras, consumo humano, entre outros), das recargas (afluentes pontuais, difusos superficiais e subterrâneos) e dos requisitos ambientais definidos por legislações dos Comitês de Bacias Hidrográficas.

Com o propósito de simular a qualidade da água vinculada ao gerenciamento quantitativo em cursos de água lênticos e lóticos, Paredes *et al.* (2007) desenvolveram o modelo de qualidade da água GESCAL, que permite simular a qualidade da água em todos os corpos de água dentro de uma bacia hidrográfica em diferentes condições quantitativas.

Os módulos SIMGES e GESCAL são interligados, compartilhando em interface gráfica os dados de qualidade e quantidade georreferenciados (PAREDES *et al.*, 2010). Com isso, considerando hipoteticamente uma bacia hidrográfica com usos múltiplos e de forma transiente, a qualidade de água pode ser simulada para qualquer cenário de descarga, recarga e vazão ecológica simulada. A ferramenta AQUATOOL substitui a interface SIMWIN (ANDREU *et al.* 1996), a qual era utilizada apenas para a edição da simulação de quantidade de água em bacia hidrográfica através do SIMGES. Em comparação, AQUATOOL possui as seguintes vantagens: utiliza um arquivo com formato de base de dados no armazenamento do conteúdo da simulação; para uma quantidade n de cenários a serem simulados não necessita possuir n arquivos de dados, onde a base de dados diferencia os dados de cada

elemento por um código de elemento único e um código de cenário; interfaces de edições de dados para SIMGES e GESCAL totalmente diferenciados; possui uma ferramenta que gera as relações entre elementos do *Geographic Information System* (GIS) de uma bacia hidrográfica e elementos do modelo de simulação.

De uma forma geral, AQUATOOL é uma interface para a edição, simulação, revisão e análise de modelo de simulação de gestão de bacias hidrográficas, incluindo o módulo de simulação da qualidade da água em ambientes lênticos e lóticos. Na sequência são feitas as descrições resumidas dos módulos SIMGES e GESCAL.

3.2.1 Módulo SIMGES

É um modelo de gerenciamento ou gestão de bacia hidrográfica que contém elementos superficiais e subterrâneos para gerir os usos múltiplos, cujas definições dos elementos a considerar são tarefas do usuário, no qual o modelo pode ser adaptado a qualquer tipo de esquema. Os elementos superficiais e subterrâneos considerados são: reservatórios superficiais; canais e trechos de rio; entradas intermediárias em trecho de rio; captações, tais como irrigação, demanda urbana e industrial; recargas ou retornos: refere-se ao retorno ao curso de água de uma prévia captação; demandas sem consumo: consideram-se as usinas hidroelétricas; recarga artificial: refere-se à recarga de aquíferos em período chuvoso, definida por suas características físicas; extrações extras: coleta água de um aquífero por bombeamento para uma demanda qualquer; aquíferos: definidos pelos parâmetros físicos e operacionais (ANDREU, *et al.*, 1992).

De uma forma geral, o módulo SIMGES pode ser utilizado para: simular quantitativamente qualquer bacia hidrográfica para infraestruturas hipotéticas, demandas solicitadas e regras de gestão definidas por Comitê de Bacia Hidrográfica local; definir as regras de gestão de bacia mais adequadas para garantir a vazão ecológica mínima, a qualidade de água mínima em respeito à classificação do curso de água (no Brasil, a Resolução CONAMA 357:2005); definir as vantagens e desvantagens das variações da vazão frente a um ou mais usos prioritários; simular a capacidade de bombeamento para dada demanda frente aos requisitos mínimos de acumulação.

Para as estimativas de variações de vazão em uma região qualquer, as principais características do módulo são: as vazões superficiais de entrada (tributários, lançamentos pontuais de efluente, etc.) e saída (consumo humano, dessedentação de animais, irrigação, etc.) são calculadas simplesmente pelo balanço de massa; com relação aos aquíferos, a vazão pode ser simulada por modelos simples ou multicelulares e também por modelos lineares distribuídos; o módulo considera também as perdas por evaporação e infiltração em reservatórios de acumulação e leitos de rio, além das interações existentes entre águas superficiais e subterrâneas; a gestão da bacia hidrográfica com relação aos usos múltiplos é realizada objetivando manter níveis líquidos fixos nos reservatórios, definidos pelo usuário, a fim de garantir uma demanda solicitada; o módulo também permite que o usuário defina as vazões ecológicas mínimas e usos prioritários e as simulações são executadas através de um algoritmo de otimização de rede de fluxo, que controla a vazão superficial dentro da bacia hidrográfica objetivando ao mesmo tempo minimizar os déficits e maximizar os níveis líquidos nos reservatórios para demandas como irrigação, consumo humano, produção hidrelétrica, etc.

3.2.2 Módulo GESCAL

O módulo GESCAL é uma ferramenta para simulação de qualidade da água em escala da bacia hidrográfica, proposto inicialmente para o Sistema de Suporte à Decisão AQUATOOL (Andreu *et al.*, 1996) e na nova versão AQUATOOLDMA (Solera *et al.*, 2007) para o planejamento e gestão de recursos hídricos. A versão 1.1 do modelo GESCAL, para simulação da qualidade da água em sistemas de recursos hídricos, foi elaborado por Paredes *et al.* (2009). A vantagem desta ferramenta é que permite simular a qualidade da água em rios e reservatórios ao longo do tempo e espaço frente às diferentes alternativas de gestão, depuração, contaminação e usos múltiplos da água dentro da bacia hidrográfica.

Em outras palavras, permite o desenvolvimento de modelos de qualidade da água sobre modelos de simulação de sistemas de recursos hídricos previamente desenvolvidos com o módulo SIMGES. Apesar da complexidade do modelo em escala da bacia, com a possibilidade de modelar reservatórios e cursos de água em uma mesma aplicação e de uma forma integrada, permite-se também o estudo em escala local, seja para um trecho de curso de água natural ou reservatório individual.

Neste módulo existe a possibilidade de simulação dos seguintes constituintes: temperatura, OD, matéria orgânica carbonácea, nitrogênio e frações (orgânico, amônia e nitrato), variáveis que caracterizam eutrofização (nitrogênio e frações, fitoplâncton – clorofila a, fósforo orgânico e inorgânico) juntamente com a interferência no OD, além de contaminantes arbitrários (fósforo total, sólidos suspensos, entre outros). Tais constituintes, a serem modelados em ambiente lótico, carregam algumas características fundamentais, conforme descritas na sequência.

3.2.2.1 Modelagem em rio (ambiente lótico)

A modelagem em rio assume as seguintes características de escoamento unidimensional com concentração de qualquer constituinte constante na direção transversal; condições estacionárias de qualidade de água afluentes ao curso de água, na escala de tempo mensal e, por fim, para cada trecho modelado, considera-se escoamento permanente e uniforme, podendo-se adotar relações potenciais ou a equação de Manning para associar a vazão escoada Q (m^3/s) com a velocidade média V (m/s), a profundidade média y (m) e a largura da seção transversal b (m). As Equações (3), (4) e (5) trazem as relações potenciais de $V = f(Q)$, $y = f(Q)$ e $b = f(Q)$, respectivamente.

$$V = \alpha_1 \cdot Q^{\beta_1} \quad (3)$$

$$y = \alpha_2 \cdot Q^{\beta_2} \quad (4)$$

$$b = \alpha_3 \cdot Q^{\beta_3} \quad (5)$$

Os coeficientes podem ser determinados através de linhas de tendência com a utilização da planilha Excel ou através da determinação do Coeficiente de Determinação (CD), vislumbrando $\text{CD} = 1,0$ por intermédio da ferramenta *Solver* do Excel. Lembra-se que $\beta_1 + \beta_2 + \beta_3 = 1,0$ e que $\alpha_1 \cdot \alpha_2 \cdot \alpha_3 = 1,0$ (VON SPERLING, 2007).

No caso de utilização da equação de Manning para escoamento permanente e uniforme, considera-se seção trapezoidal, na qual a velocidade média do escoamento é estimada por meio da Equação (6).

$$V = \frac{\left(\frac{b_0 y + s y^2}{b_0 + 2 y \sqrt{s^2 + 1}} \right)^{2/3} . I^{1/2}}{n} \quad (6)$$

Na qual: b_0 é a largura da base do rio (m); s é a inclinação lateral do trapézio (m/m); y é a profundidade média (m); n é o coeficiente de Manning ($m^{-1/3}.s$).

Adotam-se os processos de advecção e dispersão. O valor de dispersão longitudinal para cada trecho de rio pode ser introduzido diretamente pelo usuário ou estimado por equações empíricas. O módulo GESCAL considera a equação proposta por Fischer (1979), para aqueles trechos modelados pela equação de Manning, de acordo com a Equação (7).

$$E = 0,011 \frac{u_*^2 b^2}{y u_*} \quad (7)$$

Na qual: u_* é a velocidade de cisalhamento (m/s), igual a $(g.y.s_f)^{1/2}$ (g é a aceleração da gravidade em m/s^2 , y é a profundidade média, em metros, e s_0 é a declividade de fundo, em m/m.); E é o coeficiente de dispersão longitudinal (m^2/s).

Além desses itens, o modelo considera as descargas difusas e pontuais nos nós e leva também em consideração a relação hidráulica com o aquífero, tanto pelo aporte de água desde o aquífero como pela filtração do rio ao aquífero, considerando distribuição uniforme dentro do trecho de rio estudado.

De acordo com as características citadas anteriormente, de uma forma geral e independente do parâmetro estudado, através do balanço de massa dentro de um trecho de rio, chega-se na equação diferencial de simulação, conforme Equação (8).

$$0 = d/dx(E.dC/dx) - d(u.C)/dx + (S_d + C_e.q_e - C.q_s + \sum W_i)/V_t \quad (8)$$

Na qual: E é o coeficiente de dispersão longitudinal ($L^2.T^{-1}$); C é a concentração de um parâmetro qualquer ($M.L^{-3}$); C_e é a concentração deste parâmetro no aquífero ao qual o rio está inserido ($M.L^{-3}$); x é a distância longitudinal do trecho de rio estudado (L); V é a

velocidade média da água ($L.T^{-1}$); V_t é o volume líquido do trecho estudado (L^3); q_e é a vazão de entrada do aquífero ($L^3.T^{-1}$); q_s é a vazão filtrada ao aquífero ($L^3.T^{-1}$); S_d é a carga de entrada de um parâmetro de qualidade qualquer de forma difusa no trecho de rio estudado ($M.T^{-1}$); ΣW_i representa o conjunto de processos que aumenta ou diminui a carga de um determinado parâmetro na massa líquida, dependente da degradação, da sedimentação, reaeração, nitrificação, crescimento e respiração de fitoplâncton e adsorção.

A Figura 3.7 ilustra o esquema da modelagem em trecho de rio. Nota-se que a concentração do parâmetro de qualidade da água é considerada uniformemente distribuída ao longo da profundidade e da largura de cada sub-trecho. Para cada um desses sub-trechos é realizado um balanço de massa, levando em conta entradas e saídas longitudinais e aportes laterais (PAREDES *et al.*, 2009).

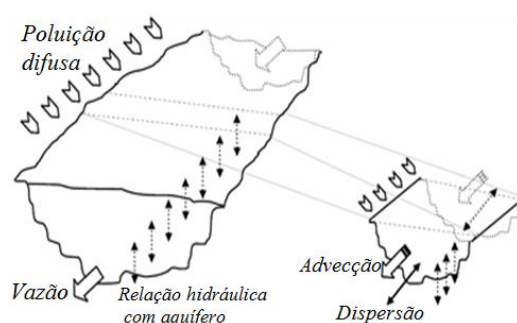


Figura 3.7 – Esquema da modelagem em trecho de rio

Fonte: Paredes *et al.* (2009)

As resumidas descrições realizadas sobre o módulo GESCAL mostram elevado potencial no diagnóstico e prognóstico da qualidade de água para diversos elementos dentro de uma bacia hidrográfica. Este item utilizou como referência o manual do módulo GESCAL (PAREDES, *et al.*, 2009).

3.2.3 Processos de autodepuração através das formulações propostas pela ferramenta AQUATOOL

Conforme demonstrado anteriormente, os processos químicos, físicos e biológicos no meio aquático são influenciados por diversos fatores e devem ser avaliados de forma integrada na tentativa de simular o mais próximo possível o que acontece no meio aquático.

Conforme demonstrado nos capítulos anteriores, os modelos para análise do processo de autodepuração foram evoluindo, passando a analisar não só o oxigênio dissolvido, mas também outros elementos dos ciclos biogeoquímicos e interferentes físicos. A ferramenta GESCAL analisa três possibilidades de consumo da matéria orgânica, de forma integrada, possibilitando modelar a concentração de oxigênio dissolvido em função dos diversos processos existentes no rio.

Para verificar os processos de autodepuração, a ferramenta simula a concentração de oxigênio dissolvido através dos diferentes ciclos existentes no meio aquático, sendo o primeiro aquele no qual é realizada a oxidação da matéria orgânica, o segundo inclui o item anterior adicionado ao consumo realizado pelo ciclo do nitrogênio e o terceiro inclui os dois itens iniciais adicionados ao consumo realizado pelo fitoplâncton e pelo ciclo do fósforo (orgânico e inorgânico). Desta forma, para cada uma dessas situações, são propostas equações para a modelagem na ferramenta GESCAL, que corresponde ao termo $\sum Wi$ da equação diferencial de simulação, conforme Equação (8).

A modelagem matemática envolvendo a matéria orgânica carbonácea é realizada através da Equação (9).

$$\sum Wi = K_d \theta_d^{T-20} \frac{O}{O + K_{d1/2}} L \frac{VS_L}{y} L \quad (9)$$

Na qual: L é a concentração de matéria orgânica no rio (M/L^3); K_d é a constante de desoxigenação a $20^\circ C$ (T^{-1}); θ_d é a constante de correção da temperatura da constante K_d ; VS_L é a velocidade de sedimentação ($L.T^{-1}$); y é a altura da massa líquida (L); T é a temperatura da massa de água ($^\circ C$); $K_{d1/2}$ é a constante de semi-desoxigenação a $20^\circ C$ (T^{-1})

Em relação ao processo de nitrificação, observam-se as equações (10), (11) e (12), que correspondem, respectivamente, às conversões do nitrogênio orgânico, amônia e nitrato.

$$\sum Wi = K_{Noa} \theta_{Noa}^{T-20} N_o \frac{VS_{NO}}{y} N_o + r_{na} K_{resp} \theta_{resp}^{T-20} A \quad (10)$$

Na qual: K_{Noa} é a constante de amonificação (T^{-1}); θ_{Noa} é o coeficiente de correção da constante de velocidade para a temperatura a $20^{\circ}C$; N_o é a concentração do nitrogênio orgânico no rio ($M.L^{-3}$); VS_{No} é a velocidade de sedimentação do nitrogênio orgânico ($L.T^{-1}$); r_{na} é a concentração de nitrogênio presente nas algas ($M.L^{-3}$); K_{resp} é a constante de respiração para o fitoplâncton (T^{-1}); θ_{res} é o coeficiente de correção da constante de velocidade para a temperatura; A é a concentração do fitoplâncton no rio ($M.L^{-3}$). Os elementos referentes a modelagem para o fitoplâncton devem ser considerados apenas quando houverem dados referentes a ele.

Em relação ao parâmetro amônia, o módulo GESCAL apresenta a Equação (11), a qual considera o processo de amonificação do nitrogênio orgânico e a sua redução. Neste processo, a nitrificação é considerada em sua totalidade incluindo a passagem de amônia a nitrito e este para nitratos, sem necessitar de sua análise por meio de uma equação específica. Esta opção se deve ao fato de que, em condições anóxicas, o efeito da redução provocada pela nitrificação pode ser corrigido por um fator dependente da concentração de oxigênio dissolvido e uma constante de semi-saturação.

$$\sum W_i = +K_{Noa} \theta_{Knoa}^{T-20} N_o - \left(K_{Nai} \theta_{nai}^{T-20} \frac{O}{O + K_{n1/2}} \right) N_a + -r_{na} F_n K'_g A \quad (11)$$

Na qual: N_a é a concentração de amônia no rio ($M.L^{-3}$); K_{Nai} é a constante de nitrificação de amônia para nitrato (T^{-1}); θ_{Knoa} é o coeficiente de correção de temperatura da constante de velocidade para a amonificação; $K_{n1/2}$ é a constante de semi-saturação do nitrogênio ($M.L^{-3}$); O é a concentração de oxigênio dissolvido ($M.L^{-3}$); F_n representa o fator de preferência a amônia em relação ao nitrato; r_{na} é o coeficiente estequiométrico (mgO/mgN); K'_g é a constante de crescimento de fitoplâncton, considerando o fato de correção de temperatura, limitação de nutrientes e atenuação da luz (T^{-1}); A é a concentração de clorofila-a ($M.L^{-3}$). O último termo da Equação (11) somente deve ser utilizado quando se modela todo o conjunto.

Em relação à equação para a modelagem do nitrito e do nitrato, o modelo propõe uma única equação, uma vez que a cinética desta reação é rápida. Neste modelo, a Equação (12) traz os

termos que representam a formação de nitrato a partir da conversão de amônia para nitrato, da desnitrificação em condições anóxicas e do crescimento do fitoplâncton.

$$\sum Wi = \left(K_{Nai} \theta_{nai}^{T-20} \frac{O}{O + K_{nai}^{1/2}} \right) N_a - \left(K_{no3} \theta_{no3}^{T-20} \frac{K_{no3}^{1/2}}{O + K_{no3}^{1/2}} \right) N_{o3} - r_{na} (1 - F_n) K'_g A \quad (12)$$

Na qual: N_{o3} é a concentração de nitrato ($M.L^{-3}$); K_{no3} representa a constante de desnitrificação (T^{-1}); θ_{no3} é o fator de correção de temperatura para a constante de desnitrificação; $K_{no3}^{1/2}$ é a constante com valor referente a meia saturação da constante de desnitrificação que ocorre em condições anóxicas ($M.L^{-3}$).

Para a modelação do fósforo, a ferramenta considera os processos de crescimento do fitoplâncton, respiração e também a sedimentação. É importante ressaltar que o parâmetro fósforo é um dos elementos essenciais para o crescimento dos seres aquáticos, uma vez que este é utilizado como fonte de energia através da molécula de ATP. Dessa forma, os fatores que interferem no processo de metabolismo e crescimento são aqui analisados, conforme Equação (13).

$$\sum Wi = K_{mp} \theta_{mp}^{T-20} P_{or} + f_p r_{pa} K_{resp} \theta_{resp}^{T-20} A - \frac{VS_{or}}{y} P_{or} \quad (13)$$

Na qual: P_{or} é a concentração de fósforo orgânico ($M.L^{-3}$); K_{mp} é a constante de mineralização do fósforo orgânico (T^{-1}); θ_{mp} é o coeficiente de correção da temperatura da constante de mineralização; r_{pa} é o coeficiente estequiométrico (mgO/mgN); VS_{or} é a velocidade de sedimentação do fósforo orgânico ($L.T^{-1}$); f_p é a fração do fósforo orgânico que é gerada na respiração do fitoplâncton.

Em relação ao fosfato, são considerados o crescimento do fitoplâncton e os efeitos da mineralização, conforme Equação (14).

$$\sum Wi = +K_{mp} \theta_{mp}^{T-20} P_{or} - r_{pa} K'_g A + (1 - f_p) r_{pa} K_{res} \theta_{res}^{T-20} A \quad (14)$$

Na qual: P é a concentração de fósforo inorgânico ($M.L^{-3}$).

Por fim, para a modelação do oxigênio dissolvido são considerados o consumo de oxigênio dissolvido no processo de degradação da matéria orgânica carbonácea, consumo de oxigênio dissolvido pelo processo de nitrificação e na respiração do fitoplâncton e a produção proveniente dos processos fotossintetizantes e de reaeração, conforme Equação (15).

$$\sum Wi = +K_a \theta^{T-20} (O_{sat} - O) - K_d \theta^{T-20} L - r_a \left(K_{Nai} \theta^{T-20} \frac{O}{O + K_{n/2}} \right) N_a + -r_{ocrec} \left(K_{g \max} \theta^{T-20} F_i \text{Min} \left(\frac{N_{ai03}}{N_{ai03} + K_{NF/2}}; \frac{P}{P + K_{P/2}} \right) \right) A - r_{oresp} K_{resp} \theta^{T-20} A \quad (15)$$

Na qual: O é a concentração de oxigênio dissolvido no rio ($M.L^{-3}$); O_{sat} é a concentração de saturação do oxigênio dissolvido ($M.L^{-3}$); K_a é a constante de reaeração (T^{-1}); θ_a é o fator de correção da temperatura; r_a representa o consumo do oxigênio por oxidação da amônia (mgO/mgN); r_{ocrec} representa o oxigênio produzido e consumido pelo crescimento das algas; r_{oresp} representa o oxigênio consumido pela respiração das algas.

A saturação de oxigênio dissolvido é estimada a partir da temperatura, conforme equação (16) proposta pela APHA (1992).

$$\ln O_{satpo} = -139.34411 + \frac{1.575701 \cdot 10^5}{T_a} - \frac{6.642308 \cdot 10^7}{T_a^2} + \frac{1.2438 \cdot 10^{10}}{T_a^3} - \frac{8.621949 \cdot 10^{11}}{T_a^4} \quad (16)$$

Na qual: T_a é a temperatura da água, em Kelvin.

De acordo com Paredes-Arquiola (2010), Von Sperling (2007) e Chapra *et al.* (2008), a constante de reaeração pode ser introduzida diretamente ou obtida através do método proposto por Covar. Neste método, para profundidade líquida inferior a 0,61m, utiliza-se a formulação proposta por Owens-Gibbs, conforme Equação (17).

$$K_a = 5.32 \frac{V^{0.67}}{H^{1.85}} \quad (17)$$

Na qual: V é a velocidade média (L/T); K_a é a constante de reaeração (T^{-1}); H é a profundidade líquida média (L).

Caso a profundidade média H esteja entre 0,61 e $3,44 \cdot u^{2.5}$ metros, utiliza-se a equação proposta por O'Connor-Dobbins, conforme Equação (18). Em qualquer outra situação, utiliza-se a fórmula proposta por Churchill, conforme Equação (19).

$$K_a = 3.93 \frac{u^{0.5}}{H^{1.5}} \quad (18)$$

$$K_a = 5.026 \frac{u}{H^{1.67}} \quad (19)$$

Alguns dos coeficientes e velocidades de sedimentação podem ser identificados na literatura. Seguem alguns dados na Tabela 3.2.

Tabela 3.2 - Coeficientes e velocidades de sedimentação encontrados na literatura

Símbolo	Unidade	Faixa	Coeficiente de correção da temperatura (Θ)	Parâmetro
K_a	d ⁻¹	0-100	1,024	Reaeração
K_d	d ⁻¹	0,02-3,4	1,047	Decomposição da matéria orgânica carbonácea
V_{sL}	m.d ⁻¹	0,01-0,36	1,024	Velocidade de sedimentação da matéria orgânica carbonácea
K_{Noa}	d ⁻¹	0,02-0,4	1,047	Hidrólise do nitrogênio orgânico
V_{SNo}	m.d ⁻¹	0,001-0,1	1,024	Velocidade de sedimentação de nitrogênio orgânico
K_{Nai}	d ⁻¹	0,01-1	1,083	Nitrificação da amônia
K_{NO3}	d ⁻¹	0,001-0,1	1,045	Desnitrificação
K_g	d ⁻¹	1-3	1,047	Crescimento do fitoplâncton
K_{resp}	d ⁻¹	0,05-0,5	1,047	Morte e respiração do fitoplâncton
V_{SA}	m.d ⁻¹	0,15-1,83	1,024	Velocidade de sedimentação do fitoplâncton
K_{mp}	d ⁻¹	0,01-0,7	1,047	Dcaimento do fósforo orgânico
V_{sor}	m.d ⁻¹	0,001-0,1	1,024	Velocidade de sedimentação do fósforo orgânico

Fonte: PAREDES-ARQUIOLA *et al.* (2010).

3.3 TRABALHOS DE CAMPO

Dentro de uma modelagem de qualidade da água em rio, independente da ferramenta computacional utilizada, os dados quantitativos e qualitativos são fundamentais como dados de entrada na modelagem e na calibração do modelo, cuja função desses dados dependerá da topologia adotada. Os trabalhos de campo, para determinação da vazão e qualidade da

água, foram realizados mensalmente, durante um ano, desde outubro de 2012 até setembro de 2013.

3.3.1 Postos fluviométricos

O único posto fluviométrico previamente existente nesta bacia hidrográfica encontra-se no município de Conceição das Alagoas, já nas proximidades da foz do rio Uberaba, cuja localização georreferenciada está ilustrada na Figura 3.8. Este posto é operado por FURNAS Hidrelétrica SA, identificado aqui como posto fluviométrico PF2. Os dados geométricos e hidráulicos neste posto foram disponibilizados pelo pessoal técnico de FURNAS. Adicionalmente, por meio deste trabalho de mestrado, foi traçada uma curva-chave logo a montante da confluência do lançamento do efluente tratado lançado pela ETE da cidade de Uberaba com o rio Uberaba, ainda na área urbana deste município, identificado como posto fluviométrico PF1 (ver Figura 3.8).

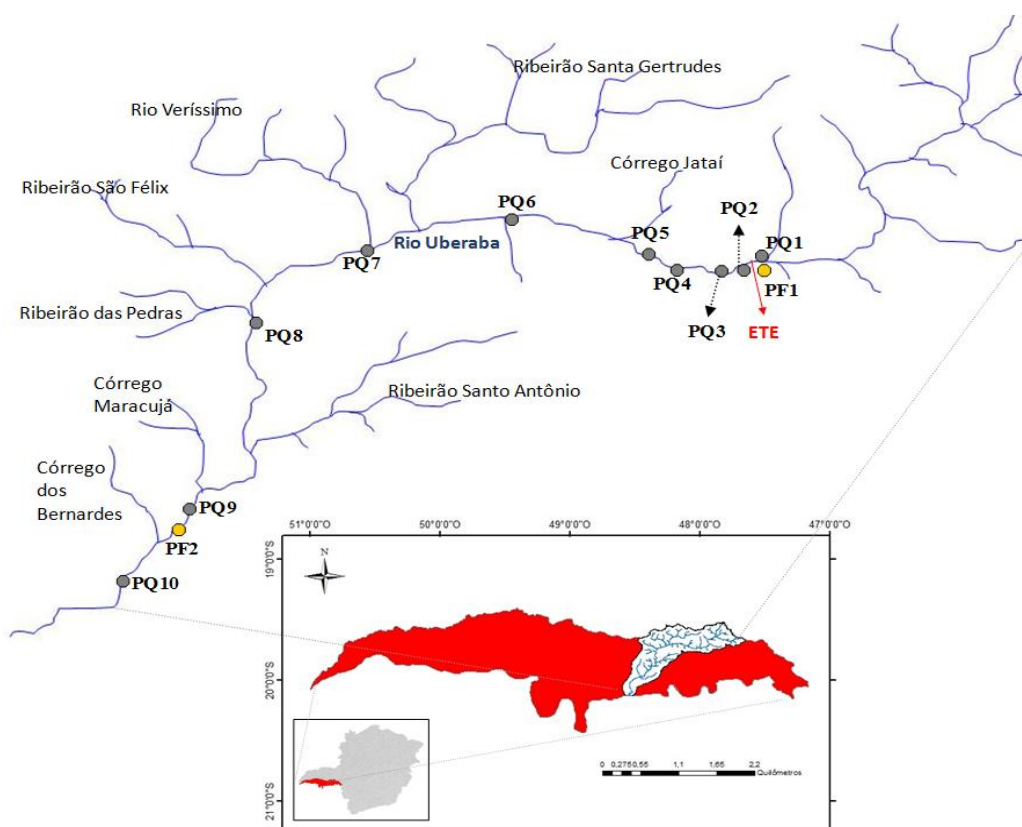


Figura 3.8 - Identificação dos postos fluviométricos (PF) e de qualidade da água (PQ) na sub-bacia do rio Uberaba

Fonte: Próprio autor (2013).

3.3.1.1 Medida da vazão

Basicamente, a vazão média no curso de água é calculada pela equação da continuidade, multiplicando-se a velocidade média pela área da seção transversal, de acordo com a Equação (20).

$$Q = \sum_i^{n_s} (v_i \cdot A_{it}) \quad (20)$$

Na qual: Q é a vazão do escoamento (m^3/s); v_i é a velocidade média na seção transversal i (m/s); A_{it} é a área transversal na seção i (m^2); n_s é o número de sub-áreas transversais.

3.3.1.2 Determinação da seção transversal

Neste estudo, em função das dimensões do rio Uberaba, a seção transversal no PF1 foi obtida por meio de um equipamento teodolito, cujos trabalhos de campo foram realizados com a ajuda do técnico em topografia da Faculdade de Engenharia Civil da Universidade Federal de Uberlândia. A atividade foi realizada em julho de 2012, com instalação de cinco réguas linimétricas em uma das margens da seção transversal (ver Figura 3.6). Estas réguas são fundamentais para a identificação da profundidade líquida no traçado da curva-chave.

3.3.1.3 Velocidade pontual

Foram utilizados dois equipamentos para determinação da velocidade do escoamento: o molinete fluviométrico e o ADCP. No período de outubro até dezembro de 2012, foi utilizado o molinete fluviométrico, de propriedade da Faculdade de Engenharia Civil da UFU. Posteriormente a esse período, após a aquisição do equipamento ADCP pelo CODAU, a metodologia foi substituída até o término dos trabalhos de campo, em dezembro de 2013.

O molinete fluviométrico é um equipamento que permite o cálculo da velocidade pontual no rio a partir da medição do número de rotações da hélice por segundo (n). Este valor é associado à velocidade a partir de uma curva calibrada do tipo $v = a_c \cdot n + b_c$ (na qual a_c e b_c são coeficientes calibrados pela empresa fornecedora do equipamento). Para o posicionamento do molinete, a seção transversal foi dividida em subáreas conhecidas e, de

acordo com a profundidade, foi variada a profundidade de posicionamento do equipamento, permitindo a obtenção de diferentes velocidades pontuais para diferentes profundidades, conforme representado na Figura 3.9. A velocidade média, em cada subárea transversal, foi obtida através da média das velocidades pontuais.

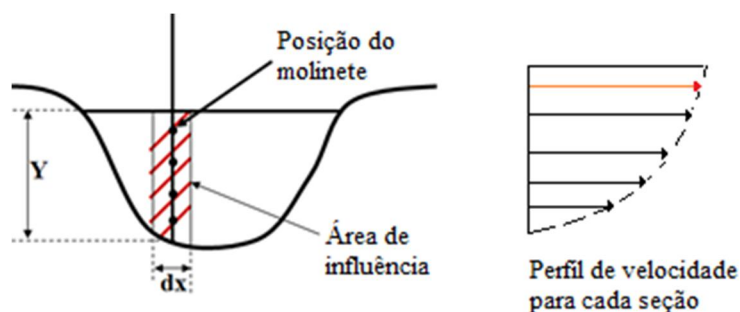


Figura 3.9 – Área de influência, posição do molinete e perfil de velocidade

Fonte: Próprio Autor (2013).

Já a metodologia denominada ADCP em comparação ao molinete fluviométrico e outros métodos tradicionais, permite uma aquisição mais precisa (erro da ordem de 5%), rápida, com maior qualidade, quantidade de dados e taxa de reprodutibilidade, conforme Gordon (1996), Buba (1997), Filho *et al.* (1999), Caetano (2000), Santos (2001), Strasser (2002), Sefione (2002), Grison *et al.* (2008) e Franklin (2009).

Este aparelho faz medições de velocidade do escoamento a partir do efeito “Doppler”, transmitindo ondas sonoras na água e quantificando a mudança de frequência presente no eco gerado pelas partículas em suspensão. Como tais partículas possuem a mesma velocidade que a água, a determinação de sua velocidade também se torna possível. As medições são feitas ao longo da profundidade do rio, o que permite traçar o perfil de velocidade na seção escolhida. Com a obtenção da velocidade média do escoamento e da seção transversal, o equipamento ADCP, através da equação da continuidade, fornece o valor da vazão média. A Figura 3.10 ilustra os trabalhos de campo realizados com o molinete fluviométrico e o ADCP no PF1. Ainda na FIGURA 3.6a é possível visualizar algumas réguas linimétricas instaladas.

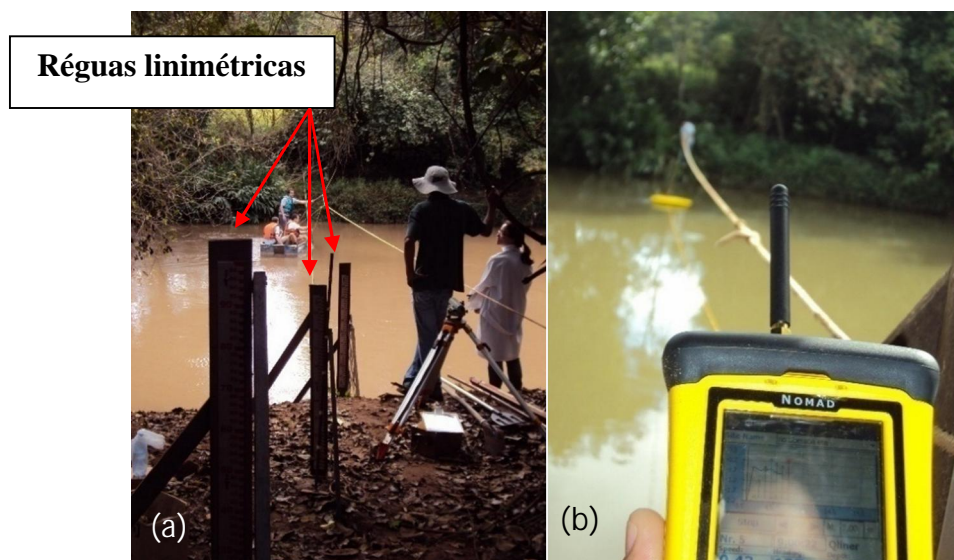


Figura 3.10 – Trabalhos de campo no PF1: **(a)** uso do molinete fluviométrico; **(b)** uso do ADCP
Fonte: Próprio autor (2013).

3.3.1.4 Traçado da curva-chave

Uma curva-chave relaciona, em um gráfico, o nível líquido médio da seção transversal com a vazão a partir de dados obtidos nas quatro estações do ano. Como já mencionado anteriormente, a vazão é calculada através da equação da continuidade. A medição do nível líquido deve ser realizada concomitante à medição da vazão, medidas a partir de réguas linimétricas instaladas na margem do rio (ver Figura 3.10). Estas réguas possuem comprimento de um metro, graduadas em centímetros. A instalação é feita de modo que a base da primeira régua fique submersa no escoamento, mesmo em casos excepcionais de estiagem (FIGURA 3.11).

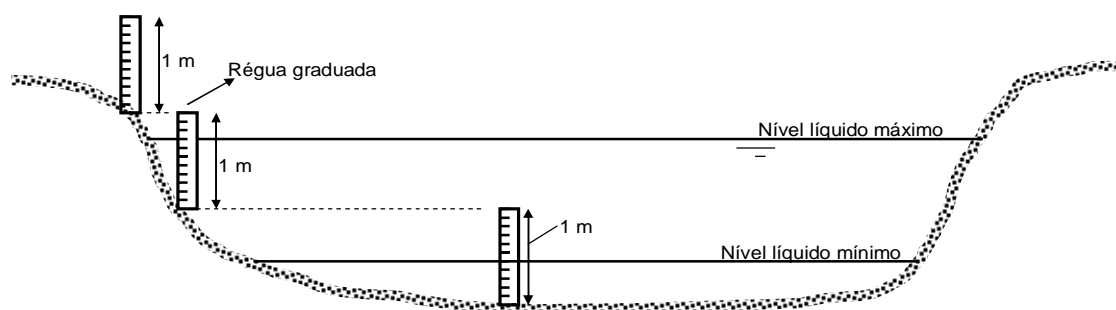


Figura 3.11 – Esquema de instalação de réguas na margem do rio

Fonte: Próprio autor (2013)

Para o traçado satisfatório de uma curva-chave, devem-se ter, no mínimo, dez pares de valores nível líquido e vazão. A construção da curva-chave possibilita a obtenção dos valores

de vazão para a seção estudada a partir apenas da leitura dos valores de nível líquido, procedimento menos trabalhoso e que pode ser realizado diariamente, permitindo um acompanhamento diário da vazão.

Para que a relação nível líquido/vazão da curva-chave seja mantida ao longo do tempo, é necessário que as características geométricas do rio na seção não sofram variações. Para isso, aconselha-se definir um posto de fácil acesso, seção transversal regular, trecho retilíneo e declividade constante e margem e leito não erodível. Respeitadas tais recomendações, a validade da curva-chave é garantida por muito tempo.

A função $Q(y)$ que relaciona a vazão e o nível líquido ajusta-se bem a uma curva potencial, conforme ilustra a Equação (21).

$$Q = a.(y - y_0)^b \quad (21)$$

Na qual: a e b são parâmetros de ajuste; y é o nível líquido no rio (m), Q é a vazão média (m^3/s). O parâmetro h_0 é considerado o nível líquido para $Q = 0$.

A Equação (21) pode ser linearizada, aplicando-se logaritmo em ambos os lados da equação, conforme a Equação (22).

$$\log Q = \log a + b.\log(y - y_0) \quad (22)$$

A Equação (22) pode ser escrita na forma definida pela Equação (23).

$$Y = A + b.X \quad (23)$$

Na qual: $Y = \log Q$; $A = \log a$; $X = \log (y - h_0)$. O parâmetro y_0 foi determinado por meio do prolongamento da curva de $h = f(Q)$ sobre o eixo definido para y , que corresponde ao nível líquido na seção transversal para a vazão nula. A partir daí, os parâmetros a e b foram obtidos por meio da regressão linear dos pontos pertencentes à Equação (22).

3.3.2 Postos de qualidade da água

Na sub-bacia do rio Uberaba existem dois postos de qualidade da água operados pelo Instituto Mineiro de Gestão das Águas (IGAM), com monitoramento trimestral, identificados na Figura 3.12 como BG058 e BG059 (em destaque na cor vermelha). Apenas o posto de monitoramento BG059 pertence ao trecho de rio aqui estudado.

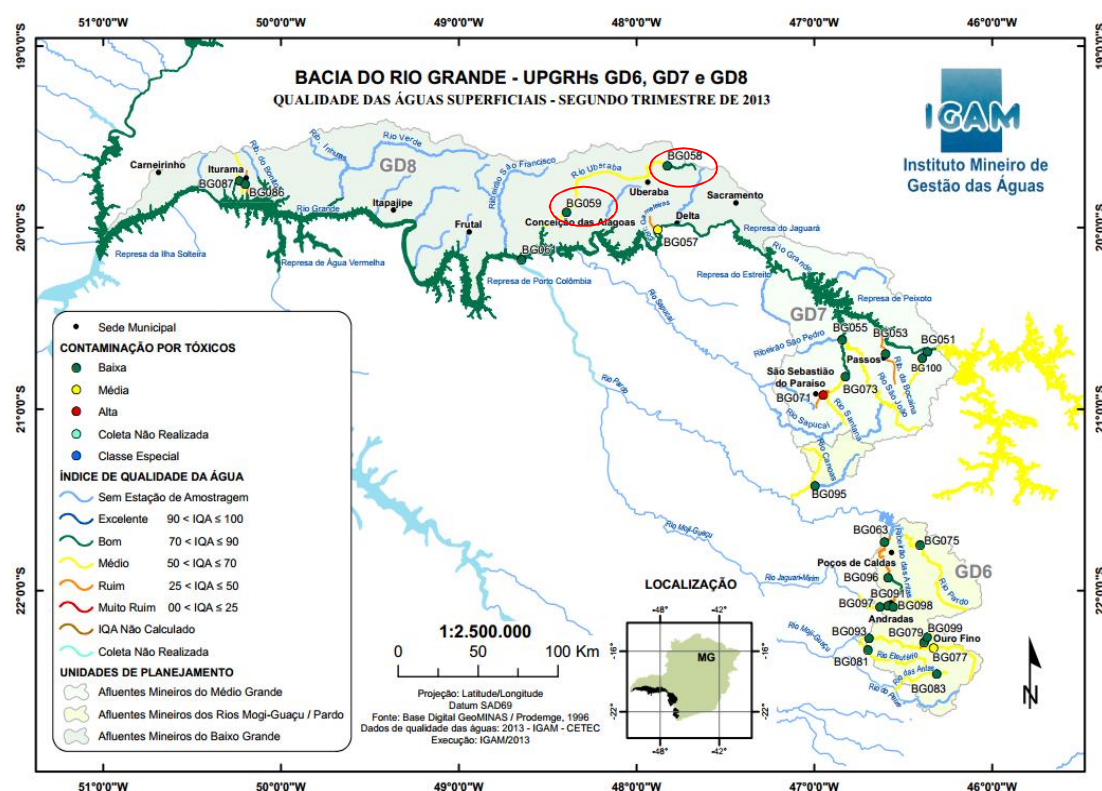


Figura 3.12 - Postos de qualidade da água operados pelo Instituto Mineiro de Gestão das Águas (IGAM) na bacia do rio Grande
 Fonte: IGAM (2013).

Para a adequada calibração dos coeficientes de reações bioquímicas nesta sub-bacia hidrográfica, em seus diversos trechos, é necessário maior quantidade de dados de qualidade da água em locais distintos. De acordo com a Figura 3.8, implantaram-se dez postos de qualidade, denominados como PQ1 até PQ10. O posto de qualidade da água BG059 (Figura 3.12) coincide com o PQ9.

Com relação à logística para os trabalhos de campo, alguns parâmetros de qualidade foram analisados no local através de equipamentos portáteis, tais como temperatura, pH e OD. Já os outros parâmetros foram analisados no Laboratório da Autarquia Municipal de Água e

Esgoto - CODAU, em Uberaba (MG), incluindo os seguintes parâmetros: DBO₅, nitrogênio orgânico, amônia, nitrato e fósforo total.

A Tabela 3.3 ilustra as coordenadas georreferenciadas dos postos fluviométricos e de qualidade da água implantados e previamente existentes, utilizados neste mestrado.

Tabela 3.3 – Coordenadas georreferenciadas dos postos fluviométricos e de qualidade implantados e previamente existentes no rio Uberaba

Posto	Posto	Altitude (m)	Latitude S	Longitude O
PF1	Fluviométrico	679	19°43'34.10"	48°0'10.37"
PF2		492	19°54'34"	48°23'28"
PQ1		679	19°43'34.10"	48°0'10.37"
PQ2	Qualidade da água	677	19°43'31.86"	48°0'13.98"
PQ3		675	19°43'40.73"	48°0'18.03"
PQ4		670	19°43'51.04"	48°0'12.70"
PQ5		667	19°43'53.58"	48°1'41.21"
PQ6		612	19°41'33.60"	48°10'31.27"
PQ7		571	19°43'0.72"	48°15'53.77"
PQ8		541	19°45'38.68"	48°20'31.29"
PQ9		494	19°54'33.23"	48°23'29.45"
PQ10		477	19°57'36.52"	48°27'32.19"

Fonte: Próprio autor (2013).

3.4 CRIAÇÃO DA TOPOLOGIA

A topologia de um modelo de qualidade da água representa basicamente um esquema situacional da bacia hidrográfica em estudo. Neste estudo, a topologia foi elaborada diretamente na ferramenta AQUATOOL, na qual todos os elementos do modelo foram organizados sem a necessidade de manutenção de uma escala. Conforme já mencionado anteriormente, de acordo com Andreu *et al.* (1992), os elementos superficiais e subterrâneos do modelo são representados por diversos símbolos e formados por:

- nós (representação de confluência entre cursos de água, ponto de lançamento de efluentes no curso de água, ponto de captação superficial, etc.);
- conduções ou trechos de rio (apresentam cinco tipos que são diferentes em função do tipo de conexão com água subterrânea);
- entradas intermediárias (são todas as entradas pontuais de água no esquema que incluem os afluentes, os despejos de efluentes domésticos e industriais, etc.);

- demandas com consumo (são todas as saídas pontuais do sistema, que incluem demandas agrícolas, consumo humano, industrial, etc.);
- demandas sem consumo: usinas hidroelétricas com demanda variável mensal de vazão turbinada;
- reservatórios superficiais;
- elementos de retorno: refere-se ao retorno ao curso de água de uma prévia captação superficial ou subterrânea;
- recarga artificial: refere-se à recarga de aquíferos em período chuvoso, definida por suas características físicas;
- extrações extras: coleta água de um aquífero por bombeamento para uma demanda qualquer;
- aquíferos: definidos pelos parâmetros físicos e operacionais.

O fato facilitador à utilização desta ferramenta computacional é que não existe a necessidade de seguir uma ordem na introdução dos elementos do modelo. A única premissa que existe é que, na criação dos elementos de conexão, sejam as retiradas (ligações entre nós e demandas) e as conduções, os elementos inicial e final devem ser previamente introduzidos no esquema. A Figura 3.13 traz a topologia criada na ferramenta AQUATOOL para o estudo da autodepuração no médio e baixo cursos do rio Uberaba.

A topologia foi elaborada em função de elementos considerados pela ferramenta AQUATOOL, sendo considerados apenas as Conduções do tipo 2 e 3, entradas intermediárias, as demandas e os nós. Segundo Andreu, *et al.* (1992) a Condução do Tipo 2 refere-se a água infiltrada, o Tipo 3 refere-se a conexão existente entre o rio e um aquífero havendo a alimentação do rio pelo aquífero e vice-versa. As entradas intermediárias são aquelas que não são provenientes do aquífero, como por exemplo o lançamento do efluente tratado no rio Uberaba. As demandas são as retiradas de água existentes por captação superficial ou do aquífero e por fim os nós representam as junções entre cada um dos elementos que compõem a topologia.

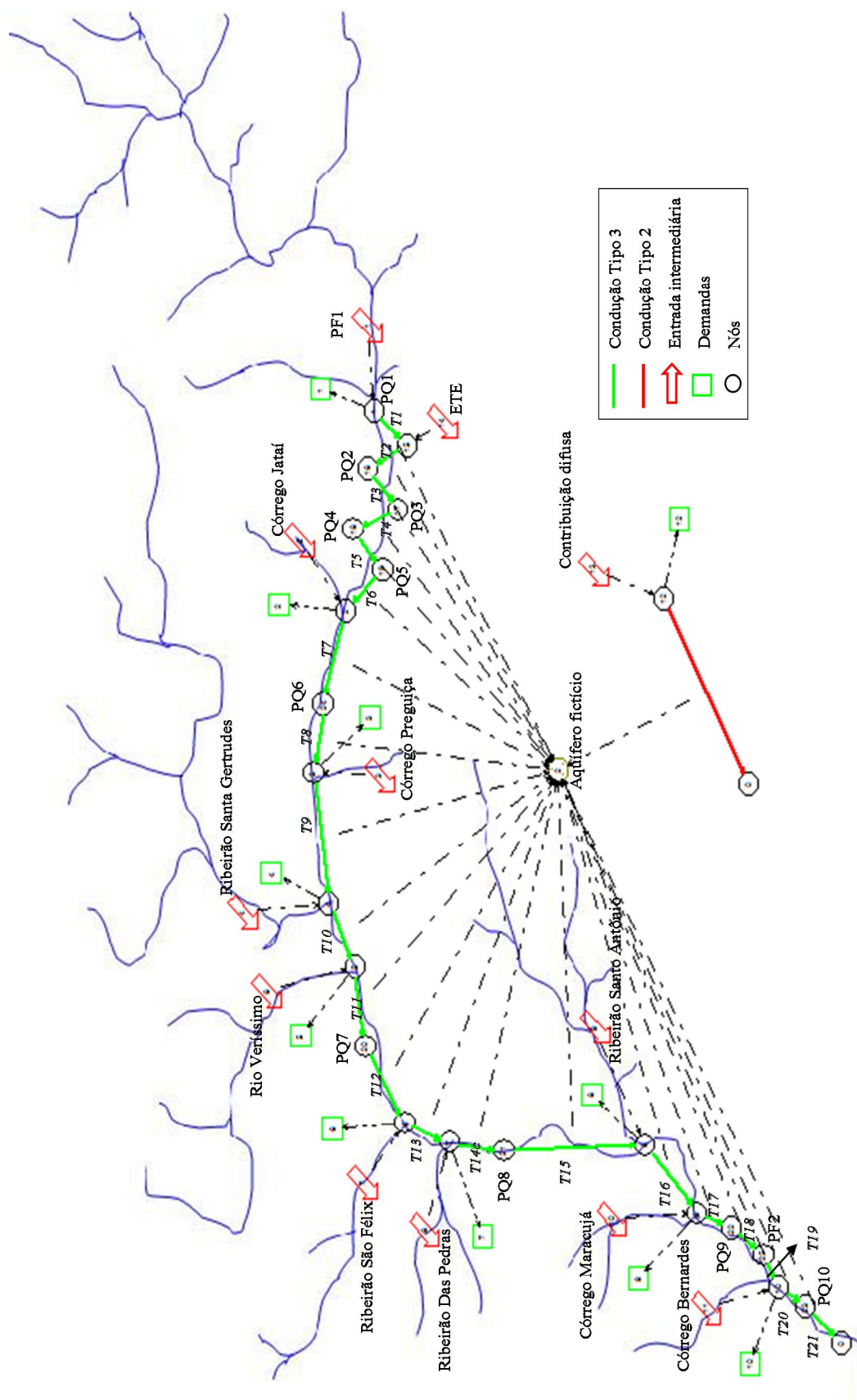


Figura 3.13 - Topologia criada na ferramenta AQUATOOL para o estudo da autodepuração no médio e baixo cursos do rio Uberaba

Fonte: Próprio autor (2013).

O manual do usuário da ferramenta AQUATOOL possui um texto completo e de fácil compreensão sobre as finalidades de cada elemento do modelo (SOLERA *et al.*, 2007). Para uma condução Tipo 1, a ferramenta não apresenta a opção para introduzir uma vazão incremental difusa superficial (em $\text{hm}^3/\text{mês.km}$, por exemplo). Para isso, o usuário pode utilizar alguns elementos alternativos, tais como um aquífero “fictício” unicelular e conduções Tipo 2 e 3, como adotado neste estudo. De acordo com a Figura 3.13, foi introduzido um aquífero “fictício” unicelular, cujo coeficiente de deságue alfa (mês^{-1}) é 1 e volume inicial (hm^3) é zero. Na sequência, adicionou-se um único trecho com condução Tipo 2, que foi utilizado para a infiltração fictícia da vazão incremental difusa total de todos os trechos de rio (ver Figura 3.13). Para isso, na descrição desta condução Tipo 2, foi informado o aquífero unicelular vinculado e definiu-se os coeficientes A , B e C da equação $I = A + B \cdot Q^C$ como 0, 1 e 1, respectivamente (I é a vazão total infiltrada). Para finalizar, os sub-trechos foram representados por conduções Tipo 3, nos quais toda a vazão retornou ao trecho de rio de forma incremental. Na descrição da condução Tipo 3, em cada sub-trecho, foi informado o aquífero “fictício” unicelular que está conectado e o coeficiente de distribuição da conexão. Este coeficiente de distribuição é a relação entre o comprimento do sub-trecho e o comprimento total do trecho de rio estudado.

Não foi necessário adicionar o elemento de retorno a nenhuma demanda consuntiva, uma vez que a maioria dessas demandas são de uso insignificante. Com relação à demanda para consumo humano na cidade de Uberaba, a entrada intermediária do efluente tratado pela ETE do município elimina a necessidade de introdução do elemento de retorno também para essa demanda. Na sequência, é informado como foram obtidos os dados quantitativos e qualitativos de entrada na topologia do modelo.

3.4.1 Dados quantitativos de entrada

Os dados quantitativos de entrada dividem-se em dados relacionados aos afluentes do rio Uberaba, a vazão do efluente tratado proveniente da ETE Francisco Velludo da cidade de Uberaba (MG) e das vazões outorgadas registradas no IGAM.

3.4.1.1 Afluentes

Os dados fluviométricos medidos em campo logo a montante da confluência entre o efluente tratado pela ETE do município de Uberaba com o rio Uberaba (representado por PF1, Figura 3.13) foram utilizados diretamente como dados de entrada na simulação quantitativa. As vazões difusas e pontuais dos afluentes existentes em todo o trecho estudado do rio Uberaba foram estimadas a partir do conceito da descarga específica ($\text{m}^3/\text{s.km}^2$), levando-se em consideração os dados fluviométricos existentes em PF1 e PF2, além da quantidade de afluentes neste intervalo, de acordo com a Equação (24).

$$Q_i = [(Q_{\text{rioUberaba PF2}} - Q_{\text{rioUberaba PF1}}) / \sum A_n] \cdot A_i \quad (24)$$

Na qual: Q_i é a vazão estimada no afluente i (em m^3/s); A_n é a área total de contribuição entre os postos fluviométricos PF1 e PF2 (em km^2) e A_i é a área de contribuição do afluente i (em km^2).

Já a vazão difusa para cada trecho de rio (Q_{difusa}) foi estimada por meio da Equação (25).

$$Q_{\text{difusa}} = [((Q_{\text{rioUberaba PF2}} - Q_{\text{rioUberaba PF1}}) / \sum A_n) \cdot A_{\text{difusa}}] \quad (25)$$

Na qual: A_{difusa} é a área difusa total (em km^2).

3.4.1.2 ETE –Francisco Velludo

As vazões da ETE do município de Uberaba foram monitoradas pela Autarquia Municipal de Água e Esgoto municipal, através de um medidor de nível ultrassônico instalado na entrada da ETE. Os valores mensais observados estão descritos na Tabela 4.5.

3.4.1.3 Demandas pontuais consuntivas

Os dados referentes às demandas superficiais outorgadas e georreferenciadas para consumo humano, irrigação, indústria e dessedentação de animais foram obtidos junto à Superintendência Regional de Regularização Ambiental do Alto Paranaíba e Triângulo Mineiro - SUPRAM, a partir de dados cadastrados nos anos de 2012 e 2013. A maior demanda consuntiva está relacionada à captação superficial para abastecimento público de

Uberaba, cujo valor fixo mensal é de 2,333 hm³/mês. Para os demais afluentes rurais, a demanda variou entre 0,004 a 0,954 hm³/mês, lembrando que a maioria das outorgas de uso da água concedidas é de uso insignificante. A demanda consuntiva difusa total foi de 1,533 hm³/mês, sendo este valor obtido por meio do somatório de cada uma das demandas outorgadas cadastradas no IGAM.

3.4.2 Dados qualitativos de entrada

Os parâmetros de qualidade da água simulados, ao longo do médio e baixo cursos do rio Uberaba foram: OD, DBO₅, nitrogênio orgânico (NO), nitrogênio amoniacal (NH₄⁺), nitrato (NO₃⁻) e fósforo total (P_{Total}). Para isto, no período de simulação, em todas as entradas intermediárias ilustradas na Figura 3.13, foi necessário vincular uma qualidade da água.

A primeira entrada intermediária (ver Figura 3.13) é representada pelo posto PQ1, cujos dados de qualidade foram medidos mensalmente. Também, os dados de qualidade do efluente tratado na ETE Francisco Velludo foram medidos pelo pessoal técnico da Autarquia de Água e Esgoto do município de Uberaba (MG).

Na sub-bacia do rio Veríssimo, apesar do impacto causado pelo lançamento *in natura* de efluente doméstico bruto deste município no rio Veríssimo, não foi monitorada a qualidade da água neste curso de água, fato que gerou a necessidade de estimar a qualidade da água.

Tabela 3.4- Parâmetros ambientais de qualidade da água para a Resolução CONAMA 357:2005

Parâmetros	Unidade	Classe 1	Classe 2	Classe 3	Classe 4
Oxigênio Dissolvido	mg/L	≥6,0	≥5,0	≥4,0	≥2,0
pH	-	Entre 6 e 9	Entre 6 e 9	Entre 6 e 9	Entre 6 e 9
DBO _{5,20}	mg/L	≤3,0	≤5,0	≤10,0	-
Nitrogênio Amoniacal	mg/L	3,7 (pH<7,5) 2,0 (7,5<pH<8) 1,0 (8<pH<8,5) 0,5 (pH>8,5)	Idem Classe 1	13,3 (pH<7,5) 5,6 (7,5<pH<8) 2,2 (8<pH<8,5) 1,0 (pH>8,5)	-
Fósforo Total	mg/L	Lêntico 0,02 Intermed.0,025 Lótico 0,1	Lêntico 0,03 Intermed.0,05 Lótico 0,1	Lêntico 0,05 Intermed.0,075 Lótico 0,15	-
Sólidos Totais	mg/L	500	500	500	-
Sólidos Dissolvidos Totais	mg/L	500	500	500	-

Tabela 3.4- Parâmetros ambientais de qualidade da água para a Resolução CONAMA 357:2005

Parâmetros	Unidade	Classe 1	Classe 2	Classe 3	Classe 4
Nítrito	mg/L	1,0	1,0	1,0	
Nitrato	mg/L	10,0	10,0	10,0	

Na Classe Especial, deverão ser mantidas as condições naturais do corpo de água.

Fonte: Brasil (2005).

Com relação à qualidade dos afluentes rurais, houve medições mensais apenas nos córregos Preguiça e Das Pedras. O córrego Preguiça apresenta variações temporais bruscas em sua qualidade, em função da lavagem de veículos de grande porte nas proximidades de sua foz, conforme poderá ser observado nos resultados. Para as outras entradas intermediárias, os parâmetros de qualidade foram estimados. Esta estimativa foi realizada em duas etapas. Na primeira etapa, realizou-se o melhor ajuste entre dados de qualidade medidos e simulados nos Postos de Qualidade PQ imediatamente a jusante de cada entrada intermediária a partir das calibrações dos coeficientes de reações bioquímicas, considerando que os parâmetros de qualidade da água nos afluentes assumissem valores limites para a Classe 2 do rio, de acordo com a Resolução CONAMA 357:2005 (Tabela 3.4). A partir daí, na segunda etapa, fixando-se os valores dos coeficientes calibrados, os valores dos parâmetros de qualidade da água, inicialmente fixados nos afluentes, foram alterados a fim de melhorar o ajuste entre dados de qualidade medidos e simulados em cada PQ.

3.4.3 Outros dados de entrada

Para a estruturação completa da topologia para a sub-bacia hidrográfica do rio Uberaba em seus médio e baixo cursos, além da introdução dos dados quantitativos e qualitativos mencionados nos itens 3.4.1 e 3.4.2, informações adicionais são solicitadas pela ferramenta AQUATOOL, tais como comprimento longitudinal em cada trecho de rio, curvas de temperatura em cada trecho de rio e as relações hidráulicas $v = f(h)$ e $Q = f(h)$ obtidas através das curvas-chave nos postos fluviométricos PF1 e PF2. Assim, foram desprezadas alterações de seção transversal, de declividade e de vazões entre os trechos (T1 a T12) e (T13 a T21).

3.5 CALIBRAÇÃO DOS COEFICIENTES DE REAÇÕES BIOQUÍMICAS

No processo de calibração, foram utilizados dados de qualidade da água monitorados nos postos PQ2 até PQ10 como referência para ajuste dos dados simulados, desde outubro de 2012 até setembro de 2013, lembrando que o programa AQUATOOL trabalhou em escala mensal. A partir dos dados dos postos de qualidade da água, os coeficientes de reações bioquímicas dos trechos a montante de cada posto foram calibrados através do método de tentativa e erro, cujo objetivo da calibração é o melhor ajuste entre os dados medidos e simulados através do módulo GESCAL.

Os coeficientes calibrados incluem: reaeração K_a (1/dia), hidrólise do nitrogênio orgânico KN_{oa} (1/dia), nitrificação da amônia KN_{an} (1/dia) e decaimento do fósforo total K_p (1/dia) e o coeficiente de degradação da matéria orgânica carbonácea K_d (1/dia).

Sabe-se que a taxa de reação bioquímica para remoção da matéria orgânica carbonácea real no curso de água é maior do que a taxa de reação obtida em laboratório, a partir de uma amostra de água coletada em rio que recebe efluente bruto (VON SPERLING, 2007). Isso se deve à ocorrência adicional, no rio, da sedimentação da matéria orgânica adsorvida em material particulado e da demanda de fundo de OD. Em função do efluente doméstico lançado no rio Uberaba receber tratamento secundário, existe similaridade entre as taxas de reações real e de laboratório. Com isso, a partir da análise em laboratório do decaimento da matéria orgânica carbonácea ao longo de 20 dias, foi possível medir o coeficiente de degradação da matéria orgânica carbonácea K_d (1/dia). Esta argumentação está embasada na baixa concentração de sólidos suspensos lançada pelo efluente doméstico tratado na ETE Francisco Velludo, cuja eficiência de remoção de sólidos suspensos é em média 89% (CODAU, 2013). A adoção de valores medidos aproxima-se mais da realidade no curso de água do que uma simples calibração por método de tentativa e erro.

Evidentemente, nesta etapa de calibração dos coeficientes, foi avaliado o comportamento dos coeficientes de reaeração natural K_a e de decaimento de matéria orgânica carbonácea K_d estimados a partir de equações empíricas. Neste estudo, os coeficientes K_a estimados a partir

de equações empíricas não apresentaram bom ajuste entre dados de qualidade medidos e estimados.

A baixa concentração de sólidos suspensos lançada pelo efluente da ETE Francisco Velludo também permite considerar, neste estudo, valores baixos para as velocidades de sedimentação da matéria orgânica carbonácea, velocidade de sedimentação do nitrogênio orgânico, velocidade de sedimentação do fitoplâncton e velocidade de sedimentação de fósforo orgânico.

3.6 ANÁLISE DE SENSIBILIDADE

Foram realizadas as análises de sensibilidade das variações dos coeficientes de reações bioquímicas inicialmente calibrados (K_a , KN_{oa} , KN_{an} e K_p) e dos parâmetros de qualidade das entradas intermediárias que foram inicialmente estimados.

A análise de sensibilidade dos coeficientes de reações bioquímicas foi realizada por meio do método fatorial, a partir da variação em +10% e -10% do valor calibrado. Na análise de sensibilidade dos parâmetros de qualidade das entradas intermediárias, foi considerada, como situação mais crítica, aquela em que há mudanças percentuais de +10% (para DBO_5 , série de nitrogênio e fósforo total) ou -10% (para oxigênio dissolvido), de forma isolada em cada entrada intermediária e simultâneas para todas as entradas. Em todos os estudos de análise de sensibilidade, foram utilizados os dados de qualidade medidos em PQ2 até PQ10 como parâmetros de comparação.

Diante dos inúmeros métodos existentes e com diferentes complexidades, este estudo utilizou dois métodos. Foi utilizado o método fatorial para a variação dos coeficientes do modelo e, para a variação dos parâmetros de qualidade estimados nas entradas intermediárias, foi utilizado o método relativo ou sensibilidade relativa.

A análise de sensibilidade relativa verifica a influência individual de cada parâmetro de qualidade, de forma isolada em cada entrada intermediária e simultânea em todas as entradas. Foi utilizada a Equação (26) para a análise de sensibilidade relativa (NAKAMURA, 2010).

$$SR_{i,j} = (\Delta_i/i)/(\Delta_j/j) \quad (26)$$

Na qual: SR é a sensibilidade relativa, i é o parâmetro de qualidade da água medido e j é o parâmetro de qualidade da água analisado através da variação de +10% ou -10% de seu valor calibrado.

Já o método fatorial permite avaliar as mudanças das concentrações dos parâmetros de qualidade medidos a partir de variação simultânea dos coeficientes de :reaeração, de degradação da matéria orgânica carbonácea, de hidrólise do nitrogênio orgânico e da nitrificação da amônia. Em função do valor do coeficiente de degradação da matéria orgânica carbonácea ter sido medido em laboratório, este coeficiente foi considerado sempre próximo ao medido em todos os trechos estudados.

O objetivo foi realizar a análise fatorial entre o valor nominal e um valor acima (ou um valor abaixo) do coeficiente calibrado, chamado de análise de 2 níveis. De acordo com Loucks *et al.* (2005), na análise de 2 níveis são realizadas 2^n simulações diferentes, na qual n é o número de coeficientes estudados. A partir dos valores nominais dos quatro coeficientes calibrados, em todos os trechos estudados do rio Uberaba, foram realizadas análises de sensibilidade fatorial para +10% e -10% dos valores nominais. Portanto, foram realizadas $1 \times 2 \times 2^4 = 32$ simulações do modelo de qualidade em cada trecho de rio. Nos cálculos realizados para alcançar o total de 32 simulações, o número 1 corresponde à quantidade de pares + e -, o primeiro 2 corresponde às duas simulações + e -, e 2^4 corresponde a 2 níveis para os quatro coeficientes.

A Figura 3.14 ilustra o esquema do método fatorial utilizado para a análise de 2 níveis (neste exemplo, nominal e +) para os quatro coeficientes (C_i) mais impactantes, na qual X_j representa o resultado do parâmetro de qualidade obtida na j -ésima simulação, n representa o valor nominal do coeficiente e + representa valor acima ao nominal. As respostas das alterações simultâneas dos coeficientes C_i sobre os resultados dos parâmetros de qualidade X_j foram mensuradas através de $\delta(X/C_i)$, que corresponde à média das diferenças entre os resultados dos parâmetros de qualidade (valor nominal menos + $m\%$ ou - $m\%$) pelas quatro variações dos coeficientes, conforme ilustram as Equações (27) a (30).

$$\text{Para } i = 1, \delta(X/C_1) = 1/8.[(X_2-X_1)+(X_4-X_3)+\dots+(X_{14}-X_{13})+(X_{16}-X_{15})] \quad (27)$$

$$\text{Para } i = 2, \delta(X/C_2) = 1/8.[(X_3-X_1)+(X_4-X_2)+\dots+(X_{15}-X_{13})+(X_{16}-X_{14})] \quad (28)$$

$$\text{Para } i = 3, \delta(X/C_3) = 1/8.[(X_5-X_1)+(X_6-X_2)+\dots+(X_{15}-X_{11})+(X_{16}-X_{12})] \quad (29)$$

$$\text{Para } i = 4, \delta(X/C_4) = 1/8.[(X_9-X_1)+(X_{10}-X_2)+\dots+(X_{15}-X_7)+(X_{16}-X_8)] \quad (30)$$

		C_1	C_2	C_3	C_4	
número de simulações	1	n	n	n	n	X_1
	2	+	n	n	n	X_2
	3	n	+	n	n	X_3
	4	+	+	n	n	X_4
	5	n	n	+	n	X_5
	6	+	n	+	n	X_6
	7	n	+	+	n	X_7
	8	+	+	+	n	X_8
	9	n	n	n	+	X_9
	10	+	n	n	+	X_{10}
	11	n	+	n	+	X_{11}
	12	+	+	n	+	X_{12}
	13	n	n	+	+	X_{13}
	14	+	n	+	+	X_{14}
	15	n	+	+	+	X_{15}
	16	+	+	+	+	X_{16}

Figura 3.14 - Esquema do método fatorial para quatro coeficientes

Fonte: adaptado de Loucks *et al.*(2005).

3.7 PROGNÓSTICOS DE CENÁRIOS

O prognóstico de cenários correspondeu à fase final deste estudo de mestrado, cujas simulações foram realizadas após executadas as calibrações dos coeficientes de reações bioquímicas e as análises de sensibilidade. Esta etapa teve como objetivo avaliar a máxima capacidade de autodepuração dos médio e baixo cursos do rio Uberaba, desde uma seção imediatamente a montante da confluência entre a ETE - Francisco Velludo e o rio Uberaba até a confluência deste com o rio Grande, a partir de intervenções qualitativas e quantitativas. Foi considerada a vazão mínima $Q_{7,10}$ (vazão média mínima de 7 dias consecutivos com período de recorrência de 10 anos) como situação crítica da capacidade de diluição dos efluentes lançados no curso de água. Objetivou-se analisar a qualidade da água mínima para todas as entradas intermediárias a fim de atender aos requisitos mínimos da Deliberação Normativa Conjunta COPAM/CERH 01:2008 e da Resolução CONAMA 357:2005 para a Classe 2 do rio Uberaba.

Para a determinação da vazão $Q_{7,10}$, foram utilizados dados históricos monitorados no posto fluviométrico PF2, durante o período de janeiro de 1995 a dezembro de 2009, dados estes obtidos por meio do site do Hidroweb, gerenciado pela Agência Nacional das Águas (HIDROWEB, 2013). A metodologia para quantificação de $Q_{7,10}$ foi a de distribuição log-normal (VON SPERLING, 2007). Através do conceito de descarga específica, já discutido neste texto, as vazões mensais nos afluentes e no posto fluviométrico PF1 foram estimadas, conforme descreve a Equação (31).

$$Q_i = [Q_{rio\ Uberaba\ PF2} / \sum A_n] \cdot A_i \quad (31)$$

Na qual: Q_i é a vazão estimada no afluente i (em m³/s); A_n é a área total de contribuição na sub-bacia do rio Uberaba (em km²); A_i é a área de contribuição do afluente i (em km²).

CAPÍTULO 4

RESULTADOS E DISCUSSÕES

Neste item são apresentados os dados de entrada solicitados pela ferramenta AQUATOOL, que incluem as vazões para o período de outubro de 2012 a setembro de 2013 nas entradas intermediárias, as vazões críticas $Q_{7,10}$ nas entradas intermediárias, dados de qualidade da água nas entradas intermediárias, dados qualitativos em postos distintos ao longo do rio Uberaba, relações hidráulicas, perfis de temperatura e coeficiente de decaimento da matéria orgânica carbonácea K_d (dia^{-1}). São apresentadas também as modelagens quantitativas (por meio do módulo SIMGES) e as modelagens qualitativas (por meio do módulo GESCAL). Também foram incluídas análises de sensibilidade dos valores dos coeficientes K_a , K_d , KN_{oa} e KN_{ai} inicialmente calibrado e dos parâmetros de qualidade das entradas intermediárias inicialmente estimados. Para finalizar, foram analisados cenários de poluição a partir da vazão crítica $Q_{7,10}$.

4.1 DADOS DE ENTRADA SOLICITADOS PELA FERRAMENTA AQUATOOL

No estudo da autodepuração em um trecho de rio (ambiente lótico), tanto na calibração dos coeficientes bioquímicos a partir de dados mensais quantitativos e qualitativos quanto na análise de cenários de poluição a partir de uma vazão crítica estacionária, a ferramenta AQUATOOL requer diversos dados de entrada para a modelagem.

Para a calibração dos coeficientes bioquímicos, os dados solicitados incluem: dados quantitativos nas entradas intermediárias; dados qualitativos nas entradas intermediárias; dados qualitativos em pontos distintos ao longo do rio Uberaba; relações hidráulicas nos

trechos de rio; perfis de temperatura nos trechos de rio; possíveis valores de entrada dos coeficientes de reações bioquímicas medidos. Já na análise dos cenários de poluição, etapa esta posterior à da calibração dos coeficientes, deve-se estimar a vazão crítica estacionária nas entradas intermediárias (neste estudo foi utilizada a vazão $Q_{7,10}$). Na sequência são apresentados estes dados de entrada.

4.1.1 Vazões nas entradas intermediárias

Com relação às entradas intermediárias ilustradas na Figura 3.13, os dados quantitativos foram medidos apenas em PF1 e PF2, sendo estimados para os outros afluentes por meio da utilização do conceito de descarga específica. A Tabela 4.5 ilustra os dados quantitativos em todas as entradas intermediárias.

Tabela 4.5 - Dados quantitativos nas entradas intermediárias

Ano	Mês	Vazão em hm ³ /mês					
		PF1	ETE	Córrego Jataí	Córrego Preguiça	Ribeirão Santa Gertrudes	Rio Veríssimo
2012	10	5,044	0,46519	0,276	0,189	1,887	0,896
2012	11	5,242	0,61114	0,793	0,536	5,322	2,527
2012	12	5,220	0,70806	1,028	0,693	6,879	3,266
2013	1	5,200	0,60432	2,588	1,740	17,243	8,185
2013	2	5,209	0,58079	3,482	2,340	23,178	11,002
2013	3	5,204	0,67739	4,099	2,754	27,278	12,948
2013	4	5,214	0,73172	5,050	3,392	33,596	15,947
2013	5	5,116	0,60085	2,921	1,964	19,455	9,235
2013	6	5,112	0,57986	2,350	1,580	15,659	7,433
2013	7	5,041	0,53240	1,506	1,014	10,054	4,772
2013	8	4,970	0,51604	0,919	0,620	6,157	2,923
2013	9	4,961	0,52986	0,720	0,487	4,837	2,296

Ano	Mês	Vazão em hm ³ /mês					
		Ribeirão São Félix	Ribeirão das Pedras	Ribeirão Santo Antônio	Córrego do Maracujá	Córrego dos Bernardes	Difusas
2012	10	0,666	0,405	1,451	0,441	1,203	3,627
2012	11	1,870	1,134	3,452	0,970	1,670	7,547
2012	12	2,415	1,464	4,358	1,210	1,882	9,324
2013	1	6,047	3,663	10,394	2,806	3,291	21,152
2013	2	8,127	4,923	13,850	3,721	4,097	27,925
2013	3	9,563	5,793	16,238	4,352	4,655	32,604
2013	4	11,777	7,133	19,917	5,326	5,513	39,815
2013	5	6,822	4,133	11,682	3,147	3,591	23,676
2013	6	5,492	3,327	9,472	2,562	3,075	19,344
2013	7	3,528	2,138	6,207	1,699	2,313	12,947
2013	8	2,162	1,311	3,938	1,098	1,784	8,499
2013	9	1,700	1,031	3,169	0,895	1,604	6,993

Fonte: Próprio autor (2013).

As vazões mensais em PF1 não apresentaram variações consideráveis uma vez que, nos meses de estiagem, ocorre a transposição mensal de $0,8 \text{ m}^3/\text{s}$ do rio Claro (pertencente à bacia hidrográfica do rio Araguari) para o alto curso do rio Uberaba. Esta transposição de vazão é utilizada para suprir a demanda de abastecimento público na cidade de Uberaba/MG. As vazões médias mensais lançadas pela ETE nos meses mais quentes alcançaram 40% a mais das vazões médias dos outros meses. Nos afluentes intermediários, as maiores vazões ocorreram no mês de abril de 2013 e as menores vazões no mês de outubro de 2012.

4.1.2 Vazões críticas $Q_{7,10}$ nas entradas intermediárias

Utilizando o método da distribuição log-normal, a partir de dados históricos de vazão (de janeiro de 1995 até dezembro de 2009) existentes no posto fluviométrico PF2, foi determinada a vazão $Q_{7,10}$ igual a $4,036 \text{ m}^3/\text{s}$ ($10,461 \text{ hm}^3/\text{mês}$), conforme ilustra a Figura 4.15.

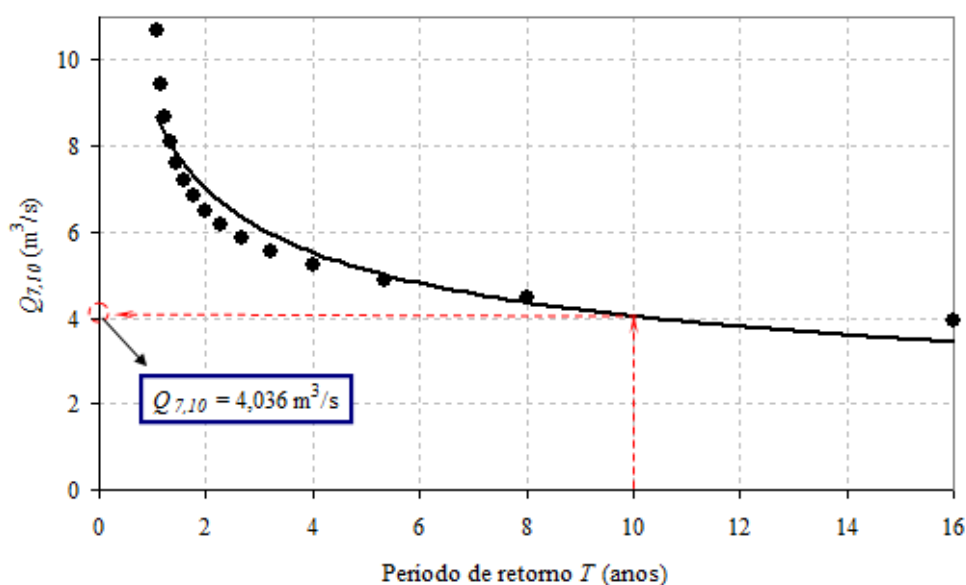


Figura 4.15 - Vazão $Q_{7,10}$ no posto fluviométrico PF2

Fonte: Próprio autor (2013).

Após a obtenção do valor $Q_{7,10}$, as vazões nos afluentes intermediários foram estimadas utilizando o conceito de descarga específica (Equação 31), cujos resultados estão ilustrados na Tabela 4.6.

Tabela 4.6 - Valores de $Q_{7,10}$ para as entradas intermediárias

Pontos	$Q_{7,10}$ hm ³ /mês	Pontos	$Q_{7,10}$ hm ³ /mês
PF1	3,454	Ribeirão das Pedras	0,324
Córrego Jataí	0,224	Ribeirão Santo Antônio	0,911
Córrego Preguiça	0,087	Córrego do Maracujá	0,387
Ribeirão Santa Gertrudes	1,598	Córrego dos Bernardes	0,180
Rio Veríssimo	0,722	Difusas	2,099
Ribeirão São Félix	0,475		

Fonte: Próprio autor (2013).

4.1.3 Dados de qualidade da água nas entradas intermediárias

Com relação às entradas intermediárias ilustradas na Figura 3.13, os parâmetros de qualidade da água foram medidos apenas em PQ1, no lançamento do efluente tratado e em dois afluentes ao rio Uberaba (córregos Preguiça e ribeirão das Pedras). Para as outras entradas intermediárias, os parâmetros foram estimados. Esta estimativa foi realizada em duas etapas. Na primeira etapa, realizou-se o melhor ajuste entre dados de qualidade medidos e simulados nos Postos de Qualidade PQ imediatamente a jusante de cada entrada intermediária a partir das calibrações dos coeficientes de reações bioquímicas, considerando que os parâmetros de qualidade da água nos afluentes assumissem valores limites para a Classe 2 do rio, de acordo com a Resolução CONAMA 357:2005. A partir daí, na segunda etapa, fixando-se os valores dos coeficientes calibrados, os valores dos parâmetros de qualidade da água, inicialmente fixados nos afluentes, foram alterados a fim de melhorar o ajuste entre dados de qualidade medidos e simulados em cada PQ. Por meio da estatística descritiva, a Tabela 4.7 traz os dados de qualidade da água nas entradas intermediárias. Os dados mensais de qualidade da água nas entradas intermediárias estão ilustrados no ANEXO A.

Tabela 4.7 - Dados estatísticos da qualidade da água nas entradas intermediárias

Entradas intermediárias	Parâmetros medidos					
	OD (mgO ₂ /L)	DBO ₅ (mgO ₂ /L)	NO (mgN/L)	Amônia (mgNH ₄ ⁺ /L)	Nitrato (mgNO ₃ ⁻ /L)	P _{total} (mgP/L)
PQ1	4,2 ± 2,5	34,9 ± 14,4	1,6 ± 1,1	1,3 ± 0,9	0,2 ± 0,1	0,9 ± 0,9
ETE	5,1 ± 1,2	21,0 ± 3,4	5,9 ± 0,0	17,4 ± 5,0	0,2 ± 0,0	2,4 ± 0,5
Córrego Preguiça	5,8 ± 1,8	25,6 ± 20,5	0,7 ± 0,6	0,2 ± 0,4	0,1 ± 0,1	0,8 ± 0,7
Ribeirão das Pedras	6,0 ± 1,5	17,7 ± 21,4	0,5 ± 0,8	0,5 ± 0,6	0,2 ± 0,1	0,8 ± 0,5

Tabela 4.7 - Dados estatísticos da qualidade da água nas entradas intermediárias

Entradas intermediárias	Parâmetros estimados					
	OD (mgO ₂ /L)	DBO ₅ (mgO ₂ /L)	NO (mgN/L)	Amônia (mg NH ₄ ⁺ /L)	Nitrato (mgNO ₃ ⁻ /L)	P _{total} (mgP/L)
Córrego Jataí	4,5 ± 1,1	17,8 ± 16,3	0,7 ± 0,6	1,5 ± 1,2	0,1 ± 0,1	0,1 ± 0,0
Rib. Santa Gertrudes	5,5 ± 2,0	9,6 ± 8,2	1,7 ± 1,1	0,4 ± 0,5	0,1 ± 0,1	0,1 ± 0,0
Rio Veríssimo	5,5 ± 2,0	9,6 ± 8,2	1,7 ± 1,1	0,4 ± 0,5	0,1 ± 0,1	0,1 ± 0,0
Rib. São Félix	6,2 ± 1,4	5,0 ± 0,0	0,7 ± 0,6	0,3 ± 0,4	0,1 ± 0,1	0,8 ± 0,9
Rib. Santo Antônio	4,9 ± 0,8	5,4 ± 1,4	0,5 ± 0,7	1,1 ± 0,4	0,4 ± 0,3	0,6 ± 0,9
Córrego Maracujá	4,9 ± 0,8	5,4 ± 1,4	0,5 ± 0,7	1,1 ± 0,4	0,4 ± 0,3	0,6 ± 0,9
Córrego Bernardes	5,7 ± 1,2	16,8 ± 12,2	1,2 ± 0,9	1,0 ± 0,3	0,4 ± 0,3	0,6 ± 0,8
Difusa	5,0 ± 0,0	5,0 ± 0,0	0,6 ± 0,7	0,9 ± 0,4	0,3 ± 0,2	0,1 ± 0,0
média ± desvio padrão						

Fonte: Próprio autor (2013).

4.1.4 Dados qualitativos em postos distintos ao longo do rio Uberaba

Para o período de outubro de 2012 até setembro de 2013, foi realizado o monitoramento da qualidade de água em dez postos de qualidade PQ ao longo do rio Uberaba. Como já descrito anteriormente, o PQ1 atuou como posto inicial da simulação (dados de entrada), enquanto que os postos PQ2 a PQ10 foram utilizados nas calibrações dos coeficientes de reações bioquímicas nos diversos trechos do rio Uberaba. Por meio da estatística descritiva, a Tabela 4.8 traz os dados de qualidade da água nos postos PQ2 a PQ10. Os dados mensais de qualidade da água nos postos PQ2 a PQ10 estão ilustrados no ANEXO B.

Tabela 4.8 - Dados estatísticos de qualidade da água nos postos PQ2 a PQ10

Postos de Qualidade	OD (mgO ₂ /L)	DBO ₅ (mgO ₂ /L)	NO (mgN/L)	Amônia (mgNH ₄ ⁺ /L)	Nitrato (mgNO ₃ ⁻ /L)	P _{total} (mgP/L)
PQ2	4,6 ± 2,3	33,3 ± 10,7	2,8 ± 0,7	2,3 ± 1,9	0,2 ± 0,1	1,0 ± 1,1
PQ3	5,0 ± 1,2	32,2 ± 8,8	2,4 ± 1,4	4,3 ± 0,7	0,2 ± 0,1	1,0 ± 1,1
PQ4	4,9 ± 1,0	28,2 ± 9,6	2,3 ± 1,3	3,7 ± 1,4	0,2 ± 0,1	0,9 ± 1,0
PQ5	6,4 ± 0,7	27,2 ± 8,6	2,0 ± 1,3	3,4 ± 2,4	0,2 ± 0,2	0,8 ± 0,7
PQ6	7,2 ± 0,6	19,7 ± 5,8	2,1 ± 0,7	1,8 ± 0,9	0,6 ± 0,7	0,7 ± 0,8
PQ7	6,8 ± 0,7	10,8 ± 7,6	1,7 ± 0,2	0,4 ± 0,5	0,6 ± 0,6	0,5 ± 0,5
PQ8	6,8 ± 1,0	9,6 ± 5,4	1,2 ± 0,9	0,9 ± 0,8	0,5 ± 0,5	0,5 ± 0,6
PQ9	6,2 ± 1,2	9,9 ± 7,7	1,3 ± 0,6	0,3 ± 0,4	0,4 ± 0,4	0,4 ± 0,4
PQ10	6,4 ± 0,7	11,8 ± 5,2	1,1 ± 0,7	0,8 ± 0,3	0,4 ± 0,3	0,5 ± 0,5
média ± desvio padrão						

Fonte: Próprio autor (2013).

4.1.5 Relações hidráulicas

As relações hidráulicas da velocidade média V , da profundidade média y e da largura da superfície B com a vazão média do escoamento Q foram obtidas nos postos fluviométricos PF1 e PF2, conforme ilustram as Figuras 4.16 e 4.17, respectivamente. Os coeficientes das equações 1, 2 e 3 foram determinados por meio de linha de tendência potencial diretamente na planilha Excel. Essas relações hidráulicas respeitaram a premissa de $\beta_1 + \beta_2 + \beta_3 = 1,0$ e $\alpha_1 \cdot \alpha_2 \cdot \alpha_3 = 1,0$. Como já descrito anteriormente, as relações hidráulicas são necessárias nos casos em que o coeficiente de reaeração natural é estimado a partir de equações empíricas existentes na literatura da área.

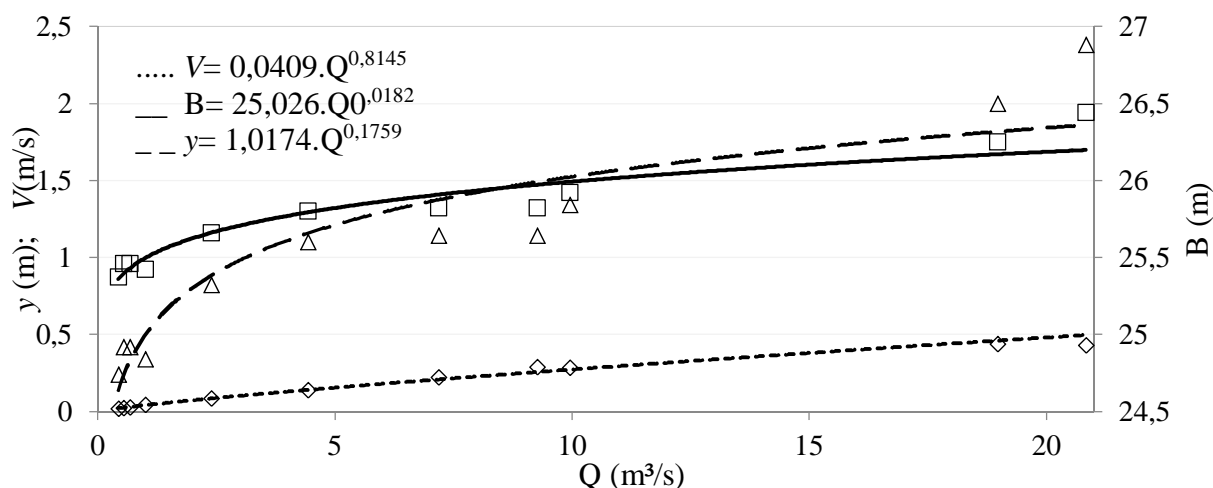


Figura 4.16 - Relações hidráulicas no posto fluviométrico PF1

Fonte: Próprio autor (2013).

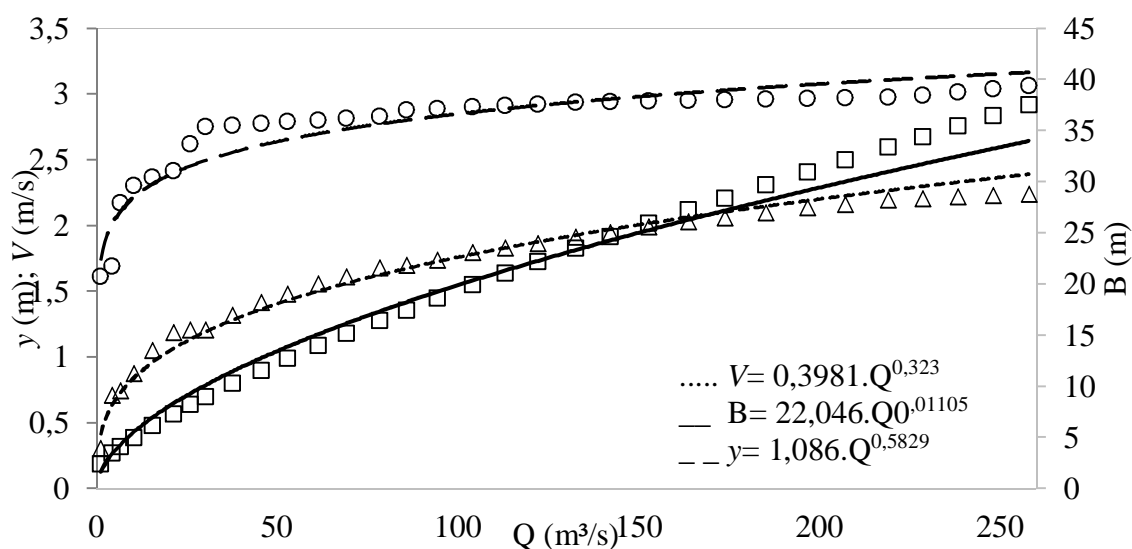


Figura 4.17 - Relações hidráulicas no posto fluviométrico PF2

Fonte: Próprio autor (2013).

4.1.6 Perfis de temperatura

Em ambientes lóticos, os perfis de temperatura em estudos de qualidade da água são utilizados para a estimativa da concentração de saturação do OD. A Figura 4.18 ilustra os perfis de temperatura de todos os postos de qualidade PQ ao longo do rio Uberaba. Para cada trecho do rio, foi considerado o perfil de temperatura do PQ imediatamente a montante do trecho.

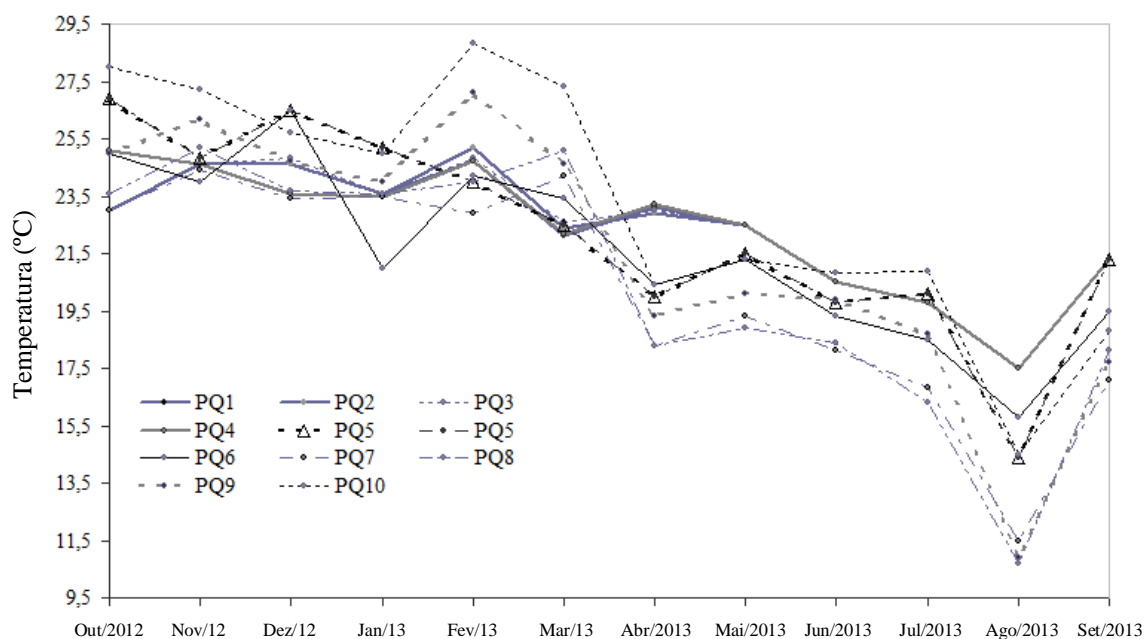


Figura 4.18- Perfis de temperatura em todos os postos de qualidade PQ

Fonte: Próprio autor (2013).

A temperatura da água nesta região de Minas Gerais, para o período de outubro de 2012 até setembro de 2013, variou entre 10,7 e 28,8°C, com valores máximos entre dezembro de 2012 e fevereiro de 2013 e mínimos entre julho a setembro de 2013.

4.1.7 Determinação do coeficiente de decaimento da matéria orgânica carbonácea K_d (dia^{-1})

O coeficiente de decaimento da matéria orgânica carbonácea K_d foi medido nos postos de qualidade PQ1, PQ2, PQ3 e PQ4, por meio da avaliação do decaimento da DBO remanescente ao longo de 20 dias. Foram realizadas coletas nos meses maio e agosto de 2013, sendo possível a utilização dos dados somente do mês de maio. O estudo do

decaimento da DBO remanescente para as coletas no mês de agosto de 2013 foi prejudicado pelo consumo rápido do oxigênio dissolvido nos primeiros dias (possivelmente pela não diluição das amostras).

De acordo com a Figura 4.19, o valor de K_d a montante da confluência do efluente doméstico tratado com o rio Uberaba (posto PQ1) apresentou valor maior do que em trechos a jusante desta confluência, igual a $0,1456 \text{ dia}^{-1}$. Os postos PQ2, PQ3 e PQ4, os quais estão localizados nos 5000 m a jusante da confluência, apresentaram valores de K_d bem similares ($\approx 0,12 \text{ dia}^{-1}$). Estes resultados ilustram a má qualidade da água em PQ1, fruto de lançamento de efluente doméstico e industrial sem nenhum tipo de tratamento. Estes valores encontram-se dentro dos limites típicos de $0,12$ a $0,24 \text{ dia}^{-1}$ sugeridos por Von Sperling (2007), para cursos de água que recebem efluentes secundários. De acordo com Chapra *et al.* (2008), estes valores são típicos de um efluente que recebeu tratamento secundário por lodo ativado.

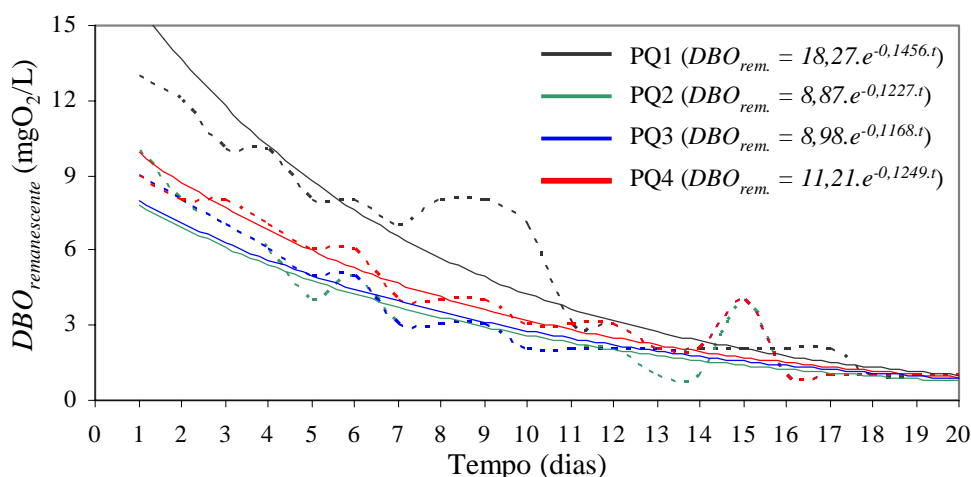


Figura 4.19 – Avaliação em laboratório do Coeficiente de decaimento da matéria orgânica carbonácea K_d medido nos postos de qualidade PQ1, PQ2, PQ3 e PQ4
Fonte: Próprio autor (2013).

No processo de calibração dos coeficientes de reações bioquímicas, o valor do coeficiente K_d foi mantido entre $0,10$ e $0,12 \text{ dia}^{-1}$ para os trechos definidos no médio e baixo cursos do rio Uberaba, que também está de acordo com valores encontrados na literatura.

4.2 MODELAGEM QUANTITATIVA - MÓDULO SIMGES

As vazões monitoradas nos postos fluviométricos PF1 e PF2 permitiram a modelagem de quantidade de água no médio e baixo cursos do rio Uberaba. Também, foi possível traçar a curva-chave para o posto fluviométrico PF1, que apresenta enorme aplicabilidade na continuidade do monitoramento da vazão neste curso de água. A curva-chave no posto fluviométrico PF1 foi traçada a partir de trabalhos de campo entre outubro de 2012 até dezembro de 2013, por meio da relação entre a vazão média observada Q e a altura da lâmina de água y . Inicialmente, na Figura 4.16, o nível líquido y_o igual a 0,703m foi obtido por meio do prolongamento da curva $y \times Q$ na ordenada (que corresponde a uma vazão nula). A partir daí, a linearização da Equação (21) permitiu determinar os coeficientes a e b (respectivamente iguais a 16,527 e 2,127), conforme Figura 4.20(a). A Figura 4.20 (b) traz o traçado da curva-chave, cuja curva de ajuste resultou em $Q_{(m^3/s)} = 16,527.(h_{(m)} - 0,703)^{2,127}$.

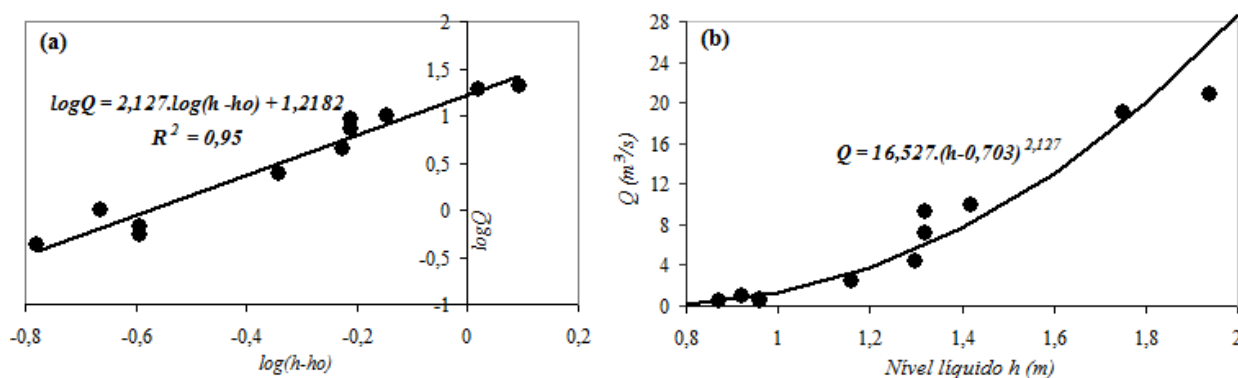


Figura 4.20 - Curva-chave no posto fluviométrico PF1

Fonte: Próprio autor (2013).

A segunda curva chave (PF2) está localizada na área urbana do município de Conceição das Alagoas e que, historicamente, apresenta duas curvas-chave nesta cidade. A primeira, conhecida como estação 61795000 - Conceição das Alagoas e localizada na latitude 19°54'34''S e longitude 48°23'26''O, operou no período de 14 de novembro de 1967 a 22 de fevereiro de 2011, sendo substituída pela estação 61795100 - Conceição das Alagoas em fevereiro de 2011, localizada na latitude 19°54'34''S e longitude 48°23'28''O (ANA, 2013). Esta última curva-chave foi utilizada neste estudo, cuja curva de ajuste fornecida por Furnas, resultou em $Q_{(m^3/s)} = 65,78.(h_{(m)} - 0,14)^{1,34}$.

O balanço hídrico realizado por meio do módulo SIMGES está ilustrado na Figura 4.21. As Figuras 4.21(a) e 4.21(b) ilustram a variação da vazão em todos os postos de qualidade (PQ1 até PQ10) ao longo do período de simulação, enquanto a Figura 4.21(c) traz os perfis de vazão para o médio e baixo cursos do rio Uberaba nos períodos de seca e chuvoso.

De acordo com a Figura 4.21(a), a vazão do PQ1 (que coincide com o Posto Fluviométrico PF1), variou entre 2,62 e 2,91 $\text{hm}^3/\text{mês}$. Como já descrito anteriormente, as esperadas diferenças significativas de vazão ao longo dos meses não foram detectadas neste posto, uma vez que, nos meses de estiagem, ocorre a transposição de vazão do rio Claro (pertencente à bacia hidrográfica do Rio Araguari - UPGRH PN2) para o alto curso do rio Uberaba. A vazão outorgada de 2,07 $\text{hm}^3/\text{mês}$ é utilizada para suprir a demanda de água para consumo humano no município de Uberaba. As vazões nos postos de qualidade PQ1 e PQ2 apresentam pouca variabilidade ao longo do ano, uma vez que, entre estes dois postos, existe apenas o lançamento de efluente tratado da ETE e uma vazão incremental difusa muito pequena. A partir do PQ3, devido aos afluentes existentes ao longo do rio Uberaba, percebe-se melhor as diferenças nos valores de vazão ao longo do ano, atingindo, como exemplo, vazão de 9,74 a 141,14 $\text{hm}^3/\text{mês}$ no PQ10 (Figura 4.21(b)).

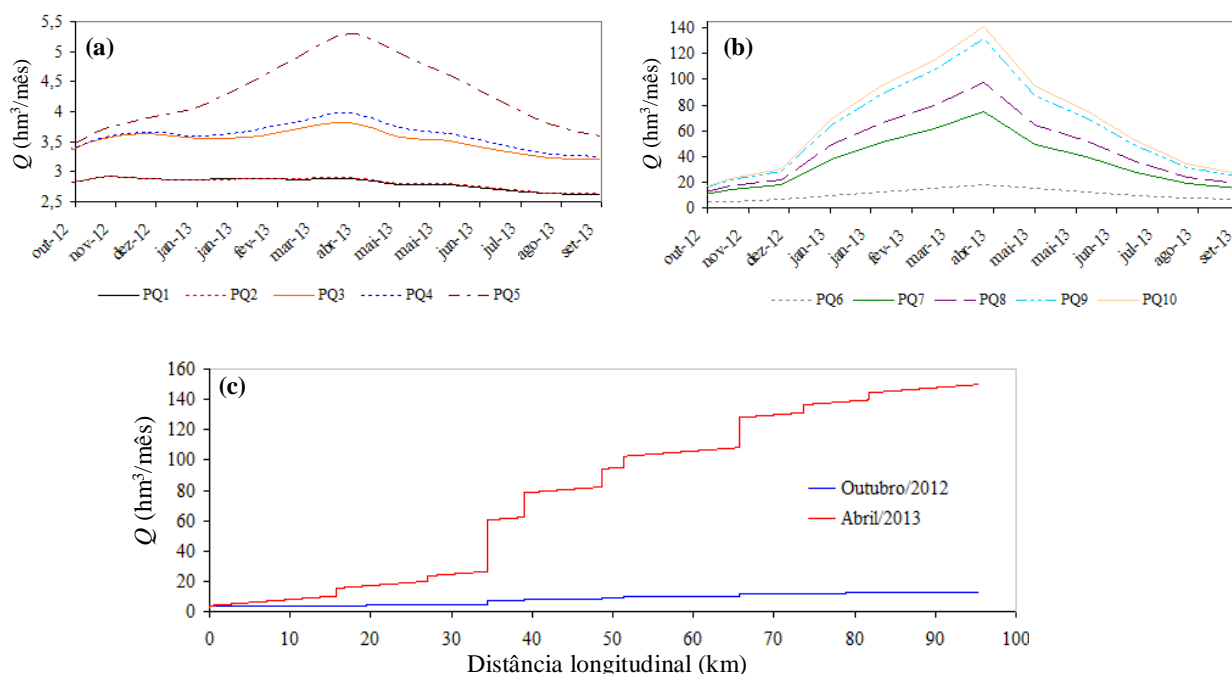


Figura 4.21 - Variação da vazão em todos os postos de qualidade (PQ1 até PQ10) ao longo do período de simulação: (a) PQ1 até PQ5, (b) PQ6 até PQ10; (c) perfis de vazão para o médio e baixo cursos do rio Uberaba nos períodos de seca e chuvoso

Fonte: Próprio autor (2013).

A Figura 4.21(c) permite visualizar a importância dos afluentes e da parcela incremental difusa no balanço hídrico, para os períodos de estiagem e chuvoso. Em outubro de 2012 foi observada a maior escassez de água, enquanto que abril de 2013 apresentou as maiores vazões. É fácil perceber que existe uma relação diretamente proporcional entre as vazões afluentes pontuais e as áreas de contribuição das sub-bacias. Nesta perspectiva, de acordo com a Figura 4.21(c), são observadas as maiores vazões pontuais nas sub-bacias dos ribeirões Santa Gertrudes, São Félix e Santo Antônio e rio Veríssimo.

4.3 MODELAGEM QUALITATIVA

A modelagem de qualidade da água para o período de outubro de 2012 até setembro de 2013 foi realizada a partir das calibrações dos coeficientes de reações bioquímicas. Os parâmetros de qualidade da água simulados foram: oxigênio dissolvido (OD), demanda bioquímica de oxigênio (DBO_5), nitrogênio orgânico (NO), nitrogênio amoniacal (NH_4^+), nitrato (NO_3^-) e fósforo total (P_{total}). Dentro da ferramenta AQUATOOL, a modelagem qualitativa através do módulo GESCAL é posterior à modelagem quantitativa, cujas simulações foram realizadas após a alimentação dos dados de qualidade de todas as entradas intermediárias em arquivo tipo bloco de notas.

Através de processo de tentativa e erro, foram calibrados os coeficientes de reações bioquímicas nos vinte trechos identificados na Figura 3.13 ($T1$ a $T20$). Os coeficientes de reações bioquímicas calibrados incluem: reaeração (K_a), hidrólise do nitrogênio orgânico (KN_{oa}), nitrificação da amônia (KN_{ai}) e decaimento do fósforo total ($K_{phosph.}$). Foram calibradas também as velocidades de sedimentação da matéria orgânica carbonácea (V_{sd}), do nitrogênio orgânico (V_{SNO}) e do fósforo ($V_{Sphosph.}$).

Neste processo, os coeficientes foram ajustados em cada trecho de forma a obter um melhor ajuste da curva simulada em função dos dados observados nos postos de qualidade PQ imediatamente a jusante de cada trecho ou trechos, sendo os resultados descritos na Tabela 4.9. Em todos os trechos estudados, observou-se que não houve variação significativa do coeficiente de decomposição da matéria carbonácea (K_d), do coeficiente de decaimento do fósforo total ($K_{phosph.}$) e das velocidades de sedimentação da matéria orgânica carbonácea (V_{sd}), do nitrogênio orgânico (V_{SNO}) e do fósforo ($V_{Sphosph.}$).

Os maiores valores do coeficiente de nitrificação da amônia (KN_{ai}) nos trechos T1 até T2 e T12 até T17 estão relacionados, respectivamente, ao lançamento de efluente tratado da ETE - Francisco Velludo e a má qualidade do rio Veríssimo devido ao recebimento de efluente doméstico não tratado do município de Veríssimo/MG. Já os maiores valores do coeficiente de hidrólise do nitrogênio orgânico (KN_{oa}) foram detectados apenas nos trechos T1 e T2, motivados pelo lançamento de efluente tratado da ETE - Francisco Velludo. Existe uma considerável variação do coeficiente KN_{oa} nos diversos trabalhos encontrados na literatura: 0,25 dia⁻¹ segundo Garcia e Tucci (2000), 5,2 a 3,3 dia⁻¹ segundo Soares, Pinheiro e Zucco (2012) e 0,02 a 0,4 dia⁻¹ segundo Paredes–Arquiola, Solera e Álvarez (2007).

Tabela 4.9 - Coeficientes calibrados: reaeração (K_a), decomposição da matéria carbonácea (K_d), hidrólise do nitrogênio orgânico (KN_{oa}), nitrificação da amônia (KN_{ai}), decaimento do fósforo total ($K_{phosph.}$); e as velocidades de sedimentação calibradas: da matéria orgânica carbonácea (V_{sd}), do nitrogênio orgânico (V_{SNo}) e do fósforo ($V_{Sphosph.}$)

Trechos	Entre nós	K_a (dia ⁻¹)	K_d (dia ⁻¹)	V_{sd} (m.d ⁻¹)	KN_{oa} (dia ⁻¹)	V_{SNo} (dia ⁻¹)	KN_{ai} (dia ⁻¹)	$K_{phosph.}$ (dia ⁻¹)	$V_{Sphosph.}$ (m.d ⁻¹)
T1 e T2	PQ1 e PQ2	4,0	0,12	0,01	0,1	0,001	0,05	0,01	0,001
T3	PQ2 e PQ3	4,0	0,12	0,01	0,05	0,001	0,005	0,01	0,001
T4	PQ3 e PQ4	1,5	0,12	0,01	0,05	0,001	0,005	0,01	0,001
T5	PQ4 e PQ5	3,3	0,12	0,01	0,05	0,001	0,005	0,01	0,001
T6 e T7	PQ5 e PQ6	2,8	0,11	0,01	0,001	0,001	0,0005	0,01	0,001
T8 e T11	PQ6 e PQ7	2,4	0,12	0,01	0,001	0,001	0,005	0,01	0,001
T12 e T14	PQ7 e PQ8	2,4	0,10	0,01	0,001	0,001	0,01	0,01	0,001
T15 e T17	PQ8 e PQ9	1,6	0,11	0,01	0,001	0,001	0,01	0,01	0,001
T18 e T20	PQ9 e PQ10	1,6	0,11	0,01	0,001	0,001	0,0005	0,01	0,001

Fonte: Próprio autor (2013).

Com relação ao coeficiente de decomposição da matéria carbonácea K_d , conforme descrito no item 4.1.6, foram adotados valores entre 0,10 a 0,12 dia⁻¹, determinados por meio da análise laboratorial realizada nos postos de qualidade PQ1 a PQ4. Dados encontrados da literatura demonstram que os valores de K_d são condizentes. Formentini e Gastaldini (2011) obtiveram os valores de K_d entre 0,15 a 0,27 dia⁻¹ no rio Vacacaí Mirim (Santa Maria -RS), Nunes (2008) cita 0,07 a 0,42 dia⁻¹ em seu estudo no rio Turvo Sujo (MG) e Almeida (2013) cita 0,02 a 0,39 dia⁻¹ no rio Uberabinha (MG). A qualidade do efluente lançado no curso de água interfere diretamente no valor de K_d , conforme ilustra o Quadro 4.2.

Autor	Caracterização do manancial	Intervalo de valor para K_d
Fair <i>et al.</i> (1973) Arceivala (1981)	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
	Cursos de água com águas limpas	0,08 - 0,20

Chin (2006)	Água residuária não tratada	0,35 - 0,70
	Água residuária tratada	0,10 - 0,35
	Rio poluído	0,10 - 0,25
	Rio não poluído	< 0,05
Gray (2004)	Rios de baixa poluição	0,04 - 0,08
	Efluentes tratados biologicamente	0,06 - 0,10
	Efluentes parcialmente tratados	0,12 - 0,22
	Resíduos não tratados	0,15 - 0,28

Quadro 4.2 - Valores de K_d em curso de água natural em função da qualidade do efluente lançado

Fonte: Almeida (2013).

A ETE Francisco Velludo, situada em Uberaba (MG), possui o tratamento do efluente doméstico em nível secundário, cujas etapas de tratamento incluem Reatores Anaeróbicos de Fluxo Ascendente (UASB) e lagoas aeradas e facultativas. De acordo com o Quadro 4.2, os valores de K_d adotados neste estudo (0,10 a 0,12 dia⁻¹) estão de acordo com os valores encontrados na literatura.

Em função do principal efluente lançado no trecho estudado do rio Uberaba ser proveniente de uma ETE, não foi considerada a demanda de oxigênio pelo sedimento de fundo S_{OD} (em g/m².dia). Nota-se também que, neste estudo, não foram utilizadas as equações empíricas da literatura para estimativa do coeficiente de reaeração K_a (no módulo GESCAL, a estimativa de K_a por uma equação empírica é indicada pelo número -1). Na Tabela 4.9, uma visão geral dos valores de K_a acusa uma relação diretamente proporcional do coeficiente de reaeração K_a com o nível líquido médio y , a velocidade média V e a declividade longitudinal do canal I_o . Segundo dados da Secretaria de Meio Ambiente (2003), existem três regiões com declividades de fundo distintas entre os trechos T1 e T20, sendo de 0,0041 m/m entre T1 e T6, de 0,0028 m/m entre T7 e T14 e de 0,0009 m/m entre T15 a T20. Apenas como uma informação conceitual de hidráulica de canais, para o mesmo regime de escoamento, o aumento da declividade longitudinal faz com que a velocidade média aumente e o nível líquido diminua. As equações empíricas existentes na literatura trazem que o aumento do coeficiente de reaeração K_a é diretamente proporcional à velocidade média V e à declividade longitudinal I_o e inversamente proporcional ao nível líquido médio y . Todas essas informações conceituais explicam a tendência de diminuição do valor de K_a ao longo do percurso no médio e baixo cursos do rio Uberaba.

Os valores apresentados para o coeficiente de reaeração K_a demonstram uma variação entre 1,5 e 4,0 dia⁻¹. Esses valores são próximos aos encontrados por Chapra (2003), Von Sperling (2007), Paredes *et al.* (2009), Nakamura (2010), Barros *et al.* (2011), Salla *et al.* (2013) e Teodoro (2013). Todavia, existe grande diferença com valores de K_a obtidos em outras referências, conforme ilustra o Quadro 4.3.

Autor	Valores de K_a (dia⁻¹)	Local de estudo
Pinheiro, Faht, e Silva (2012)	25,8 a 367,7	Ribeirão Concórdia, arroios Dona Lúcia, Braço do Concórdia, Garcia, Velha e Fortaleza
Soares, Pinheiro e Zucco (2012)	66,63 e 63,49	Na bacia do rio Itajaí, especificamente na bacia do Concórdia e Garcia
Formentini (2010)	12,73 a 30,30	Rio Vacacaí Mirim

Quadro 4.3- Valores de K_a discrepantes aos calibrados neste estudo

Fonte: Próprio autor (2013).

As séries das simulações e dados observados dos parâmetros de qualidade da água nos postos de qualidade PQ2 até PQ10 apresentaram bons ajustes (ver ANEXO C). A calibração alcançou resultado satisfatório para os parâmetros OD, DBO₅, nitrogênio orgânico, nitrato e fósforo total, apesar da existência de alguns dados observados dispersos, principalmente para os parâmetros nitrogênio orgânico e fósforo total nos postos de qualidade PQ6 e PQ7. Para todos os postos de qualidade (ver ANEXO C), não houve satisfatório ajuste entre as séries simuladas e os dados observados para o parâmetro amônia. O ajuste deste parâmetro ficou comprometido em função da necessidade de ajustar o parâmetro nitrato a partir de variações dos coeficientes KN_{oa} e KN_{ai} .

A Figura 4.22 ilustra os perfis longitudinais dos parâmetros de qualidade simulados nos meses mais chuvoso e mais seco juntamente com os dados medidos nos postos de qualidade PQ. Diante de uma análise geral dos perfis longitudinais dos parâmetros de qualidade simulados nos meses mais chuvoso e mais seco (Figura 4.22), observam-se desacordos dos parâmetros OD, DBO₅ e fósforo total com relação a DN COPAM-CERH 01:2008 e Resolução CONAMA 357:2005. Lembra-se aqui que a classificação dos corpos de água no território brasileiro é definida pela Resolução CONAMA 357:2005. Além desta resolução, o Estado de Minas Gerais possui uma Deliberação Normativa própria (DN COPAM-CERH 01:2008), similar à Resolução CONAMA 357:2005 com relação aos parâmetros de qualidade estudados. De acordo com a DN COPAM-CERH 01:2008, o Rio Uberaba é

enquadrado na Classe 2, na qual deve-se respeitar os seguintes limites: $OD \geq 5,0 \text{ mgO}_2/\text{L}$; $DBO_5 \leq 5,0 \text{ mgO}_2/\text{L}$; amônia $\leq 3,7 \text{ mgNH}_4^+/\text{L}$; nitrato $\leq 10,0 \text{ mgNO}_3^-/\text{L}$; fósforo (ambiente lótico) $\leq 0,1 \text{ mgP}/\text{L}$.

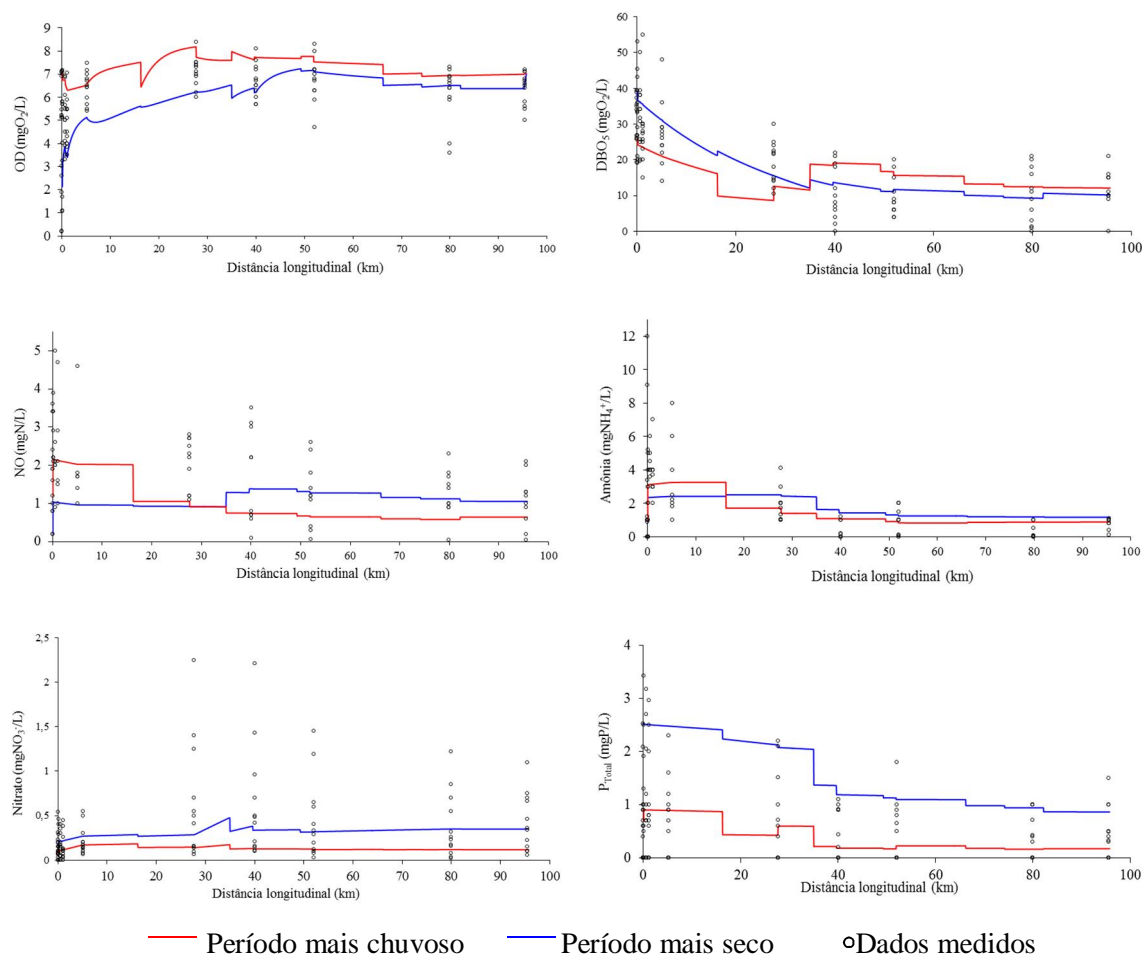


Figura 4.22 - Perfis longitudinais dos parâmetros de qualidade simulados nos meses mais chuvoso e mais seco juntamente com os dados medidos nos postos de qualidade PQ

Fonte: Próprio autor (2013).

Em todo o médio e baixo cursos do rio Uberaba, o valor do parâmetro fósforo total no período mais seco (0,9 a 2,5 mg/L) manteve-se sempre acima do período mais chuvoso (0,2 a 0,9 mg/L), em virtude da diminuição da capacidade de autodepuração natural e de diluição de poluentes para vazões reduzidas. Esta situação também ocorre no médio curso do rio Uberaba para o parâmetro DBO_5 , desde o posto de qualidade PQ1 até a confluência do rio Veríssimo com o rio Uberaba. O aumento da velocidade média do escoamento, que acarreta no aumento da turbulência superficial no rio, faz com que a concentração de OD no mês mais chuvoso (6,3 a 8,2 mgO_2/L), em todo o perfil longitudinal, seja maior do que a

concentração de OD no mês mais seco (2,1 a 7,2 mgO₂/L). O parâmetro OD não respeitou a Resolução CONAMA 357:2005 e a DN COPAM-CERH 01:2008 apenas no mês mais seco, nos primeiros 5 trechos (T1 até T5). A má qualidade nesta região inicial está associada principalmente à falta de planejamento de infraestrutura urbana na cidade de Uberaba/MG. É notório que existem lançamentos pontuais de esgotos domésticos e industriais brutos a montante de PQ1.

4.4 ANÁLISE DE SENSIBILIDADE

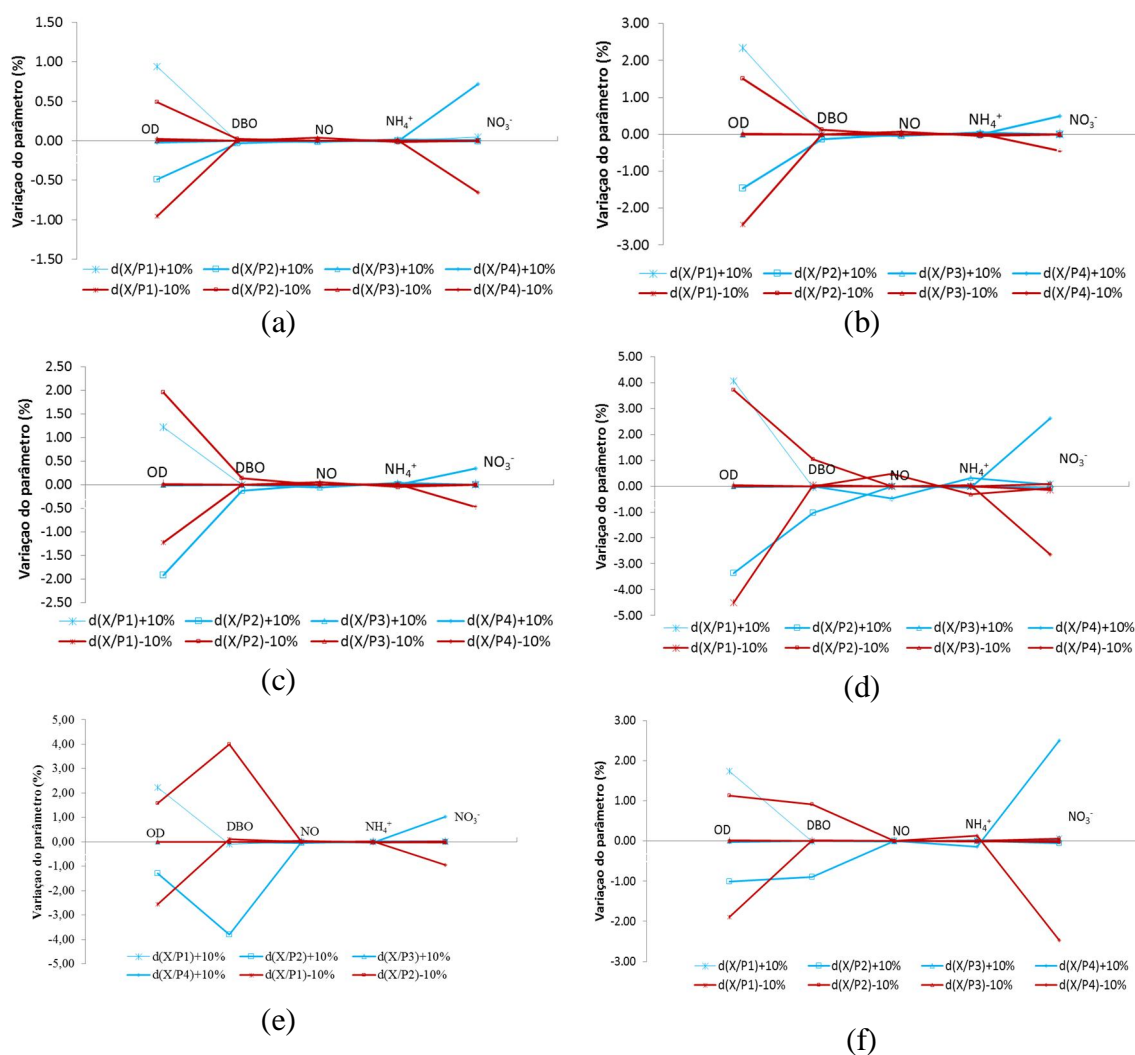
Neste estudo foi realizada a análise de sensibilidade dos valores dos coeficientes K_a , K_d , KN_{oa} e KN_{ai} inicialmente calibrados (ver Tabela 4.9) e dos parâmetros de qualidade das entradas intermediárias inicialmente estimados (ver ANEXO A), cujos resultados são apresentados nos sub-itens 4.4.1 e 4.4.2.

4.4.1 Coeficiente calibrados

O método fatorial utilizado na análise da sensibilidade permitiu avaliar as mudanças nas concentrações dos parâmetros de qualidade a partir de variações simultâneas de K_a , K_d , KN_{oa} e KN_{ai} em +10% e -10% de seu valor calibrado, a qual denomina-se análise de 2 níveis. De acordo com Loucks *et al.* (2005) e Nakamura (2010), na análise de 2 níveis são realizadas 2^n simulações diferentes, no qual n é o número de coeficientes.

Nesta análises, os focos das comparações são os trechos do rio Uberaba imediatamente a montante de cada PQ. Nestes, os valores dos parâmetros de qualidade simulados a partir das calibrações dos coeficientes foram comparados com os valores dos parâmetros simulados após as variações simultâneas desses coeficientes. Houve a análise em trecho individual e sequenciais, de acordo com a topologia do modelo, conforme a seguinte organização: análise de sensibilidade simultânea dos coeficientes nos trechos sequenciais T1 e T2 utilizando os valores simulados em PQ2 como padrão de comparação; análise de sensibilidade dos coeficientes no trecho T3 utilizando os valores simulados em PQ3 como padrão de comparação; análise de sensibilidade dos coeficientes no trecho T4 utilizando os valores simulados em PQ4 como padrão de comparação; análise de sensibilidade dos coeficientes no trecho T5 utilizando os valores simulados em PQ5 como padrão de comparação; análise

de sensibilidade dos coeficientes nos trechos T6 e T7 utilizando os valores simulados em PQ6 como padrão de comparação; análise de sensibilidade dos coeficientes nos trechos T8 a T11 utilizando os valores simulados em PQ7 como padrão de comparação; análise de sensibilidade dos coeficientes nos trechos T12 a T14 utilizando os valores simulados em PQ8 como padrão de comparação; análise de sensibilidade dos coeficientes nos trechos T15 a T17 utilizando os valores simulados em PQ9 como padrão de comparação; análise de sensibilidade dos coeficientes nos trechos T18 a T20 utilizando os valores simulados em PQ10 como padrão de comparação. Os resultados das análises estão ilustrados na Figura 4.23. Nesta figura, as respostas das alterações simultâneas dos coeficientes P_i sobre os resultados dos parâmetros de qualidade X_j são mensuradas através de $\delta(X/P_i)$, onde $\delta(X/P_1)$, $\delta(X/P_2)$, $\delta(X/P_3)$ e $\delta(X/P_4)$ representam, respectivamente, as respostas em função das alterações simultâneas dos coeficientes K_a , K_d , KN_{oa} e KN_{ai} .



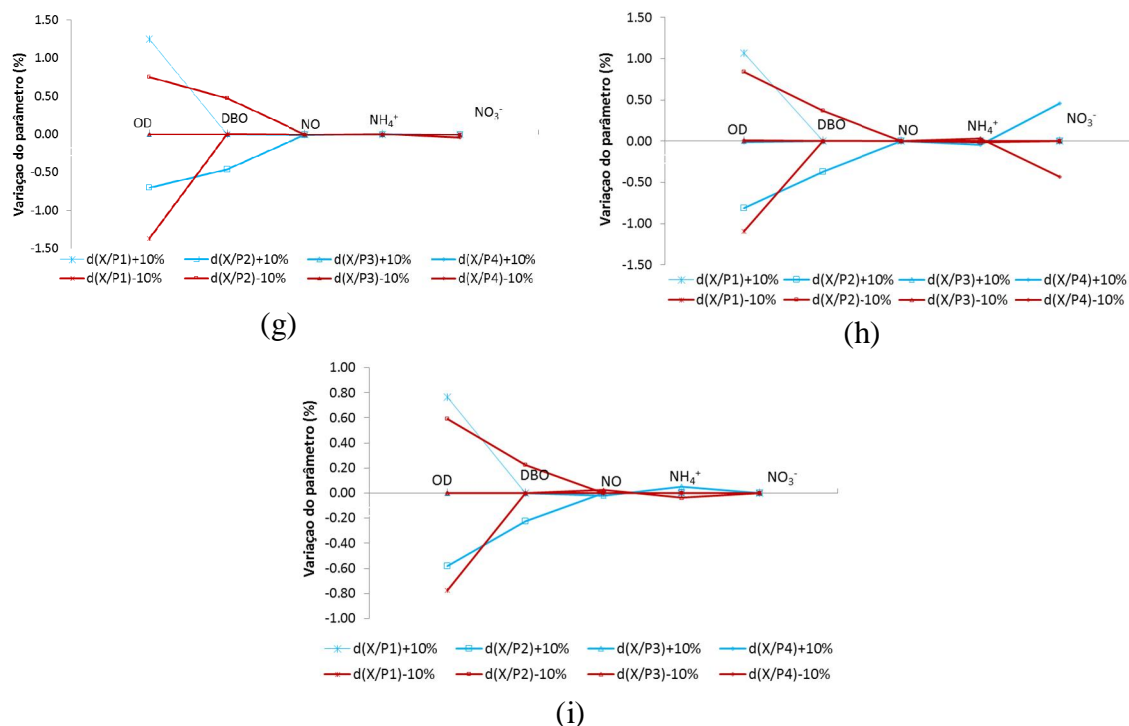


Figura 4.23 - Análise de sensibilidade dos valores dos coeficientes K_a , K_d , KN_{oa} e KN_{ai} : (a) em PQ2; (b) em PQ3; (c) em PQ4; (d) em PQ5; (e) em PQ6; (f) em PQ7; (g) em PQ8; (h) em PQ9; (i) em PQ10

Fonte: Próprio autor (2013).

Em todos os postos de qualidade PQ, independente da ordem de grandeza da porcentagem de variação dos parâmetros, as alterações dos parâmetros sempre foram maiores para OD, DBO_5 e nitrato.

De uma forma geral, as variações simultâneas de +10% e -10% dos coeficientes geraram poucas mudanças nos resultados previamente calibrados nos PQ, cujas maiores amplitudes foram detectadas nos postos de qualidade PQ5 e PQ6. Em PQ5 (Figura 4.23d), o valor calibrado de OD variou $\pm 4,0\%$ pela alteração de K_a . Os parâmetros DBO_5 e OD apresentaram sensibilidades, respectivas, de $\pm 1,0\%$ e $\pm 3,5\%$ devido à alteração de K_d . Os parâmetros nitrogênio orgânico, amônia e nitrato apresentaram sensibilidades respectivas de $\pm 0,5\%$, $\pm 0,3\%$ e $0,07\%$ devido às variações de KN_{oa} . Os parâmetros amônia e nitrato apresentaram sensibilidades respectivas de $\pm 0,05\%$, $\pm 2,6\%$ devido às variações de KN_{ai} . Em PQ6 (Figura 4.23e), o valor calibrado de OD variou $\pm 2,5\%$ pela alteração de K_a . Os parâmetros DBO_5 e OD apresentaram sensibilidades, respectivas, de $\pm 4,0\%$ e $\pm 1,5\%$ devido

à alteração de K_d . As variações de KN_{oa} não geraram variações significativas. O parâmetro nitrato apresentou sensibilidade de $\pm 1,0\%$ devido às variações de KN_{ai} .

4.4.2 Parâmetros de qualidade estimados nas entradas intermediárias

Realizou-se a análise da sensibilidade na qualidade de água devido às variações dos parâmetros nas entradas intermediárias, utilizando-se como dados de comparação os resultados das simulações iniciais em cada trecho imediatamente a montante de cada PQ, todos localizados a jusante da entrada intermediária estudada. Neste contexto, foi utilizado o método relativo ou sensibilidade relativa. Neste estudo, foi verificada a influência individual de cada parâmetro de qualidade, de forma isolada em cada entrada intermediária e simultânea em todas as entradas. Na análise de sensibilidade relativa considerou-se a variação de +10% para os parâmetros DBO₅, nitrogênio orgânico, amônia, nitrato e fósforo total e de -10% para o oxigênio dissolvido.

Em função da grande quantidade de entradas intermediárias, o que resultou em grande quantidade de gráficos comparativos de sensibilidade, optou-se por posicioná-los no ANEXO D. Na variação individual em cada entrada intermediária, para todos os parâmetros analisados, a sensibilidade diminui ao longo do percurso longitudinal em função dos fenômenos de dispersão, conversões bioquímicas e sedimentação do material orgânico adsorvido em partícula sólida inorgânica. Já na variação simultânea ocorre o oposto, justamente pelas entradas simultâneas de cargas poluidoras em todos os afluentes. Em qualquer trecho do rio Uberaba, as sensibilidades a partir das variações simultâneas foram sempre superiores às variações individuais.

Focando-se apenas no trecho T20, logo a montante do posto de qualidade PQ10, foi possível avaliar a ordem de grandeza da sensibilidade nas variações individuais e simultâneas das entradas intermediárias, conforme ilustra a Figura 4.24.

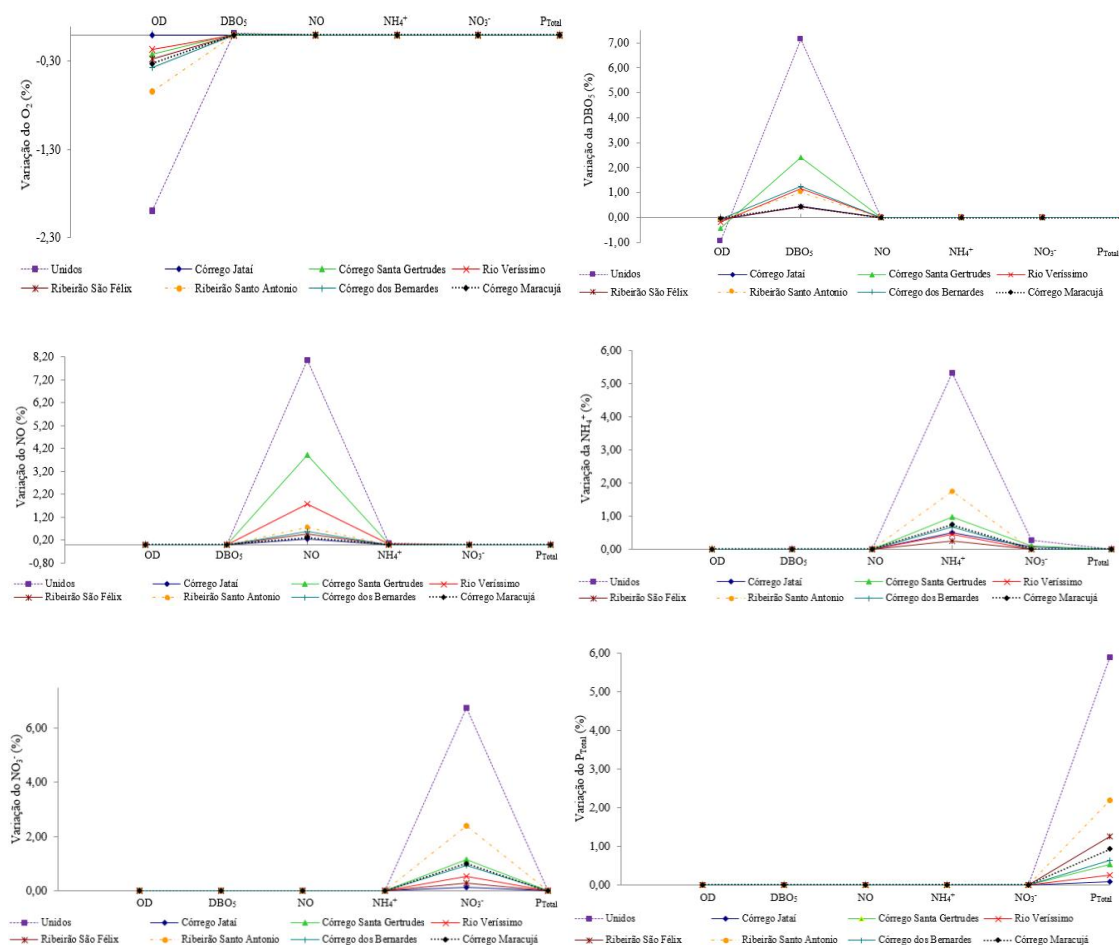


Figura 4.24 - Ordem de grandeza da sensibilidade nas variações individuais e simultâneas das entradas intermediárias no trecho T20, logo a montante de PQ10

Fonte: Próprio autor (2013).

Focando-se no parâmetro DBO_5 , observaram-se que as variações simultâneas de +10% nas entradas intermediárias ocasionaram maiores variações, resultando em +7,2% para a DBO_5 e -0,9% para o oxigênio dissolvido. Com relação às variações individuais, constatou-se que a sensibilidade está diretamente relacionada com a área de contribuição de cada sub-bacia hidrográfica. Maiores áreas de contribuição fornecem maiores vazões e, consequentemente, maiores cargas poluidoras afluentes ao rio principal. Para este parâmetro, a influência da área de contribuição foi maior do que a proximidade das entradas intermediárias com o trecho T20 (ou PQ10) (Figura 4.24).

O parâmetro nitrogênio orgânico teve o mesmo comportamento de DBO_5 no trecho 29 (ou PQ10). As variações simultâneas de +10% nas entradas intermediárias ocasionaram maiores variações, resultando em +8,1% para o nitrogênio orgânico. Com relação às variações

individuais, constatou-se também que a influência da área de contribuição foi maior do que a proximidade das entradas intermediárias com o trecho T20 (ou PQ10) (ver Figura 4.24).

Para os parâmetros amônia, nitrato e fósforo total, as alterações simultâneas de +10% nas entradas intermediárias ocasionaram maiores variações, resultando em +5,3%, 6,8% e 5,9%, respectivamente, no trecho T20. Com relação às variações individuais, a proximidade das entradas intermediárias com o trecho T20 ocasionou maior influência do que a área de contribuição das sub-bacias hidrográficas. As maiores variações individuais para o córrego Santo Antônio estão diretamente relacionadas à área de contribuição da sub-bacia e à proximidade com o trecho T20 (ver Figura 4.24).

O parâmetro oxigênio dissolvido variou -2% no trecho T20 devido às alterações simultâneas de -10% nas entradas intermediárias. As influências das áreas de contribuições das sub-bacias hidrográficas e da proximidade com o trecho T20 foram similares aos parâmetros amônia, nitrato e fósforo total (ver Figura 4.24).

4.5 CENÁRIOS

Os cinco cenários tiveram o propósito de avaliar a capacidade de autodepuração natural do Rio Uberaba em seu médio e baixo cursos, desde uma seção imediatamente a montante da confluência entre a ETE - Francisco Velludo e o rio Uberaba até a confluência deste com o rio Grande, a partir de intervenções qualitativas e quantitativas, cujas intervenções propostas visando alterações quantitativas e qualitativas estão ilustradas no Quadro 4.4. Objetivou-se analisar a qualidade da água requerida mínima para todas as entradas intermediárias a fim de atender aos requisitos mínimos da Deliberação Normativa Conjunta COPAM/CERH 01:2008 e da Resolução CONAMA 357:2005 para a Classe 2 do rio Uberaba, cujos resultados estão ilustrados na Figura 4.25.

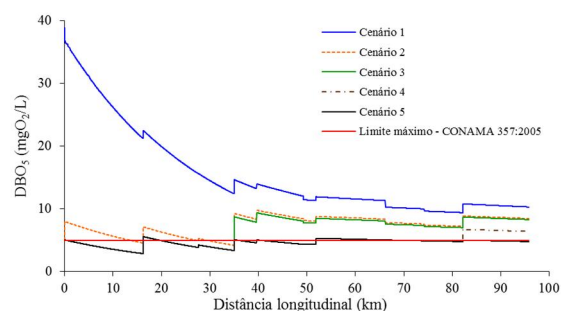
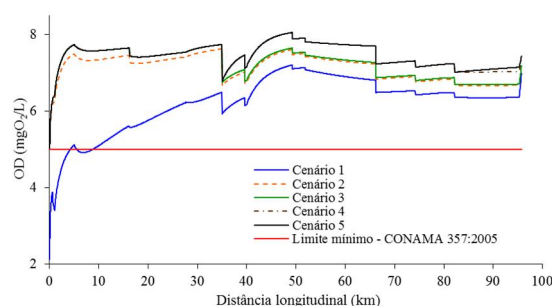
Afluentes	$Q_{7,10}$				
	Cenário 1	Cenário 2	Cenário 3	Cenário 4	Cenário 5
PQ1	Out.	OD: +156%.Out DBO ₅ : -87%.Out P _{total} : -96%.Out			
ETE		Out.	DBO ₅ : -80%.Out P _{total} : -96%.Out		
Córrego Jataí			Out.	Out.	
Córrego Preguiça				DBO ₅ : -56%.Out	
Rib. Santa Gertrudes				DBO ₅ : -57%.Out	
Rio Veríssimo				P _{total} : -67%.Out	
Rib. São Félix				P _{total} : -80%.Out	P _{total} : -80%.Out
Rib. das Pedras					
Rib. Santo Antônio					DBO ₅ : -68%.Out P _{total} : -80%.Out
Córrego Maracujá					
Córrego Bernardes					

Out.: outubro de 2012

Quadro 4.4 - Intervenções qualitativas e quantitativas

Fonte: Próprio autor (2013).

Em todos os cenários foi adotada a vazão crítica $Q_{7,10}$ para todas as entradas intermediárias, cujos valores estão ilustrados na Tabela 4.6. Para o Cenário 1, no qual a qualidade da água em todas as entradas intermediárias foi mantida igual aos valores considerados no mês de outubro de 2012 (mês mais seco), observa-se que os parâmetros de qualidade OD, DBO₅ e P_{total} ficaram em desacordo com as especificações dos órgãos públicos ambientais (ver Figura 4.25). Os parâmetros DBO₅ e P_{total} ficaram em desacordo em todo o percurso longitudinal, com valores de 9,4 a 38,8 mgO₂/L e 0,9 a 2,5 mgP/L, respectivamente. Já o parâmetro OD ficou em desacordo apenas nos primeiros 5 trechos (T1 até T5), com valor mínimo de 2,1 mgO₂/L.



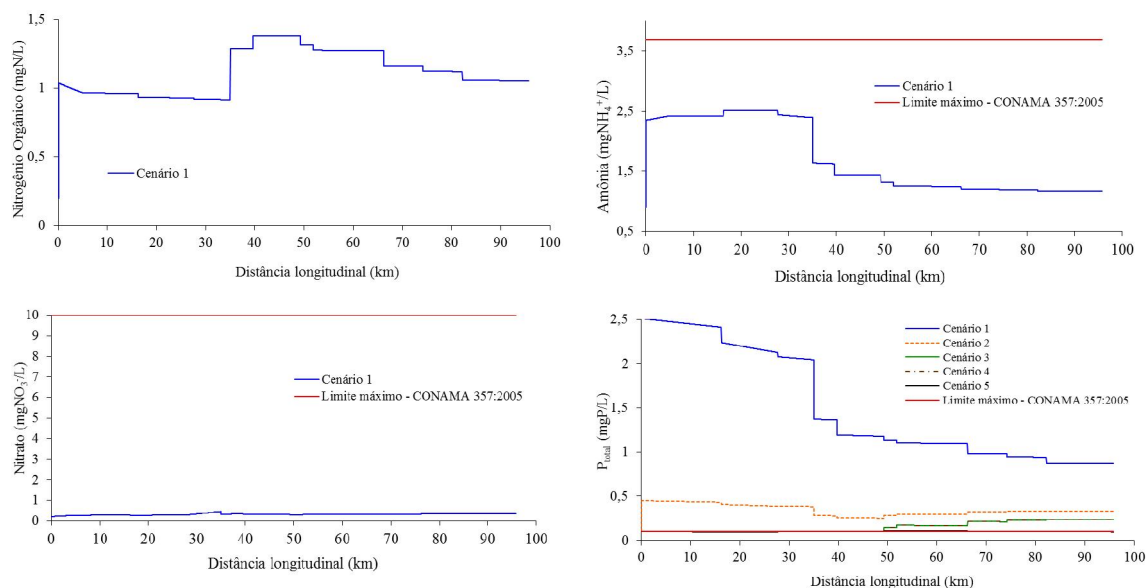


Figura 4.25 - Cenários para avaliar a capacidade de autodepuração natural do Rio Uberaba em seu médio e baixo cursos

Fonte: Próprio autor (2013).

A partir dos resultados obtidos no Cenário 1, avaliaram-se quais seriam as variações necessárias nas entradas intermediárias, de montante a jusante, para que, ao longo do trecho do rio Uberaba estudado, todos os parâmetros respeitassem os valores limites definidos pela Deliberação Normativa COPAM 01:2008 e Resolução CONAMA 357:2005.

O Cenário 2 avaliou apenas as variações na entrada intermediária PQ1, no qual as alterações dos parâmetros OD, DBO₅ e P_{total} (ver Quadro 4.3) foram suficientes para que os valores dos parâmetros no trecho T1 respeitassem as deliberações dos órgãos públicos ambientais. Com relação ao parâmetro OD, verificou-se que o aumento de 156% do valor de outubro de 2012 fez com que todo o perfil longitudinal de OD ficasse acima do valor mínimo de 5,0 mgO₂/L. Em função do reduzido comprimento longitudinal de T1 em comparação ao trecho total estudado, a visualização do perfil neste sub-trecho ficou prejudicada.

No cenário 3, mantidas as alterações em PQ1, centrou-se na variação de DBO₅ e P_{total} na ETE - Francisco Velludo. Já no Cenário 4, mantidas as alterações em PQ1 e ETE, centrou-se na variação de DBO₅ no ribeirão Santa Gertrudes e rio Veríssimo e de P_{total} no ribeirão São Félix até Córrego Bernardes. Para finalizar, por meio do Cenário 5, foi possível adequar o perfil de concentração dos parâmetros às deliberações dos órgãos públicos ambientais, conforme variações apresentadas no Quadro 4.4. De uma forma geral, o Cenário 5 evidencia que, considerando a vazão crítica $Q_{7,10}$, os parâmetros nitrogênio orgânico, amônia e nitrato

estariam de acordo com as deliberações. O parâmetro OD precisaria aumentar sua concentração em 156%, quando comparado com o valor do mês mais seco, apenas na entrada intermediária PQ1. Já os parâmetros DBO_5 e P_{total} foram os mais problemáticos, os quais apresentaram valores elevados em quase todas as entradas intermediárias, com exceção aos córregos Jataí e Preguiça (ver Quadro 4.4).

CAPÍTULO 5

CONCLUSÕES

A sub-bacia hidrográfica do rio Uberaba representa 12,6% da bacia do rio Grande - GD8 do lado mineiro, a qual possui uma importância hídrica relevante para os municípios de Uberaba, Veríssimo, Conceição das Alagoas e Planura (população total atendida de aproximadamente 355.426 pessoas) em função dos usos múltiplos da água, que englobam o consumo humano, irrigação, consumo industrial e dessedentação animal. As atividades antrópicas degradantes aos cursos de água naturais, principalmente pelos lançamentos de efluentes doméstico e industrial sem nenhum tipo de tratamento na área urbana do município de Uberaba (MG), faz com que seja necessário diagnosticar a capacidade de autodepuração do rio Uberaba e prognosticar cenários críticos de poluição.

Neste estudo, foi utilizada a ferramenta AQUATOOL para as modelagens quantitativa e qualitativa no médio e baixo cursos do rio Uberaba, desde a confluência do rio Uberaba com o lançamento da ETE Francisco Velludo até a sua foz no rio Grande. O período das modelagens foi de outubro de 2012 até setembro de 2013, cujas simulações quantitativas e qualitativas foram realizadas em escala mensal. Nas análises dos prognósticos, para a vazão crítica $Q_{7,10}$, foram avaliadas quais seriam as qualidades mínimas de todos os parâmetros estudados, em todas as entradas intermediárias, que garantissem os padrões de qualidade deliberados pela Deliberação Normativa COPAM 01:2008 e pela Resolução CONAMA 357:2005 para a Classe 2 do rio Uberaba.

As calibrações dos coeficientes de reações bioquímicas apresentaram ajustes satisfatórios entre os valores medidos e simulados para os parâmetros OD, DOB₅, nitrogênio orgânico, nitrato e fósforo total em todos os postos de qualidade. O ajuste do parâmetro nitrato, por

meio das variações dos coeficientes KN_{oa} e KN_{ai} , comprometeu o ajuste do parâmetro amônia.

A análise de sensibilidade dos coeficientes K_a , K_d , KN_{oa} e KN_{ai} inicialmente calibrados e dos parâmetros de qualidade das entradas intermediárias inicialmente estimados, de uma forma geral, apresentaram variações baixas (inferior a 9% para os parâmetros OD, DBO_5 e nitrato).

Na análise de prognósticos, o Cenário 1 demonstrou que as características do rio Uberaba a montante do PQ1, ou seja, a poluição proveniente do lançamento de efluente sanitário *in natura* é o responsável por tornar os parâmetros OD, DBO_5 e P_{total} em desacordo com as determinações da Resolução CONAMA 357:2005 e da Deliberação Normativa Conjunta COPAM/CERH 01:2008 para a Classe 2 do rio.

Alterando as concentrações dos parâmetros OD, DBO_5 e P_{Total} no posto de qualidade PQ1, foi constatado, no Cenário 2, que o rio apresentou características que permitissem a sua classificação como Classe 2, em função dos parâmetros analisados, corroborando com a informação de que a atual situação em que se encontra o rio Uberaba é proveniente em grande parte do uso e ocupação do solo da cidade de Uberaba (MG).

Embora as alterações propostas no Cenário 3, referentes à melhoria na qualidade do efluente tratado da ETE Francisco Velludo, sejam significativas, as cargas poluidoras de alguns afluentes no baixo curso do rio Uberaba comprometeram a qualidade da água. O Cenário 4 demonstrou que as maiores sub-bacias do médio e baixo rio Uberaba favorecem ligeiramente no declínio da concentração da DBO_5 . No entanto, os dados referentes a essas sub-bacias, por terem sido estimados, podem não refletir as características individuais de cada uma. O Cenário 5 possibilitou o enquadramento de todo o trecho estudado na Classe 2, sendo necessário, para isso, a melhoria da qualidade de água em todos os afluentes.

Os cenários propostos neste estudo de mestrado demonstraram a necessidade de um gerenciamento em escala de bacia hidrográfica, uma vez que caracterizaram a necessidade de um sistema de gestão que permita garantir a diversidade de uso, hoje restrita em função da qualidade de água.

A qualidade de água apresentou as maiores variações em pontos em que o lançamento proveniente de efluente sanitário foi detectado. Uma vez que a bacia do rio Uberaba encontra-se sobre a influência de centros urbanos e áreas rurais, o estudo das interferências relacionados aos contaminantes agrícolas deve ser objeto de estudos futuros, uma vez que, a classificação de um curso de água segundo dispõe a Resolução CONAMA 357:2005 e a Deliberação Normativa Conjunta COPAM/CERH 01:2008 devem contemplar um conjunto de parâmetros e não apenas os verificados neste estudo.

Desta forma, conclui-se que a Ferramenta AQUATOOL apresentou-se favorável para o gerenciamento da bacia hidráfrica do rio Uberaba. A topologia do modelo, implantada na sub-bacia hidrográfica do rio Uberaba em seu médio e baixo cursos, permitirá ao usuário da ferramenta (provalvemente o técnico ou engenheiro ambiental da Autarquia de Água e Esgoto de Uberaba) analisar, de forma global ou individual, os diferentes aspectos de gestão e planejamento nesta bacia hidrográfica.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABRISHAMCHI, A.; TAJRISHY, M.; SHAFIEIAN, P. Uncertainty Analysis in QUAL2E Model of Zayandeh-Rood River. *Water Environment Research*, v.77, n. 3. may - jun., 2005. Disponível em: <<http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/15969294>>. Acesso em: 12 de ago. de 2013.

ALMEIDA, J. da S. M. Condições de oxigenação e desoxigenação de um trecho do rio Uberabinha no município de Uberlândia. 80p. Dissertação de mestrado. Universidade de Uberlândia- Programa de pós graduação em engenharia química. 2013.

American Public Health Association (APHA). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, Washington, D.C., 18ed, 1992.

ANDRADE, L. N. de. Autodepuração dos corpos d'água. *Revista da Biologia*. São Paulo, v. 5. p 16-19, 2010. Disponível em: <<http://www.ib.usp.br/revista/node/45>>. Acesso em: 03 de março de 2013.

ANDREU, J.; CAPILLA, J.; FERRER, J. *Modelo SIMGES de simulación de la gestión de esquemas de recursos hídricos, incluyendo utilización conjunta*. Serv. Publ. UPV, Valencia, 1992.

ANDREU, J.; CAPILLA, J.; SANCHÍS, E. AQUATOOL: a generalized decision support-system for water-resources planning and operational management. *Journal of Hydrology*, v. 177, n. 3-4, p. 269–291, 1996.

ARGENT, R.M. *et al.* A new approach to water quality modeling and environmental decision support systems. *Environmental Modelling Software*, v. 24, p. 809-818, 2009.

AZEVEDO, L. *et al.* Integration of Water Quantity and Quality in Strategic River Basin Planning. *Journal of water resources planning and management*, v. 126, n. 2, p. 85-97, 2000.

BARROS, F. M *et al.* Balanço de Oxigênio no rio Turvo Tujo- MG em diferentes épocas do ano. *Revista Engenharia na Agricultura*, Viçosa- MG, v.19 n. 1, p.72-80, 2011.

BHAKDISONGKHRAM, T., KOOTTATED, S., TOWPRAYOON, S. A water model for water and environmental management at Mae Moharea in Thailand. *Water Resources Management*, v. 21, p.1535–1552, 2007.

BRAGA, B. *et al.* *Introdução à engenharia ambiental: o desafio do desenvolvimento sustentável*. 2 ed. São Paulo: Pearson Prentice Hall, 2005.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução nº 357, de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Diário Oficial da União Senado. *Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil*, Brasília, DF, 18 mar. 2005. nº 053, p. 58-63.

BROWN, C. L.; BARNWELL, T. O. *Documentation and user manual for the Enhanced Stream Water Quality Model QUAL2E and QUAL2E-UNCAS: Documentation and User Manual*. Environmental Research Laboratory, United States Environmental Protection Agency, 1987.

BUBA, H. Qualidade da medição de vazão com ADCP: fatores influentes. In: XII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, Associação Brasileira de Recursos Hídricos (ABRH). *Anais...*, Porto Alegre, 1997, CD-ROM.

BURKE, R. *Personal Conversation*. Atlanta, Ga: Georgia mental Protection Division, 2004.

CAETANO, G.T. *Estudo da adequação do uso do Método Acústico Doppler para medição de vazão a pequenos e médios cursos de água*. Dissertação de Mestrado, Engenharia da Energia, Escola Federal de Engenharia de Itajubá, 2000.

Centro Operacional de Desenvolvimento e Saneamento de Uberaba (CODAU). *Relatório de Avaliação de Desempenho Ambiental*. CODAU, 2013.

CHAUDHURY, R.R. *et al.* Dissolved Oxygen Modeling of the Blackstone River (Northeastern United States) *Water Resources*, v. 32, n. 8, p. 2400-2412. 1998.

CHAPRA, S. C. Engineering water quality models and TDMLs. *Journal Water Resource Pl-ASCE*, v. 129, n. 4, p. 247-256, 2003.

CHAPRA, S.C., PELLETIER, G.J.; TAO, H. *QUAL2K: A Modeling Framework for Simulating River and Stream Water Quality, Version 2.11: Documentation and Users Manual*. Civil and Environmental Engineering Dept., Tufts University, Medford, MA, p. 109, 2008.

CIRAVOLO L.; INDELICATO, S.; VIVIANI, G. Stream Water quality models: an application to the Sime to River Basin. *Measurements and Modeling in Environmental Pollution*, p. 53-62, 2000.

COSTA, D. J. L.; TEIXEIRA, D. Aplicação de modelo de autodepuração para avaliação da qualidade da água do ribeirão do Ouro, Araraquara-SP. *Revista UNIARA*, São Paulo, v. 13, n.1, p. 49-62, 2010.

_____. Análise de incerteza em um modelo matemático de qualidade de água aplicado ao Ribeirão do Ouro, Araraquara, SP, Brasil. *Ambi-Agua*, Taubaté, v.6, n.2, p.232-245, 2011. Disponível em:<doi:10.4136/ambi-agua.196>. Acesso em: 20 de julho de 2013.

Companhia de Saneamento de Minas Gerais (COPASA). *Relatório de qualidade da água-2012 Planura*. COPASA, 2012.

_____. *Relatório de qualidade da água-2012 Veríssimo*. COPASA, 2012.

CRUZ, L. B. S. Diagnóstico Ambiental da Bacia Hidrográfica do rio Uberaba -MG. 181 p. Tese de Doutorado. Faculdade de Engenharia Agrícola, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2003.

CRUZ, L. B. S.; PATERNIANI, J. E. S.; CARVALHO, R. M. B. de. Caracterização e manejo sustentável do solo na bacia do rio Uberaba (MG). *Caminhos de Geografia*, v.4, n.9, jun. 2003. Disponível em: <http://www.ig.ufu.br/caminhos_de_geografia.html. ISSN 1678-6343>. Acesso em: 09 maio 2013.

CUNHA, C. de L. da N.; ROSMAN, P. C. C.; MONTEIRO, T. C. Do N. Avaliação da poluição em rios usando modelagem computacional. *Revista Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 8, n. 3 - jul/set 2003. Disponível em: <<http://www5.ensp.fiocruz.br/biblioteca/home/exibedetalhesBiblioteca.cfm?ID=406&tipo=B>>. Acesso em: 13 de ago. de 2013.

DAI, T.; LABADIE, J. W. River Basin Network Model for Integrated Water Quantity/Quality Management. *Journal of water resources planning and management*, v.127, n.5, p. 295–305, 2001.

DE PAULA, L. M. *Avaliação da qualidade da água e autodepuração do rio Jordão, Araguari (MG)*. 177 p. Dissertação de Mestrado, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, Universidade Federal de Uberlândia, Uberlândia, 2011.

DERISIO, J. C. *Introdução ao controle de poluição ambiental*. São Paulo: Imprensa Oficial do Estado S.A. IMESP, 1992.201p.

DROLIC, A.; KONCAN, J. Z. Water quality modeling of the river Sava, Slovenia. *Water Resource*, v. 30. n.11, p. 2587-2592, 1996.

FERREIRA, A. M.; CUNHA, F. F. Avaliação da qualidade de água do rio Uberaba através do IQA em Uberaba, MG. In: XVI Exposição de Experiências Municipais em Saneamento,

durante a 42ª Assembleia Nacional da Associação Nacional de Serviços Municipais de Saneamento, 2012, *Anais...* Maringá- PR, 2011.

FILHO, G.L.T.; *et al.* O uso do ADCP em pequenos e médios cursos d'água. In: 5ª Reunión del Grupo de Trabajo Sobre Hidromecanica, 1999, Montevideo. *Anais...* Uruguay.

FIORUCCI, A. R; BENEDETTI FILHO, E. A importância do oxigênio dissolvido em ecossistemas aquáticos. *Química Nova na Escola*, n.22, p. 10-16, 2005.

FISHER, H. B. *et al.* Mixing in inland and coastal waters. *Academic Press*, New York, NY, 1979.

FRAGOSO JR, C. R.; FERREIRA, T. F.; MARQUES, D. M. *Modelagem ecológica em ecossistemas aquáticos*. 1. ed. São Paulo: Oficina de Textos, 2009. 304p.

FRANKLIN, T.S. *A ocupação da orla da Baía da Ribeira e seus impactos sobre a hidrodinâmica local. Uma investigação através de modelagem numérica*. 98 p. Dissertação de Mestrado. Instituto de Geociências. Curso de Pós-Graduação em Geologia, Universidade Federal da Bahia, Salvador, 2009.

FORMENTINI, T. A. *Coeficientes de desoxigenação e de reaeração superficial em trechos do rio Vacacaí Mirim*. 91p. Dissertação de Mestrado. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil. Universidade Federal de Santa Maria, RS, Brasil. 2010

GARCIA, R. L; TUCCI, C. E. M. Simulação da qualidade de água em rios em regiões não permanente: Rio dos Sinos. *Revista Recursos Hídricos*, vol. 27, p. 17-26, 2000.

GHOSH, N. C.; MCBEAN, E. A. Water quality modeling of the Kali River, India. *Water, Air, and Soil Pollution*, v. 102 (1–2), p. 91– 103, 1998.

GONÇALVES, J. C. S. I.; *et al.* Avaliação espaço-temporal da qualidade da água e simulação de autodepuração na bacia hidrográfica do córrego São Simão, SP. *Ambi-Agua*,

Taubaté- SP, v. 7, n. 3, p. 141-154, 2012. Disponível em:<<http://dx.doi.org/10.4136/ambi-agua.894>>. Acesso em: 20 de julho de 2013.

GORDON, R.L. *ADCP Principles of Operation: A Practical Primer*. San Diego, RD Instruments, 1996.

GOTOVTSEV, A.V. Modification of the Streeter-Phelps System with the AIM to Account for the Feedback between Dissolved Oxygen Concentration and Organic Matter Oxidation Rate. *Water Resource's*, v. 37, n. 2, p.245-251, 2010. Periods' Publishing LTd 2010. Original Russian Text. A. V. Gotovtsev, 2010, published in Vodnye Ressursy, 2010. V. 37, nº 2. p.250-256. ISSN 0097-8078.

GRISON, F. *et al. Uso do ADCP para construção da curva-chave*. Laboratório de Hidrologia da Universidade Federal de Santa Catarina, 2008.

GUNDELACH, J. M.; CASTILLO, J. E. Natural stream purification under anaerobic conditions. *Journal Water Pollution Control Federation*. Vol. 48(7), 1976. 1753–1758. Disponível em:<<http://www.jstor.org/discover/10.2307/25039063?uid=3737664&uid=2&uid=4&sid=21102924284811>>. Acesso em: 13 de abril de 2013.

HIDROWEB: Sistema de Informações Hidrológicas [S.I]: Agência Nacional de Águas, 2013. Disponível em: <<http://hidroweb.ana.gov.br>>. Acesso em: 11 nov. 2013.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística – IBGE. Cidades. Disponível em: <<http://www.ibge.gov.br>> Acesso em: nov. 2013.

_____. Cartas Topográficas. Folhas: SF-22-X-B. Brasília: IBGE, 1980. (Escala 1:250.000). Disponível em: <<http://www.ibge.gov.br>> Acesso em: março 2013.

_____. Cartas Topográficas. Folhas: SE-23- Y-C; SE-22-Z-D. Brasília: IBGE, 1979. (Escala 1:250.000). Disponível em: <<http://www.ibge.gov.br>> Acesso em: março 2013.

INSTITUTO MINEIRO DE GESTÃO DAS ÁGUAS. Monitoramento da qualidade das águas superficiais no estado de Minas Gerais- Relatório trimestral: 2º trimestre de 2013, SEMAD, 2013.

KANNEL, P. R.; LEE, S.; KANEL, S. R.; LEE, Y. S.; AHN, Kyu-H. Application of QUAL2Kw for water quality modeling and dissolved oxygen control in the river Bagmati. *Environmental Monitoring and Assessment*, v. 125, p.201–217, 2007.

KNAPIK, H. G.; FERNANDES, C. V. S.; BASSANESI, K. Qualidade da água da Bacia do rio Iguaçu: Diferenças conceituais entre os modelos QUAL2E e QUAL2K. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, v. 16, n.2, p. 75-88, 2011.

LAI, Y.C. *et al.* Development of a water quality modeling system for river pollution index and suspended solid loading evaluation. *Journal of Hydrology*, v.478, p.89-101, 2012.

LIMA, E. B. N. Modelagem Integrada para Gestão da Qualidade da Água na Bacia do Rio Cuiabá. Tese de Doutorado em Ciências em Engenharia Civil, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2001. Disponível em: http://wwwp.coc.ufrj.br/teses/doutorado/rh/2002/teses/RONDON%20LIMA_EBN_02_t_D_est.pdf>. Acesso em: 10 de jun. de 20013.

LOUCKS, D. P.; VAN BEEK, E.; STEDINGER, J. R.; DIJKMAN, J. P.M.; VILLARS, M. T. *Water Resources Systems Planning and Management: An Introduction to Methods, Models and Applications*. UNESCO, Paris, 2005.

LOUZADA, J. P., REIS, J. A. T. dos, MENDONÇA, A. S. F. Uso de Otimização e Modelagem de Qualidade de Água no Planejamento de Implantação de Sistemas de Tratamento de Esgotos Sanitários em Bacias Hidrográficas. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, v. 18, n.1, p. 277-286, 2013.

LUYIGA, S. *et al.* Impact evaluation tools and decision support system for environmental impact assessment (AEI). *Nile Basin Capacity Building Network (NBCBN)*, Cairo (Egypt), p. 121, 2010.

MAMQANI, A. *et al.* Diaz in on fate and toxicity in the Tajan River (Iran) ecosystem. *Environmental Engineering Science*, v. 28, p. 1-10, 2011.

MCKNIGHT, U.S. *et al.* Integrated assessment of the impact of chemical stressors on surface water ecosystems. *Sci Total Environ*, v.427-428, p. 319-331, 2012.

MEHRDADI, N. *et al.* Evaluation of the quality and self purification potential of Tajan river using QUAL2E model. *Iran. J. Environ. Health. Sci. Eng*, v. 3, n.3, p.199-204, 2006.

MINAS GERAIS (Estado). Conselho Estadual De Política Ambiental (COPAM) / Conselho Estadual De Recursos Hídricos Do Estado De Minas Gerais (CERH-MG). Deliberação Normativa conjunta nº 01/2008. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. *Diário Executivo de Minas Gerais*, Belo Horizonte, MG, 13 maio 2008, retificado em 20 maio 2008.

_____. Deliberação Normativa 09/2004 do Conselho de Política Ambiental de Minas Gerais e Conselho Estadual de Recursos Hídricos (COPAM/CERH-MG). Define os usos insignificantes para as circunscrições hidrográficas no Estado de Minas Gerais. *Diário do Executivo - "Minas Gerais"*. Belo Horizonte, MG, 2004.

_____. FEAM- Fundação Estadual do Meio Ambiente. Disponível em:<<http://www.feam.br>>. Acesso em: 27 de fev. de 2013.

MUHLHOF, A. P.; KNAPIK, H. G.; FERNANDES, C. V. S. Avaliação de erros de calibração de modelos matemáticos de qualidade da água e seu impacto para a gestão de recursos hídricos: estudo de caso das bacias do Alto Iguaçu e Barigui. In: XIX SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, 2011, Anais...Maceió- AL, 2011.

NAKAMURA, M.S. *Modelación y análisis de calidad Del Río Atibaia en el tramo entre El punto de captación de la ciudad de Atibaia y el punto de vertido de la ciudad de Paulínia (São Paulo - Brasil)*.119 p. Dissertação de Mestrado. Ingeniería Hidráulica y Medio Ambiente, Universidad Politécnica de Valencia, Valencia, 2010.

NAHON, I. M. *Sistema de apoio à análise de outorga de lançamento de efluente para a variável demanda bioquímica de oxigênio: estudo de caso da bacia do Alto Iguaçu*. Dissertação de mestrado, Programa de Pós- Graduação em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, PR, 2006.

NING S K. *et al.* Assessing pollution prevention program by QUAL2E simulation analysis for the Kao-Ping River Basin, Taiwan. *Journal of Environmental Management*, v.61, n.1, p. 61–76, 2001.

NUNES, D. G. *Modelagem da autodepuração e qualidade da água do rio Turvo Sujo*. 118p. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2008.

OLIVEIRA, B. *et al.* Application of Qual2Kw model as a tool for water quality management: Cértima River as a case study. *Environmental Monitoring and Assessment*, v.184, p.6197–6210, 2012.

OPPA, L. F. *Utilização de modelo matemático de qualidade da água para análise de alternativas de enquadramento do rio Vacacaí Mirim*. 107p. Dissertação de mestrado, Programa de Pós- Graduação em Engenharia Civil, Área de Concentração em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental, Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, RS, 2007.

PALMIERI, V. *Calibração do modelo Qual2E para o rio Corumbataí (SP)*. 91 p. Dissertação de Mestrado, Departamento de Ciências dos materiais e metalurgia, Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2003.

PALMIERI, V.; CARVALHO, R. J. QUAL 2E model for the Corumbatai River. *Ecological Modelling*, v.198, p. 269-275, 2006.

PAREDES-ARQUIOLA, J. *et al.* Water quantity and quality models applied to the Jucar river basin, Spain. *Journal of water resources planning and management*, v.24, n.11, p. 2759-2779, 2010.

PAREDES-ARQUIOLA, J.; ÁLVAREZ, J.A.; SOLERA, A. A decision support system for water quality issues in the Manzanares River (Madrid, Spain). *Science of the Total Environment*, v. 408, n. 12, p. 2576–2589, 2010a.

_____. *Manual del programa Gescal de la simulación de la calidad Del agua*. Valencia (Spain): Universidad Politécnica de Valencia, 2007.

_____. *Modelo GESCAL para la simulación de la calidad del agua en Sistemas de Recursos Hídricos. Manual de usuario. Versión 1.1*. Valencia (Spain): Universidad Politécnica de Valencia, 2009.

_____. Water quantity and quality models applied to the Jucar River Basin, Spain. *Water Resources Management*, v. 24, n. 11, p. 2759-2779, 2010b.

PAREDES J.; LUND J. Refill and drawdown rules for parallel reservoirs: quantity and quality. *Water Resources Management*, v. 20, p.359–376, 2006.

PARK, S. S.; LEE, Y. S. A water quality modeling study of the Nakdong River, Korea. *Ecological Modelling*, v. 152, n.1, p. 65–75, 2002.

PELLETIER, G. J.; CHAPRA, S. C. *QUAL2Kw theory and documentation (version 5.1), a modeling framework for simulating river and stream water quality*. Washington: Department of ecology, 2005.

PINHEIRO, A.; FAHT, G.; SILVA, M. R. da. Determinação do coeficiente de reaeração em rio através do uso do traçador gasoso GLP. *Revista de Engenharia Sanitária e Ambiental*, v.17, n.1, p.107-116, 2012.

PREFEITURA MUNICIPAL DE UBERABA. *Projeto de recuperação ambiental da Bacia do rio Uberaba e revitalização do sistema de Abastecimento – Projeto Água Viva- Avaliação Ambiental*, 2011.

REIS, J. S. A DE. *Modelagem matemática da qualidade de água para o Alto Rio das Velhas (MG)*. 182p. Dissertação de mestrado, Universidade Federal de Ouro Preto. Programa de Mestrado em Engenharia Ambiental, 2009.

REZENDE, G. R. de. Aplicação do modelo matemático de qualidade da água QUAL2E para o estudo do comportamento dos nutrientes nitrogênio e fósforo no rio Monjolinho, São Carlos – SP. In: XIX SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, 2011, *Anais...*Maceió- AL, 2011.

RICCIARDONE, P.; PEREIRA, O. dos S.; PEREIRA, C. de S. S. Avaliação da Capacidade de Autodepuração do Rio das Mortes no Município de Vassouras/RJ. *Revista Eletrônica TECCEN*, Vassouras, v. 4, n. 3, p. 63-76, set./dez., 2011. Disponível em:<http://www.uss.br/pages/revistas/revistateccen/V4N32011/pdf/005_Avaliacao_capac_Depuracao_Rio_Mortes.pdf>. Acesso em: 10 de julho de 2013.

RICKLEFS, R. E. *Economia da Natureza*. W.H Freeman and Company. New York, New York and Basingstoke Copyright, 2001.

ROMEIRO, N. M. L. *Simulação numérica de modelos de qualidade de água usando o método de elementos finitos estabilizados*. 197p. Tese de Doutorado em Ciências em Engenharia Civil, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2003. Disponível em: <http://wwwp.coc.ufrj.br/teses/doutorado/inter/2003/teses/ROMEIRO_NML_03_t_D_int.pdf>. Acesso em: 29 de agosto de 2013.

ROSMAN, P.C.C. *Um sistema Computacional de Hidrodinâmica Ambiental*. In: Rui Carlos Vieira da Silva. (Org). Métodos Numéricos em Recursos Hídricos 5. 1ed. Porto Alegre, ABRH – Associação Brasileira de Recursos Hídricos, 2001. Disponível em:<http://www5.ensp.fiocruz.br/biblioteca/dados/MNRH5_PCCRosman.pdf>. Acesso em: 07 de julho de 2013.

SÁ, C. B. P. de. *Calibração automática de modelos ecológicos baseados em equações diferenciais ordinárias utilizando algoritmos genéricos*. Tese de Doutorado em Tese de Doutorado em Ciências em Engenharia Civil, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio

de Janeiro, 2003. Disponível em: <http://wwwp.coc.ufrj.br/teses/doutorado/inter/2003/teses/SA_CBP_03_t_D_int.pdf>. Acesso em: 12 de julho de 2013.

SALLA, M.R. et al. *Estudo da autodepuração do Rio Jordão, localizado na bacia hidrográfica do Rio Dourados*. Engenharia Sanitária e Ambiental, v. 18, n. 2, p. 105-114, abr./jun., 2013.

SANTOS, I. et al. *Hidromeria Aplicada*. Curitiba: Instituto de Tecnologia e desenvolvimento, 2001.

SANTOS, Z. S. dos; LUCA, S. J. de. Comportamento de poluentes em bacia urbano-rural com plantio direto: simulação com o modelo QUAL2E. In: VI SIMPÓSIO ÍTALO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL- ABES - ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL. *Anais...* Vitória- ES, 2002.

SEFIONE, A.L. *Estudo comparativo de métodos de extrapolação superior de curvas-chave*. 240 p. Dissertação de Mestrado. Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental. Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 2002.

Secretaria de Meio Ambiente. *Plano de Manejo- APA do rio Uberaba*. PMU, 2003.

SIEBER, J., SWARTZ, C., HUBER-LEE, A.H. *Water Evaluation and Planning System (WEAP): User Guide*. Stockholm Environment Institute, Boston, 2005.

SOLERA, A. PAREDES, J., ANDREU, J. *Manual de usuario de AQUATOOLDMA*. Valência: UPV, 2007.

SOARES, P. A; PINHEIRO, A.; ZUCCO, E. Análise dos coeficientes de reações e cinéticos empregados na simulação de qualidade de água em rios. *Revista Brasileira de Recursos hídricos*, v. 17, n.3, p.163-173, 2012.

STRASSER, M.A. *Estudo da geometria das formas de fundo no curso médio do rio Amazonas*. 113p. Dissertação de Mestrado. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil. Universidade Federal do Rio de Janeiro, 2002.

STREETER, H. W., PHELPS, E.B. *A study of the pollution and natural purification of the Ohio river*. United States Public Health Service – Public Health Bulletin, n. 146, 1925.

SULIS, A.; SECHI, G. M. Comparison of generic simulation models for water resource systems. *Environmental Modelling & Software*, v. 40, p. 214-225, 2013.

Terra Ambiental. *Plano Municipal de Saneamento Básico - Veríssimo*. TERRA AMBIENTAL, 2013.

TEODORO, A. et al. Implementação do conceito Capacidade de Diluição de Efluentes no modelo de qualidade da água QUAL-UFGM: estudo de caso no Rio Taquarizinho (MS). *Eng. Sanit. Ambient.* [online], vol.18, n.3, p. 275-288, 2013

TUCCI, C. E. M. *Modelos hidrológicos*. Porto Alegre: Ed. da Universidade /UFRGS/ABRHU/Edusp, 1998.

_____. _____. Colaboração da Associação Brasileira de Recursos Hídricos/ABRH. 2.ed. Porto Alegre: UFRGS, 2005.

VON SPERLING, M. *Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos*. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental; Universidade Federal de Minas Gerais; 1996.

_____. *Estudos e modelagem da qualidade da água de rios*. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental; Universidade Federal de Minas Gerais; 2007

WELSH, W. et al. An integrated modelling framework for regulated river systems. *Environ Modell Soft*, v.39, p. 81-102, 2013.

WOOL, T. A. et al. *Water Quality Analysis Simulation Program (WASP) version 6.0: User's manual*. Atlanta, Ga.: U.S. Environmental Protection Agency, Region4, [s.n], 2001.

YENILMEZ, F.; AKSOY, A. Comparison of phosphorus reduction alternatives in control of nutrient concentrations in Lake Uluabat (Bursa, Turkey): Partial versus full sediment dredging. *Limnologica*, v. 43, p. 1-9, 2013.

ZHANG, X.; HUANG, G.H.; NIE, X.; LI, Q. Model-based decision support system for water quality management under hybrid uncertainty. *Expert Systems with Applications*, v. 38, n. 3, p. 2809-2816, 2011.

ZHANG, W. et al. A coupled water quantity–quality model for water allocation analysis. *Water Resources Management*, v.24, p.485-511, 2010.

ZHANG, W.; RAO, Y.R. Application of a eutrophication model for assessing water quality in Lake Winnipeg. *J Great Lakes Res*, v. 38, n.3, p. 158-173, 2012.

ANEXO A

DADOS DE QUALIDADE DA ÁGUA NAS ENTRADAS INTERMEDIÁRIAS

Oxigênio Dissolvido - OD (mgO ₂ /L)												
Pontos	10/2012	11/2012	12/2012	01/2013	02/2013	03/2013	04/2013	05/2013	06/2013	07/2013	08/2013	09/2013
PQ1	1.90	2.60	5.20	6.90	5.45	5.21	7.08	5.11	7.10	3.01	0.19	0.21
Efluente Tratado	4.66	4.88	5.58	5.59	7.35	4.28	5.57	5.72	5.42	6.10	4.14	2.65
Córrego Preguiça	7.20	6.80	9.20	6.10	6.40	6.60	5.70	5.10	5.60	5.40	2.90	2.50
Ribeirão das Pedras	6.00	6.40	7.00	6.90	6.50	7.20	5.10	4.50	7.20	8.00	4.30	3.00
Nitrogênio orgânico (mgN/L)												
PQ1	0.20	0.80	1.00	1.90	0.20	1.90	1.20	3.60	3.40	2.40	1.60	0.8
Efluente Tratado	5,93*	5,93*	5,93*	5,93*	5,93*	5,93*	5,93*	5,93*	5,93*	5,93*	5,93*	5,93*
Córrego Preguiça	0.60	0.60	0.60	2.40	1.10	1.20	0.30	0.40	0.40	0.60	0.00	0.05
Ribeirão das Pedras	0.60	0.60	0.90	2.70	0.50	0.00	0.40	0.00	0.30	0.00	0.00	0.02
Amônia (mgNH ₄ ⁺ /L)												
PQ1	0.90	0.00	1.00	1.20	0.00	1.00	1.00	1.00	2.00	2,0	2,0	3.40
Efluente Tratado	10.78	15.56	19.23	19.25	17.75	11.65	11.40	20.60	17.20	20.40	28.67	15.85
Córrego Preguiça	0.0	0.15	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	1.00	0.00	1.00	0.02	0.50
Ribeirão das Pedras	0.16	0.16	2.00	0.00	0.00	1.00	0.00	1.00	0.00	1.00	0.01	0.20
Nitrato (mgNH ₃ /L)												
PQ1	0.20	0.23	0.31	0.00	0.06	0.029	0.07	0.10	0.54	0.08	0.15	0.19
Efluente Tratado	0,173*	0,173*	0,173*	0,173*	0,173*	0,173*	0,173*	0,173*	0,173*	0,173*	0,173*	0,173*
Córrego Preguiça	0.03	0.06	0.01	0.40	0.03	0.04	0.11	0.06	0.20	0.15	0.30	0.09
Ribeirão das Pedras	0.39	0.38	0.04	0.3	0.06	0.01	0.06	0.42	0.24	0.15	0.33	0.14
Temperatura (°C)												
PQ1	25.10	24.60	24.60	23.60	24.70	22.10	23.10	22.50	20.50	19.80	17.50	21.30
Efluente Tratado	25.61	24.24	26.27	25.79	25.35	26.04	24.13	23.03	21.71	20.53	22.47	24.20
Córrego Preguiça	23.00	22.50	22.60	21.00	23.80	25.00	19.70	20.80	18.80	16.50	13.10	19.60
Ribeirão das Pedras	24.60	25.50	23.40	24.40	25.00	25.30	18.90	18.60	18.40	16.90	10.10	16.70
Fósforo total (mgP/L)												
PQ1	2.52	2.09	0.90	1.00	0.60	0.40	0.70	0.00	0.00	0.00	0.00	2,0
Efluente Tratado	2.48	3.56	3.18	2.35	2.18	2.30	1.72	2.34	1.76	1.86	2.62	2.35
Córrego Preguiça	0.46	0.19	0.80	0.90	0.60	2.80	1.40	1.10	0.50	0.20	0.40	0.36
Ribeirão das Pedras	0.61	0.66	2.20	0.70	0.40	1.60	0.80	0.60	0.60	0.40	0.50	0.50
Demanda Bioquímica de Oxigênio - DBO ₅ (mgO ₂ /L)												
PQ1	38.90	34.90	37.33	39.33	26,8	34.00	26.00	26.00	19.30	25.60	76.00	35.40
Efluente Tratado	25.27	22.60	25.48	21.12	23.31	22.04	17,97	12.98	20.19	19.10	20.28	20.41
Córrego Preguiça	18.00	28.00	62.00	28.00	6.00	60.00	31.00	30.00	8.00	8.00	5.40	2.00
Ribeirão das Pedras	22.00	26.00	29.00	7.00	9.00	8.00	5.00	80.00	9.00	6.00	6.00	5.00

* - Valores estimados

Fonte: Próprio autor (2013).

ANEXO B

DADOS MENSAIS DE QUALIDADE DA ÁGUA NOS POSTOS PQ2 A PQ10.

Oxigênio Dissolvido - OD (mgO ₂ /L)												
Pontos	10/2012	11/2012	12/2012	01/2013	02/2013	03/2013	04/2013	05/2013	06/2013	07/2013	08/2013	09/2013
PQ2	1,10	4,02	5,70	7,00	5,80	5,11	7,13	5,80	7,16	3,25	1,06	1,69
PQ3	3,50	4,11	5,50	5,00	6,10	3,90	6,90	5,65	6,85	5,00	3,30	4,50
PQ4	3,50	3,84	4,00	4,50	5,90	4,00	5,50	5,47	7,06	5,50	4,30	5,10
PQ5	5,50	5,40	5,96	6,70	6,43	7,16	7,49	6,50	7,00	6,43	5,70	6,80
PQ6	7,50	7,00	7,40	*NR	6,60	6,20	8,40	6,90	7,30	7,40	7,50	7,10
PQ7	6,50	6,30	*NR	7,60	7,20	7,30	8,10	5,70	6,70	5,70	6,50	6,80
PQ8	7,00	7,20	8,00	7,20	6,80	6,70	8,30	6,30	7,20	6,30	4,70	5,90
PQ9	6,40	6,86	*NR	7,20	6,60	6,40	6,90	3,60	6,70	7,30	5,90	4,00
PQ10	5,80	6,50	6,60	7,10	6,80	6,40	7,10	5,60	6,70	7,20	5,50	5,00
Nitrogênio orgânico (mgN/L)												
PQ2	*NR	*NR	2,20	2,90	2,10	2,20	3,40	3,90	*NR	*NR	*NR	*NR
PQ3	*NR	*NR	2,00	2,10	0,90	2,60	2,00	5,00	*NR	*NR	*NR	*NR
PQ4	*NR	*NR	1,50	2,10	1,00	2,90	1,60	4,70	*NR	*NR	*NR	*NR
PQ5	*NR	*NR	1,40	1,70	1,00	1,80	1,70	4,60	*NR	*NR	*NR	*NR
PQ6	*NR	*NR	2,80	2,70	2,20	2,70	1,10	1,90	1,20	2,50	2,30	1,20
PQ7	*NR	*NR	3,00	3,50	0,80	3,10	0,70	0,70	0,60	2,20	2,20	0,10
PQ8	*NR	*NR	1,80	2,60	1,10	2,40	0,30	1,40	0,40	1,20	1,20	0,06
PQ9	*NR	*NR	0,90	2,30	1,50	1,80	1,00	1,00	0,90	1,70	1,40	0,05
PQ10	*NR	*NR	2,00	2,10	1,30	1,30	1,00	1,20	0,20	0,90	0,60	0,04
Amônia (mgNH ₄ ⁺ /L)												
PQ2	0,00	0,00	5,00	1,00	0,00	2,00	3,00	2,00	3,00	4,00	5,20	*NR
PQ3	0,00	0,00	4,50	4,00	4,00	4,00	4,00	4,00	6,00	5,00	3,60	*NR
PQ4	0,00	0,00	4,00	4,00	4,00	2,00	3,00	3,00	3,00	7,00	3,70	*NR
PQ5	0,00	0,00	0,00	2,20	1,80	2,00	2,50	4,00	6,00	8,00	1,00	*NR
PQ6	1,06	1,31	3,00	2,00	1,00	2,00	1,00	2,00	1,00	2,00	1,72	4,10
PQ7	0,21	0,00	0,00	1,00	0,00	0,00	1,00	*NR	*NR	0,00	0,16	1,20
PQ8	0,06	0,13	2,00	0,00	0,00	*NR	*NR	1,00	1,00	1,00	1,50	2,00
PQ9	0,03	0,06	1,00	0,00	*NR	*NR	*NR	1,00	0,00	0,00	0,05	0,50
PQ10	1,00	0,12	1,00	0,80	*NR	*NR	*NR	1,00	0,80	1,00	1,10	0,40

Continua...

Continuação...

Nitrato (mgNH ₃ /L)												
PQ2	0,07	0,15	0,46	0,00	0,09	0,07	0,11	0,11	0,40	0,10	0,16	0,29
PQ3	0,15	0,17	0,35	0,00	0,05	0,04	0,15	0,15	0,40	0,15	0,20	0,30
PQ4	0,10	0,11	0,38	0,00	0,04	0,03	0,11	0,12	0,45	0,07	0,13	0,26
PQ5	0,20	0,17	0,55	0,10	0,08	0,06	0,14	0,20	0,50	0,30	0,15	0,13
PQ6	0,50	1,40	0,09	0,70	0,16	0,14	0,15	0,55	2,25	0,41	0,06	1,25
PQ7	0,50	0,11	0,10	0,70	0,16	0,42	0,14	0,48	1,43	0,21	2,21	0,96
PQ8	0,40	0,33	0,12	0,60	0,10	0,03	0,08	0,29	1,19	0,19	1,45	0,65
PQ9	0,02	0,23	0,26	0,70	0,08	0,04	0,17	0,32	0,85	0,16	1,22	0,55
PQ10	0,34	0,46	0,36	0,70	0,1	0,06	0,10	0,22	0,75	0,15	1,10	0,66
Temperatura (°C)												
PQ2	23,00	24,60	24,60	23,60	25,20	22,40	22,90	22,50	20,50	19,80	17,50	21,30
PQ3	25,10	24,60	24,80	23,60	24,80	22,60	23,00	22,50	20,50	19,80	17,50	21,30
PQ4	25,10	24,60	23,60	23,50	24,70	22,20	23,20	22,50	20,50	19,80	17,50	21,30
PQ5	26,90	24,80	26,50	25,20	24,00	22,50	20,00	21,50	19,80	20,10	14,40	21,30
PQ6	25,00	24,00	26,50	21,00	24,20	23,40	20,40	21,30	19,30	18,50	15,80	19,50
PQ7	23,00	24,40	23,40	23,50	22,90	24,20	18,30	19,30	18,10	16,80	11,50	17,10
PQ8	23,60	25,20	23,70	23,60	24,00	25,10	18,30	18,90	18,40	16,30	10,70	18,10
PQ9	25,00	26,20	24,70	24,00	27,10	24,60	19,30	20,10	19,90	18,70	10,90	17,70
PQ10	28,00	27,20	25,70	25,00	28,80	27,30	20,40	21,30	20,80	20,90	14,50	18,80
Fósforo total (mgP/L)												
PQ2	3,42	1,91	1,30	1,00	0,50	0,60	0,90	0,00	0,00	0,00	0,00	2,50
PQ3	3,18	2,05	1,20	1,00	0,70	0,70	0,70	0,00	0,00	0,00	0,00	2,70
PQ4	2,96	2,00	0,80	1,00	0,60	0,80	0,70	0,00	0,00	0,00	0,00	2,50
PQ5	1,60	1,20	0,90	0,90	1,00	0,50	0,70	0,00	0,00	0,00	0,00	2,30
PQ6	1,51	0,71	2,20	1,00	0,60	2,10	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,40
PQ7	0,91	0,44	1,10	0,90	0,90	1,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,20
PQ8	0,65	0,80	0,90	1,00	0,50	1,80	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
PQ9	0,43	0,71	1,00	1,00	0,40	1,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,30
PQ10	0,33	0,49	1,00	1,00	0,50	1,50	0,40	0,00	0,00	0,00	0,00	0,30
Demanda Bioquímica de Oxigênio - DBO ₅ (mgO ₂ /L)												
PQ2	43,10	33,10	36,00	39,33	20,00	33,60	29,10	21,00	19,20	26,90	53,00	45,40
PQ3	39,40	34,20	38,00	38,00	20,00	31,60	30,80	25,00	19,70	25,60	50,00	34,20
PQ4	30,00	28,00	29,33	30,00	25,00	27,30	23,00	20,00	15,00	25,70	55,00	30,00
PQ5	29,00	27,00	28,00	29,00	24,00	26,00	22,00	19,00	14,00	24,00	48,00	36,00
PQ6	24,00	22,50	25,00	14,50	15,00	18,00	21,50	10,50	*NR	14,00	30,00	22,00
PQ7	19,00	18,00	22,00	0,00	6,00	10,00	21,00	2,00	7,00	4,00	12,00	8,00
PQ8	15,00	20,00	18,00	4,00	8,00	8,00	9,00	6,00	11,00	6,00	6,00	4,00
PQ9	21,00	16,00	18,00	1,00	9,00	1,30	11,00	20,00	12,00	3,00	6,00	0,00
PQ10	21,00	15,00	15,00	0,00	10,00	10,00	9,00	11,00	16,00	10,00	10,00	15,00

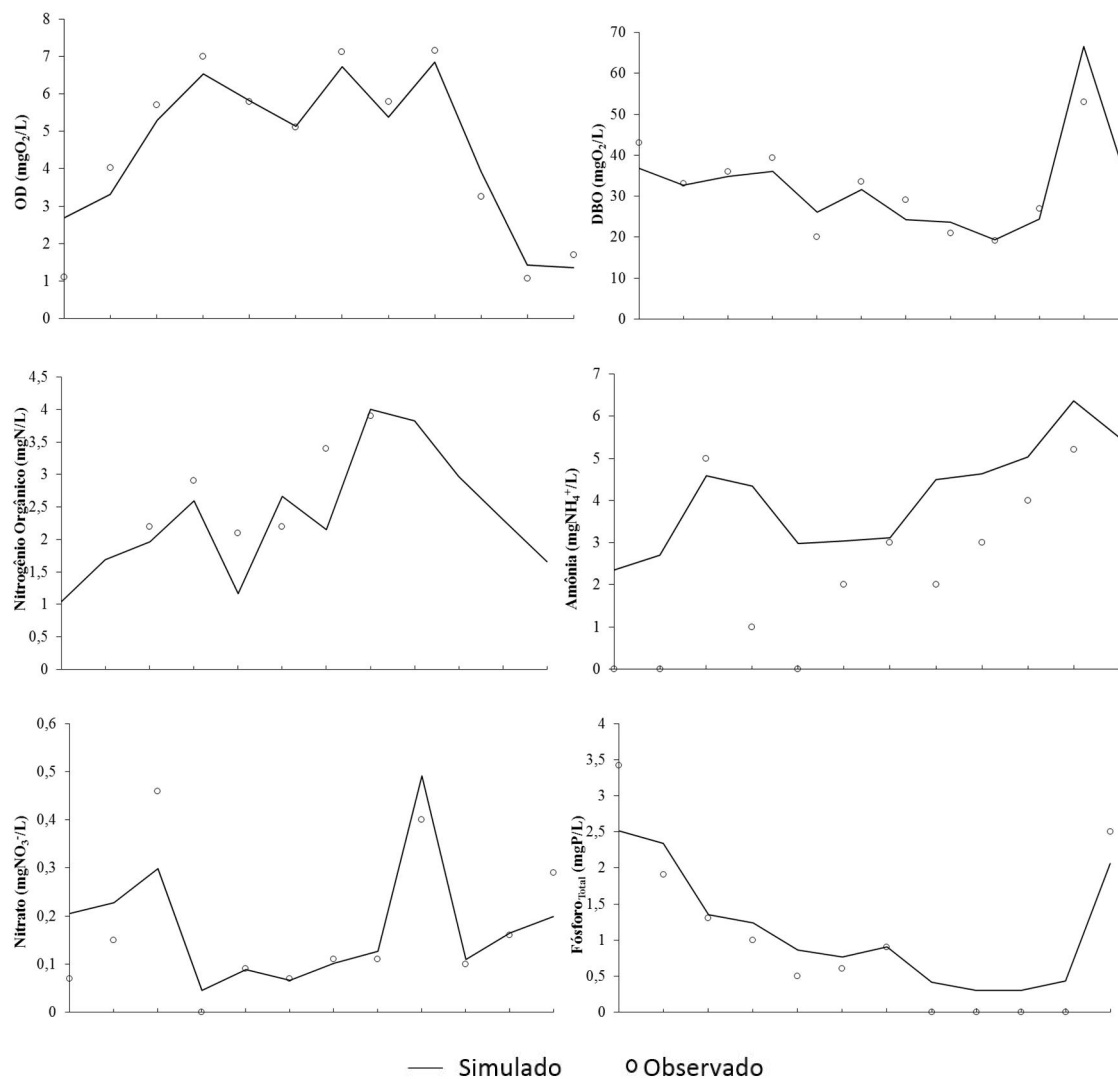
*NR – Análise não realizada

Fonte: Próprio autor (2013).

ANEXO C

SÉRIES E DADOS OBSERVADOS DOS PARÂMETROS DE QUALIDADE DA ÁGUA NOS POSTOS DE QUALIDADE PQ2 ATÉ PQ10.

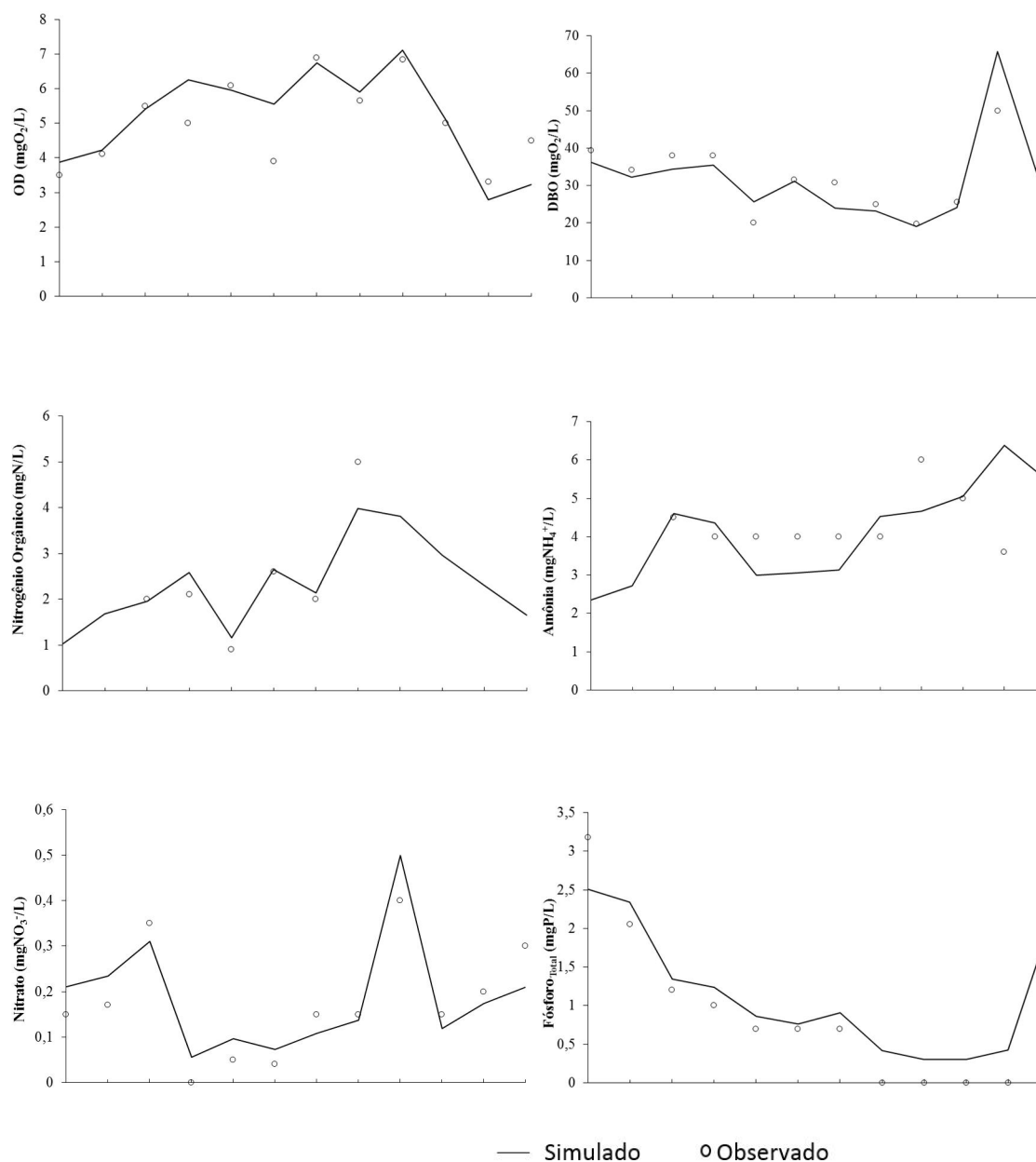
Anexo C1 - PQ2



— Simulado ○ Observado

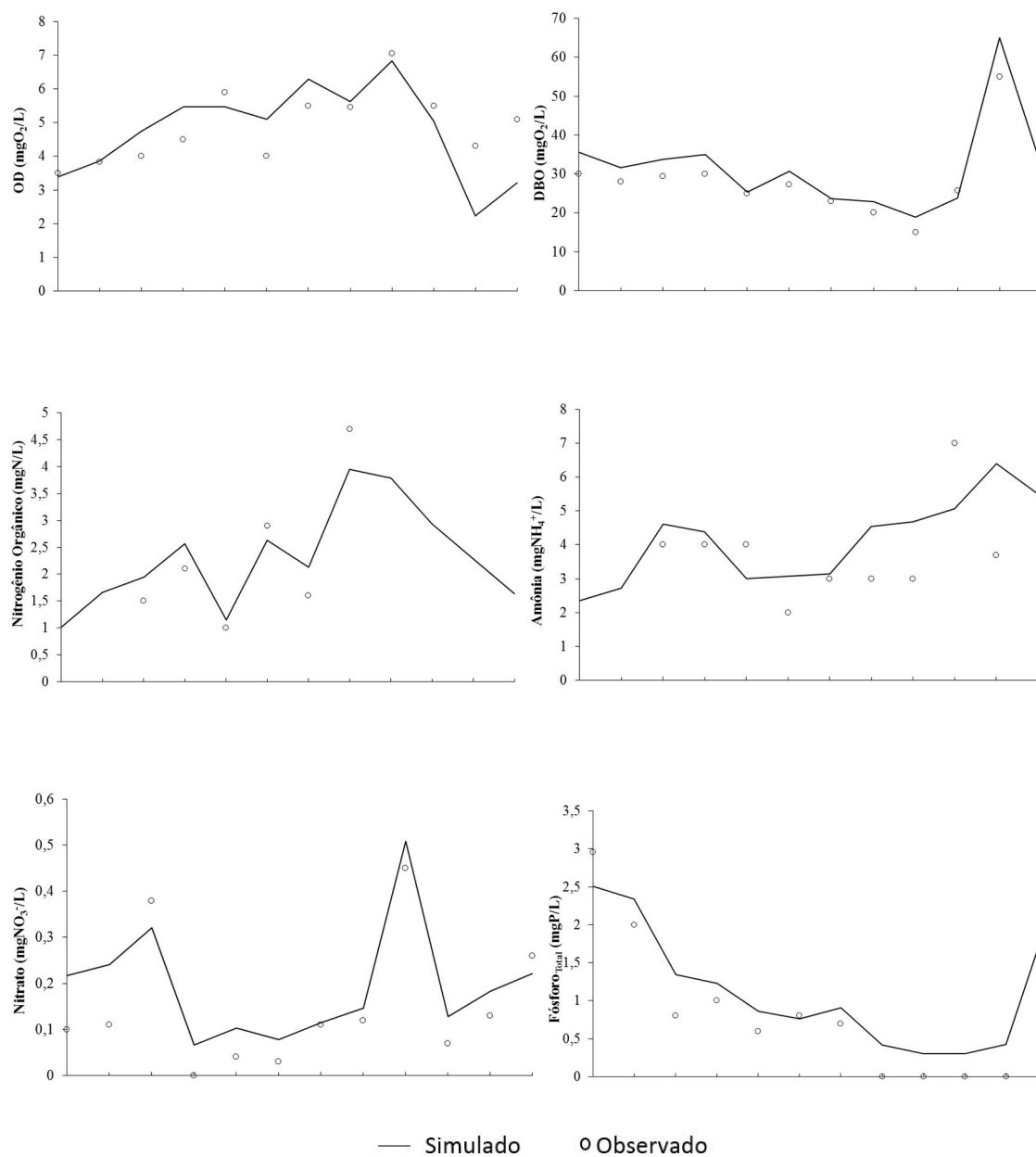
Fonte: Próprio autor (2013).

Anexo C2 - PQ3



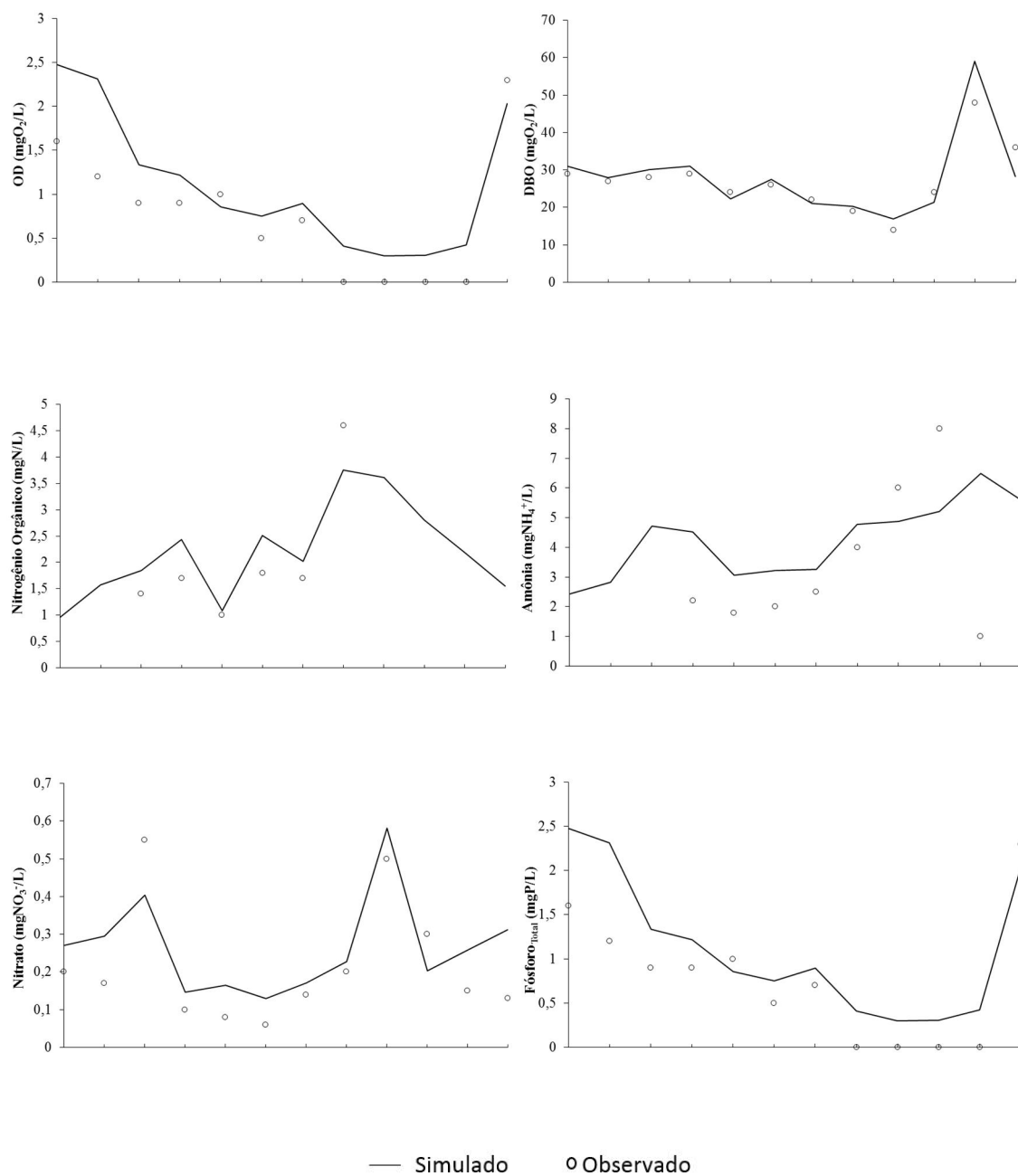
Fonte: Próprio autor (2013).

Anexo C2 - PQ4

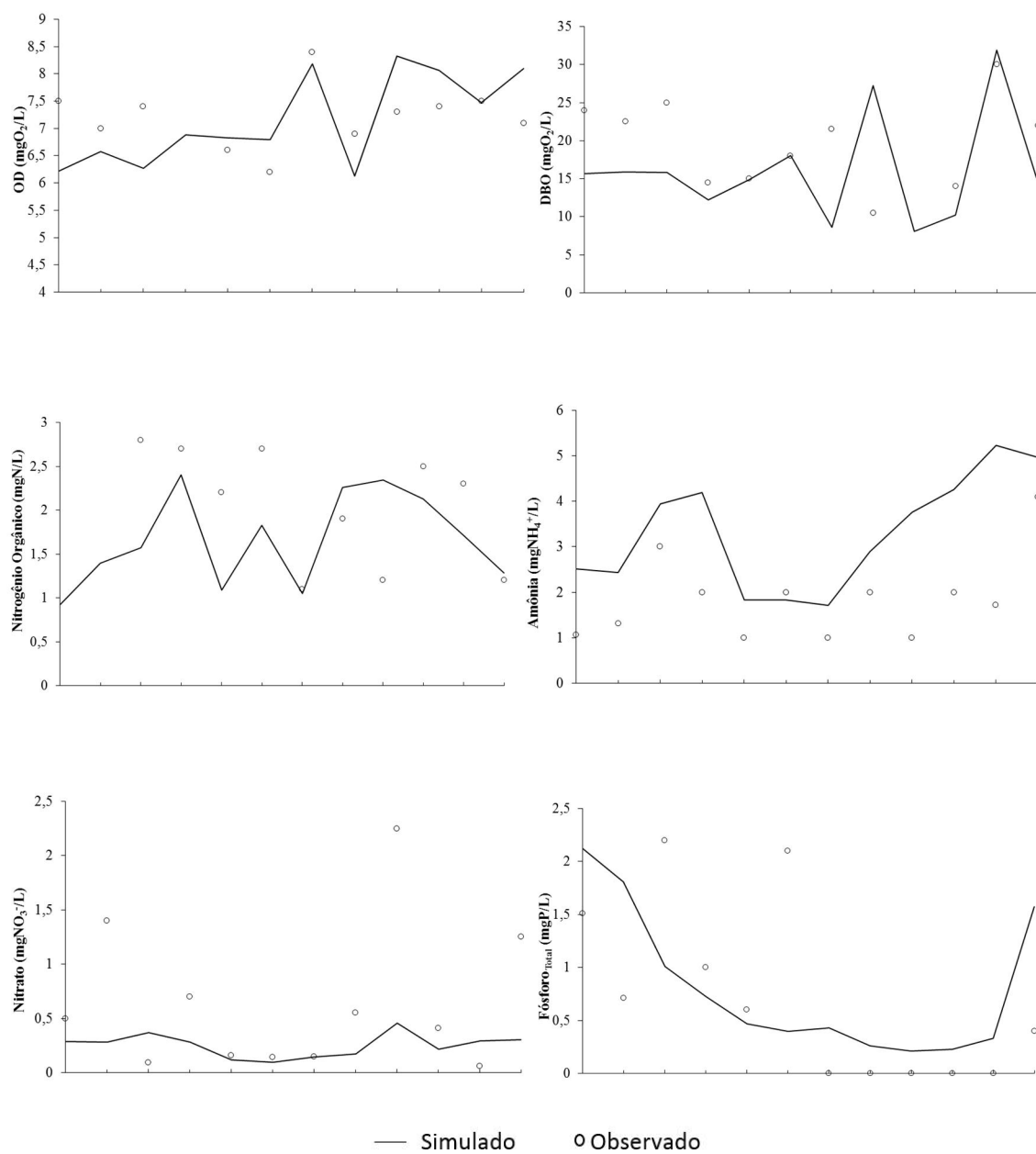


Fonte: Próprio autor (2013).

Anexo C4 - PQ5

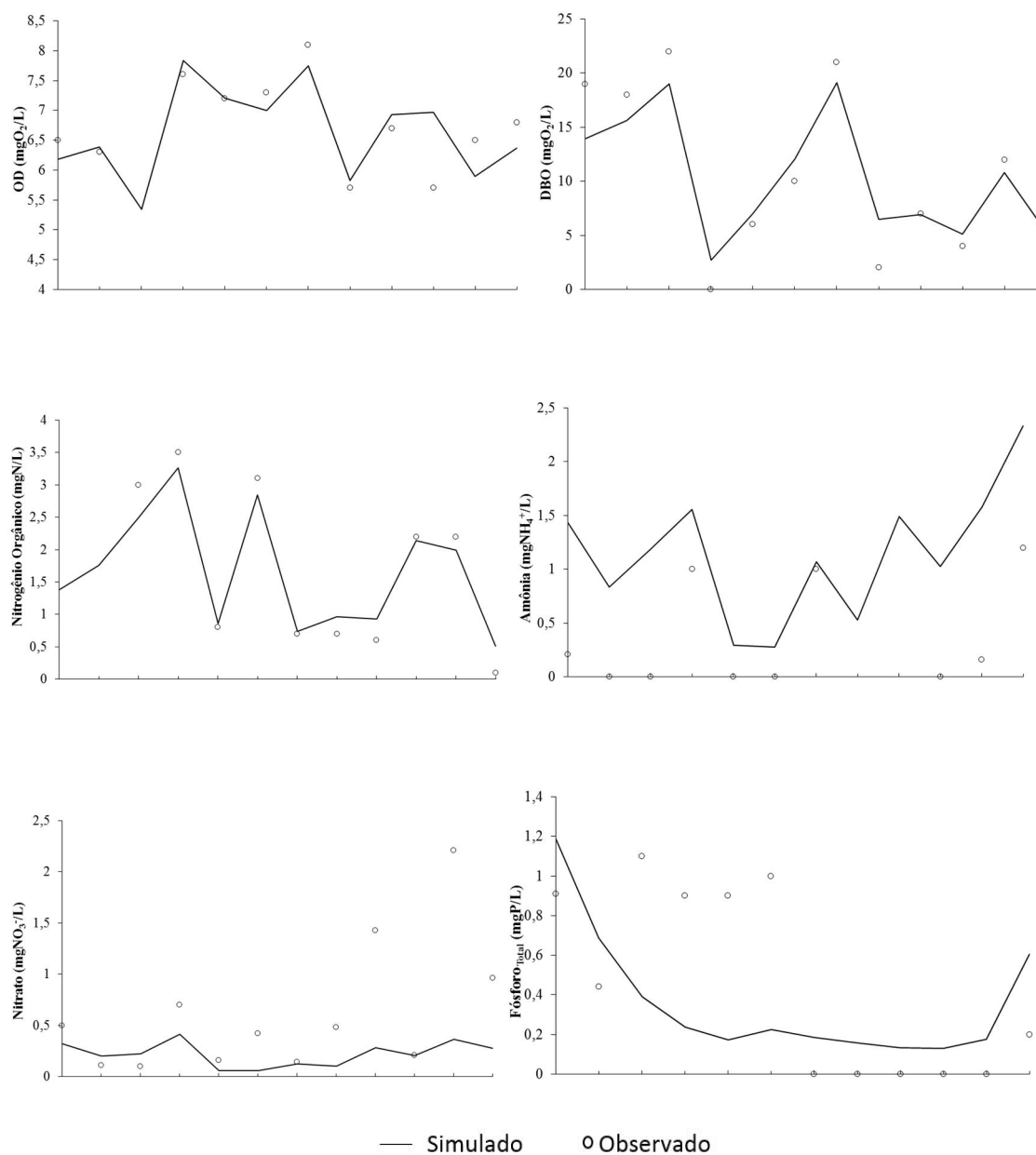


Anexo C5 - PQ6



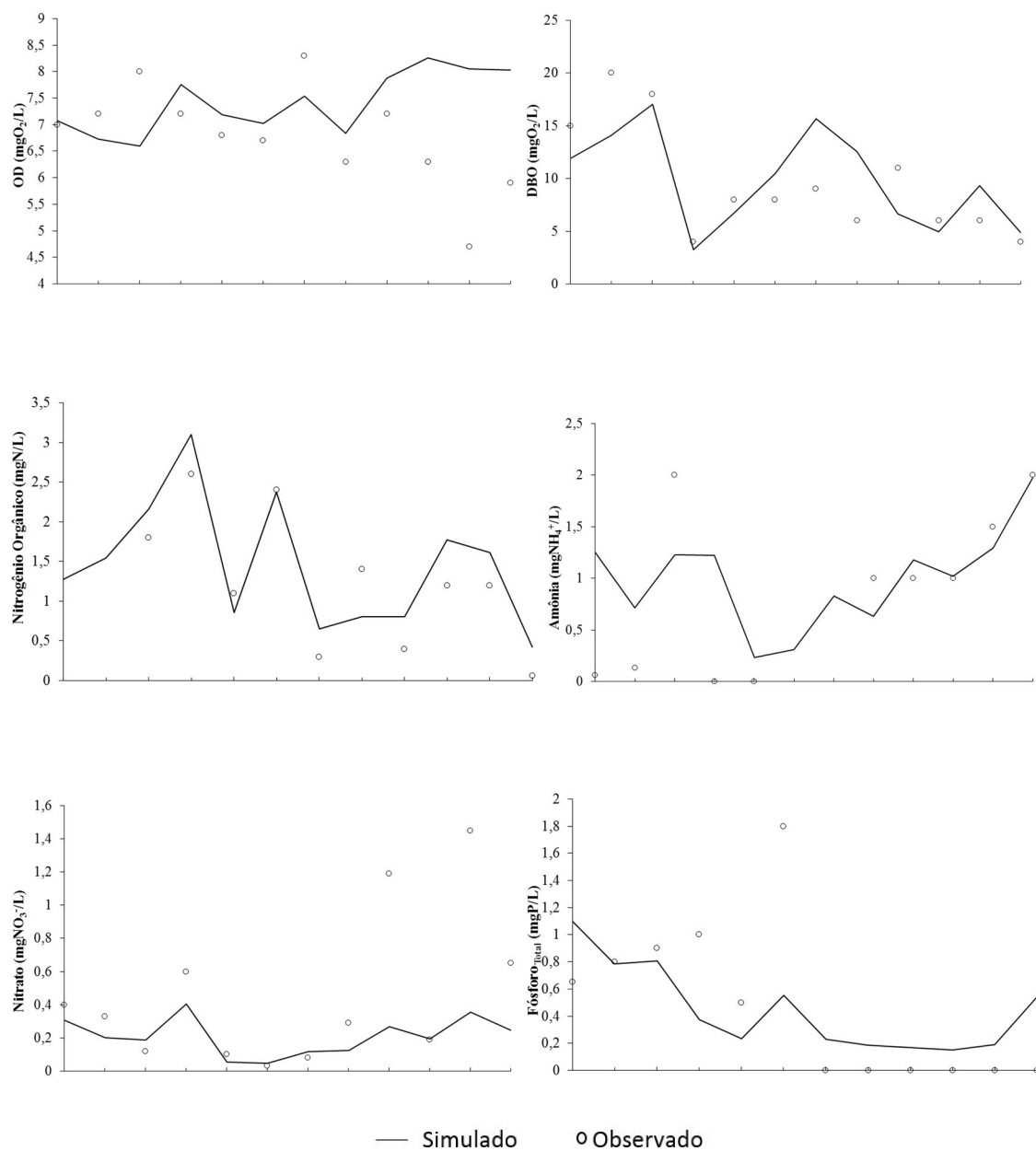
Fonte: Próprio autor (2013).

Anexo C6 - PQ7



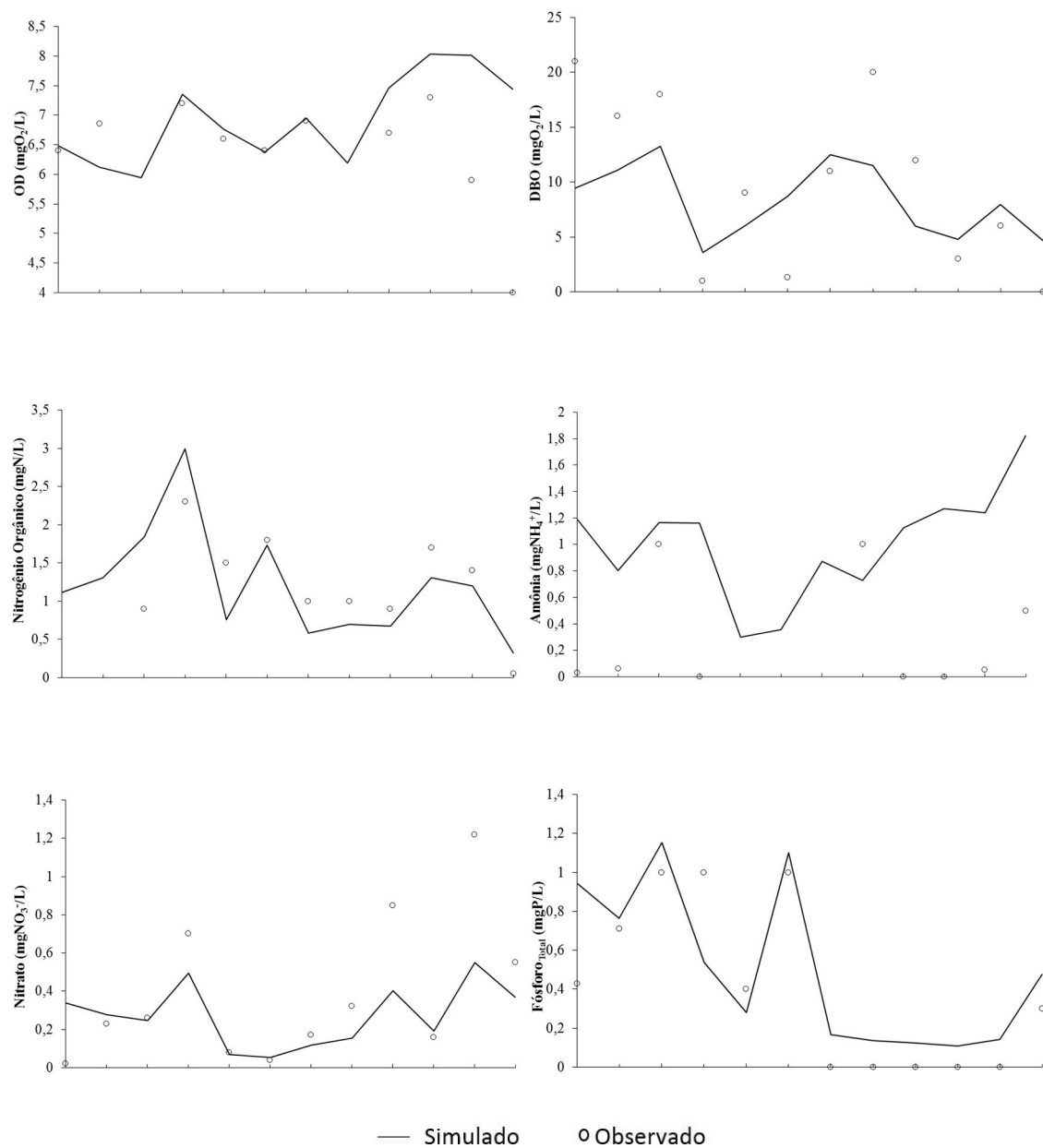
Fonte: Próprio autor (2013).

Anexo C7 - PQ8



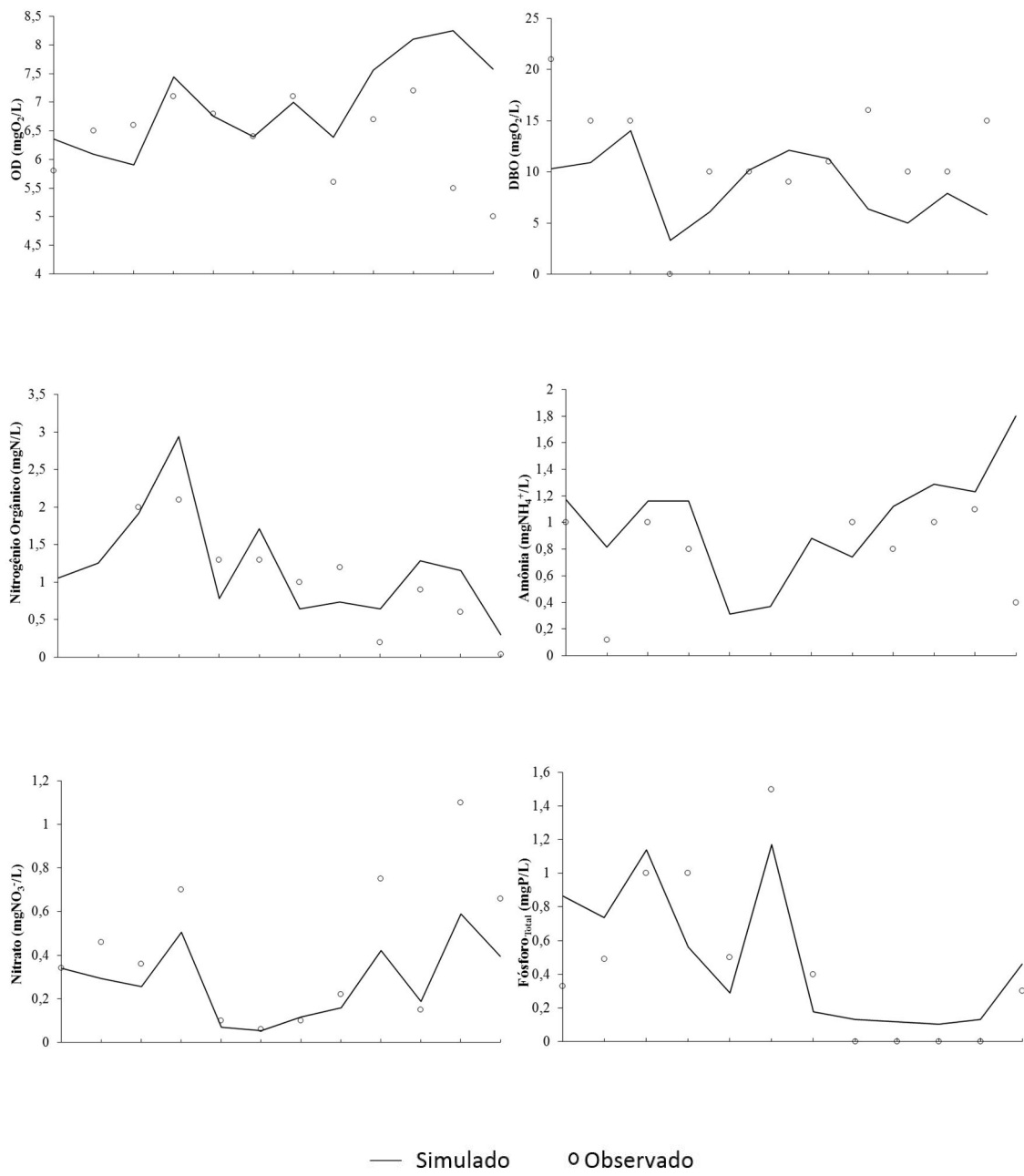
Fonte: Próprio autor (2013).

Anexo C8 - PQ9



Fonte: Próprio autor (2013).

Anexo C9 - PQ10

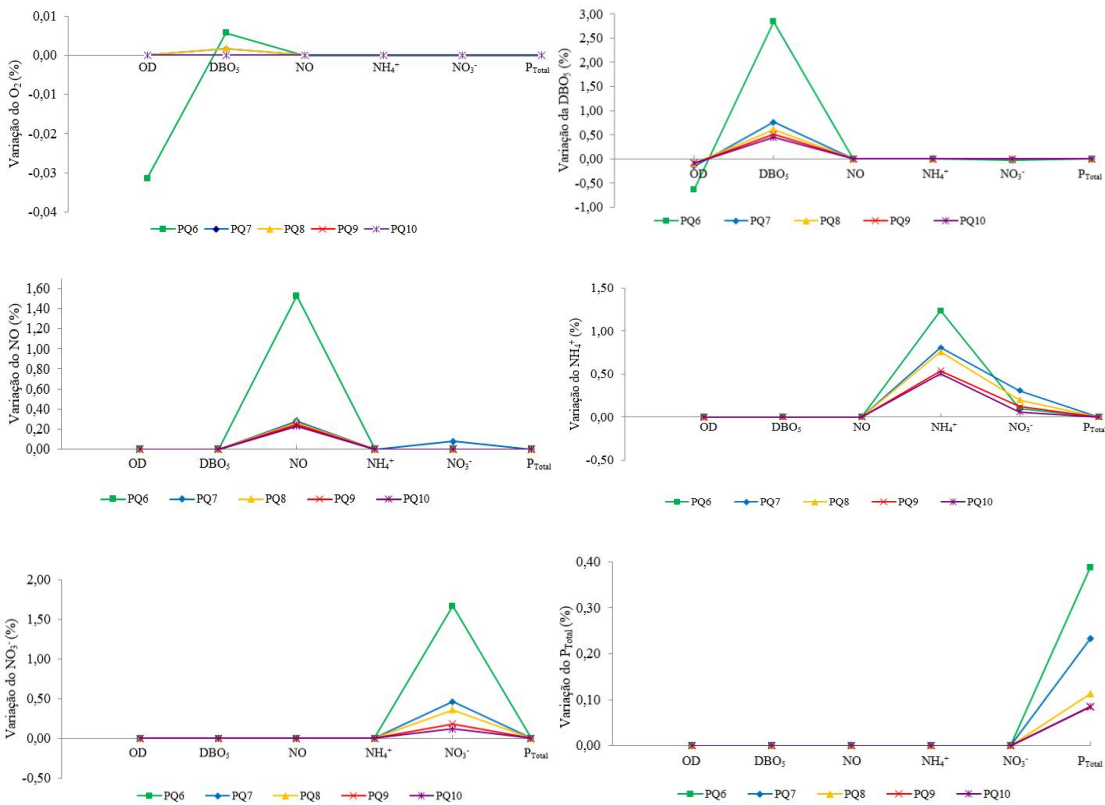


Fonte: Próprio autor (2013).

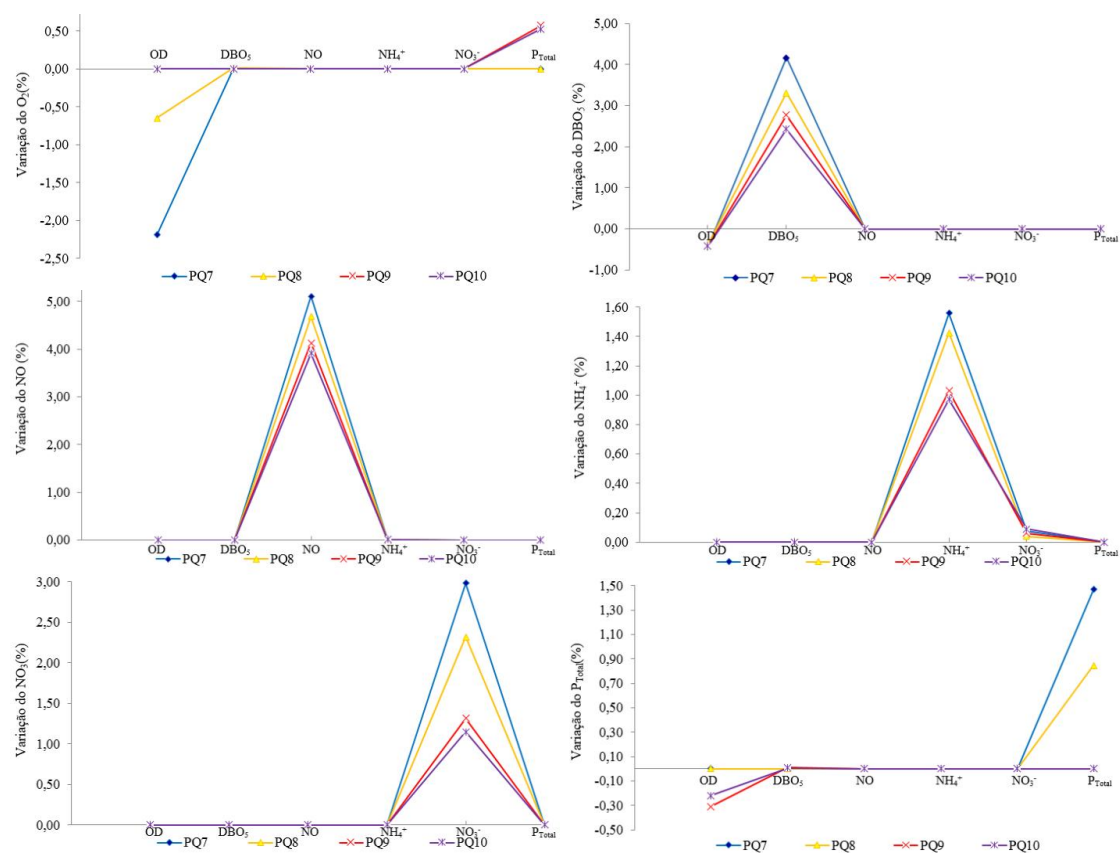
ANEXO D

ANÁLISE DE SENSIBILIDADE DOS PARÂMETROS DE QUALIDADE

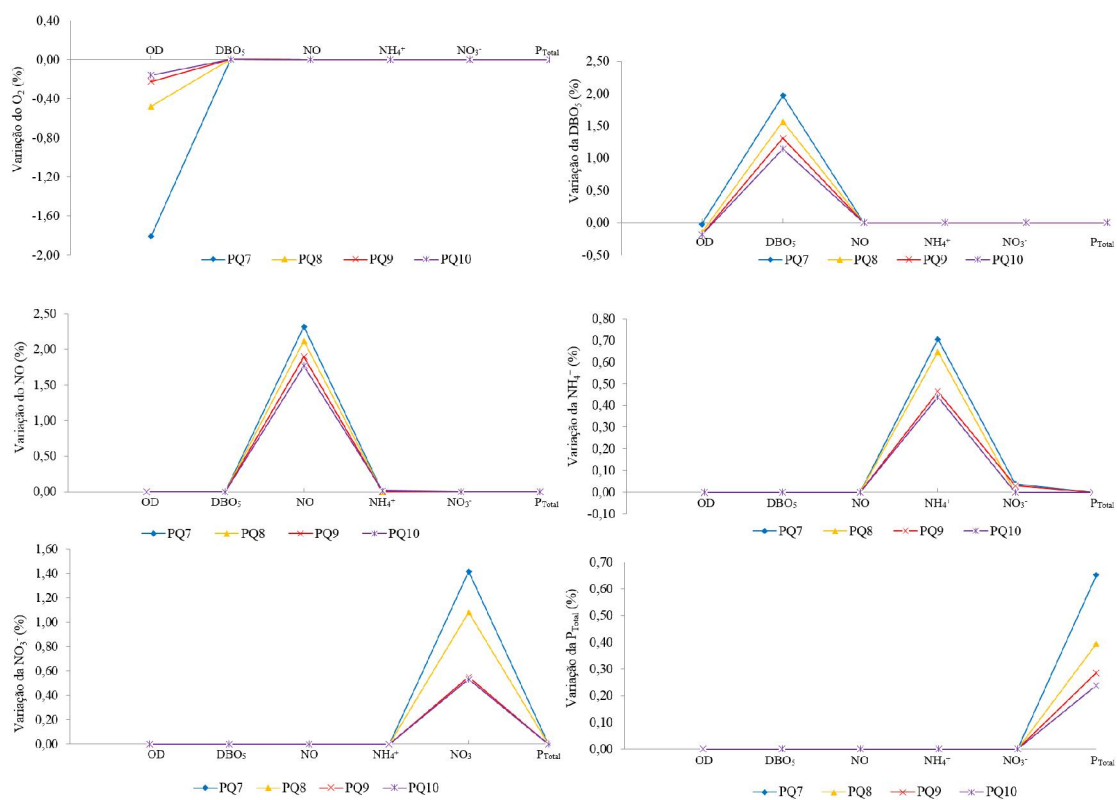
Córrego Jataí



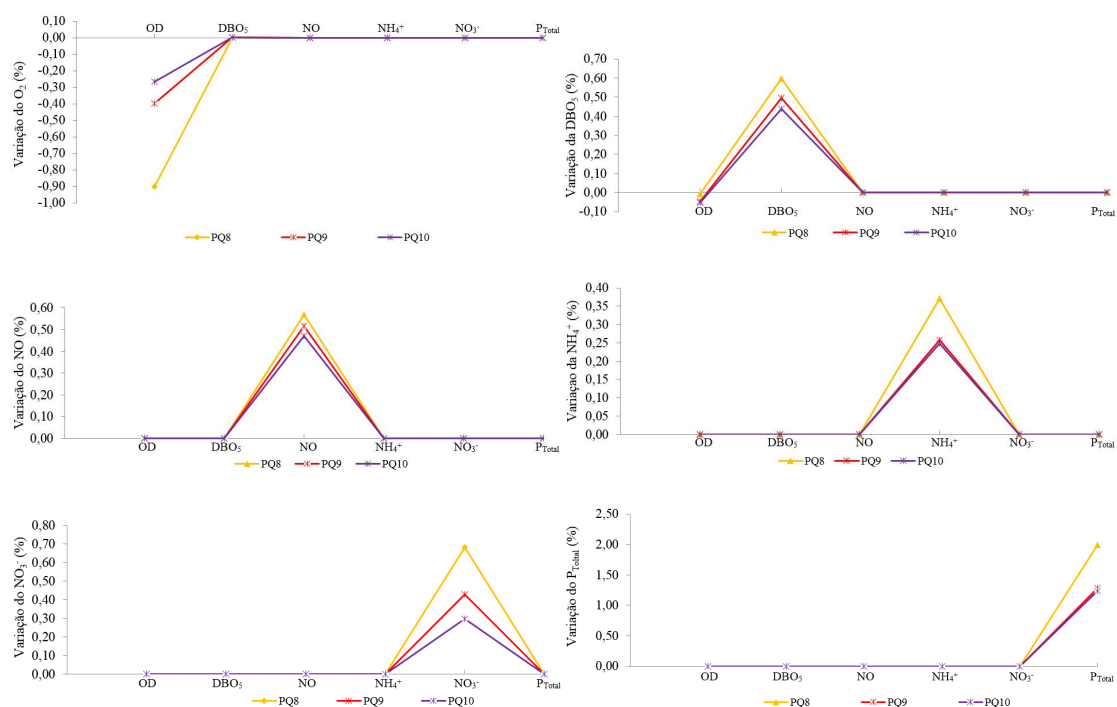
Ribeirão Santa Gertrudes



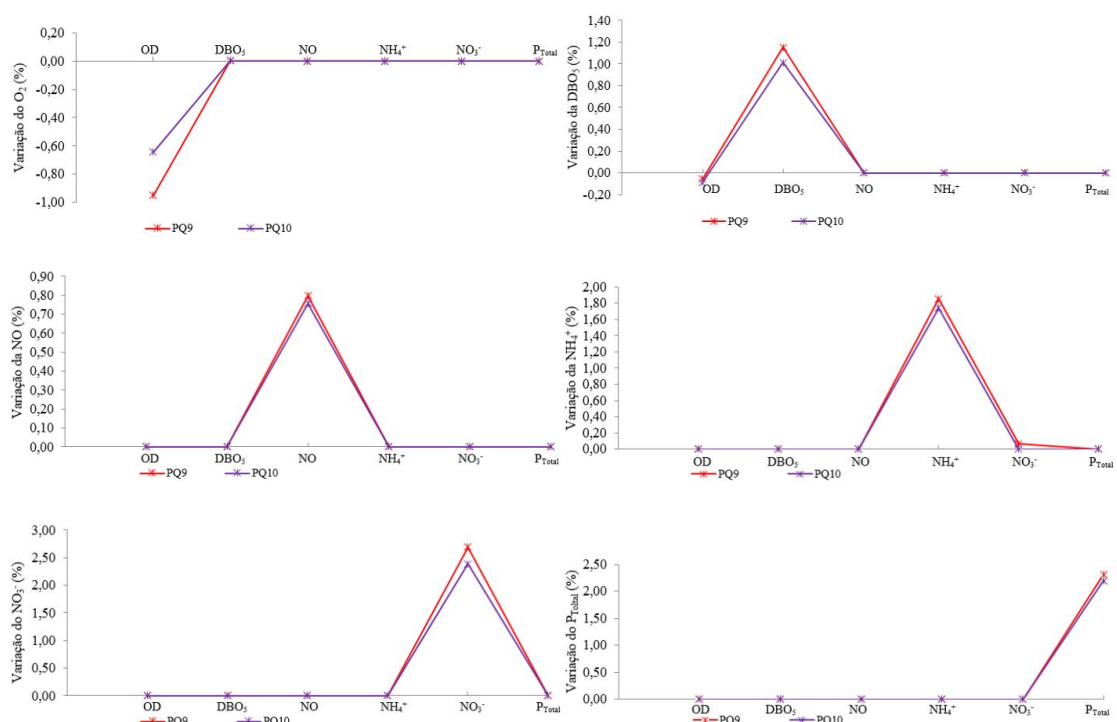
Rio Veríssimo



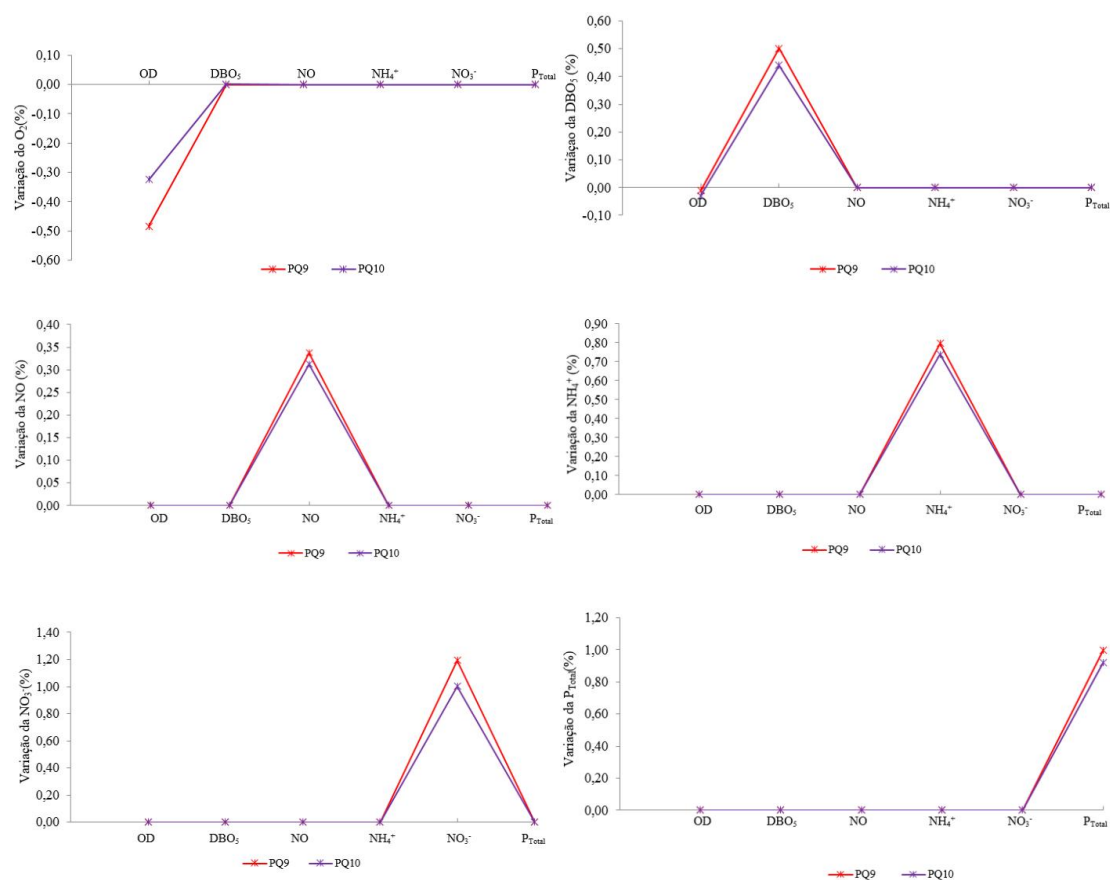
Ribeirão São Félix



Córrego Santo Antônio



Córrego Maracujá



Córrego Bernardes

