

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

**MODELAGEM DA QUALIDADE DA ÁGUA NO**  
**TRECHO DE VAZÃO REDUZIDA (TVR) DO**  
**APROVEITAMENTO HIDRELÉTRICO DE CAPIM**  
**BRANCO I DO RIO ARAGUARI-MG**

**Nayana Grasielle Marques Silva**

**Belo Horizonte**

**2007**

**MODELAGEM DA QUALIDADE DA ÁGUA NO  
TRECHO DE VAZÃO REDUZIDA (TVR) DO  
APROVEITAMENTO HIDRELÉTRICO DE CAPIM  
BRANCO I, NO RIO ARAGUARI-MG**

**Nayana Grasielle Marques Silva**

**Nayana Grasielle Marques Silva**

**MODELAGEM DA QUALIDADE DA ÁGUA NO  
TRECHO DE VAZÃO REDUZIDA (TVR) DO  
APROVEITAMENTO HIDRELÉTRICO DE CAPIM  
BRANCO I NO RIO ARAGUARI-MG**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos da Universidade Federal de Minas Gerais, como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos.

Área de concentração: Saneamento

Linha de pesquisa: Avaliação, modelagem e controle de processos de tratamento de esgotos.

Orientador: Marcos von Sperling

Belo Horizonte

Escola de Engenharia da UFMG

2007

## **FOLHA DE APROVAÇÃO**

*Dedico este trabalho aos meus pais e ao meu irmão, por serem sempre o meu ponto de apoio.*

## **Agradecimentos**

Ao meu orientador, Marcos von Sperling, por toda a atenção, disponibilidade de ensinar, oportunidades a mim oferecidas e confiança. Por ter sido mais que um orientador, é também um exemplo de profissional a ser seguido;

Aos professores do programa de pós-graduação, sendo os que contribuíram durante os seminários, ou aqueles que em tantas conversas me auxiliaram em dúvidas pontuais, como os professores Luiz Rafael Palmier e Mauro Naghettini;

Ao Consórcio Capim Branco Energia, em especial ao professor Marcos Roberto Moreira Ribeiro, pela disponibilização de informações e pela possibilidade de desenvolvimento desse projeto;

Aos colegas João Malta, pela contribuição valiosíssima e tempo despendido na elaboração das figuras ilustrativas deste trabalho, e Charles Pierre, pelas ótimas dicas de expressões de português e discussões a respeito da conclusão de uma dissertação;

Às novíssimas amigas, coincidentemente Carol e Carol, pelas mãozinhas, principalmente na reta final desse trabalho;

Também agradeço àqueles que de alguma forma contribuíram com este trabalho e que não estão citados aqui.

“Não basta ensinar ao homem uma especialidade, porque ele se tornará uma máquina indestrutível, mas não uma personalidade. É necessário que se adquira um sentimento; um senso prático daquilo que vale a pena ser empreendido, daquilo que é belo, do que é moralmente correto.”

Albert Einstein

<b>LISTA DE FIGURAS</b>	<b>1</b>
<b>LISTA DE TABELAS</b>	<b>3</b>
<b>RESUMO</b>	<b>5</b>
<b>ABSTRACT</b>	<b>6</b>
<b>1. INTRODUÇÃO</b>	<b>7</b>
<b>2. OBJETIVOS</b>	<b>11</b>
2.1. Geral.....	11
2.2. Específicos.....	11
<b>3. REVISÃO DE LITERATURA</b>	<b>12</b>
3.1. Redução de vazão em cursos d'água .....	12
3.2. Modelagem de qualidade da água .....	16
3.3. Modelo QUAL2E .....	18
3.3.1 Algas.....	20
3.3.2 Nitrogênio.....	26
3.3.3 Fósforo.....	29
3.3.4 Demanda Bioquímica de Oxigênio.....	31
3.3.5 Oxigênio Dissolvido.....	33
3.3.6 Patógenos.....	39
3.3.7 Efeito da temperatura.....	40
3.4. Padrões de qualidade da água .....	42
3.5. Análise de incerteza e de sensibilidade.....	44
<b>4. METODOLOGIA</b>	<b>48</b>
4.1. Descrição da área .....	48
4.2. ETE Ipanema .....	53
4.3. Levantamento de dados .....	55
4.3.1 Dados morfométricos .....	55
4.3.2 Dados de qualidade da água .....	58
4.3.3 Caracterização dos afluentes e efluentes da ETE Ipanema.....	59
4.3.4 Contribuições incrementais da bacia .....	60
4.4. Modelagem de qualidade da água .....	60
4.4.1 Cenário 1 – TVR como rio (ausência de soleiras vertentes).....	62
4.4.2 Cenário 2 – TVR como reservatórios em série (presença de soleiras vertentes).....	64
4.5. Análise de incerteza dos modelos.....	67
<b>5. RESULTADOS E DISCUSSÃO</b>	<b>75</b>
5.1. Considerações preliminares.....	75
5.2. Análise dos dados obtidos .....	75
5.1.1 Dados de monitoramento da ETE Ipanema .....	75
5.1.2 Dados de qualidade da água do TVR .....	77
5.1.3 Dados de entrada para o modelo.....	84

<b>5.3. Resultado das simulações.....</b>	<b>84</b>
5.2.1 Simulação do TVR sem soleiras (TVR como rio).....	84
5.2.2 Simulação do TVR com soleiras (TVR como reservatórios em série).....	89
5.2.3 TVR sem soleiras <i>versus</i> TVR com soleiras .....	93
<b>5.4. Análise de Incerteza .....</b>	<b>97</b>
<b>5.5. Análise de Sensibilidade.....</b>	<b>100</b>
5.5.1 TVR enquanto rio (sem soleiras).....	100
5.5.2 TVR enquanto reservatórios (com soleiras) .....	103
<b>6. CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES .....</b>	<b>107</b>
<b>REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....</b>	<b>110</b>
<b>ANEXO I – Arranjo geral da usina hidrelétrica de capim branco i – rio araguari ____</b>	<b>117</b>
<b>ANEXO II – Resultados do teste estatístico Mann-Whitney aplicado aos resultados do modelo empregado para representar o TVR operando como rio (sem soleiras vertentes)</b>	<b>119</b>
<b>ANEXO III - Resultados do teste estatístico Mann-Whitney aplicado aos resultados do modelo empregado para representar o TVR operando como reservatórios em série (com soleiras vertentes) .....</b>	<b>122</b>

## LISTA DE FIGURAS

- Figura 1.1** – Desenho esquemático das três condições do trecho em estudo: (a) com sua vazão natural, antes da instalação da UHE, (b) com a redução de sua vazão devido ao desvio para a geração de energia na UHE e (c) após a instalação de uma soleira vertente, com conseqüente elevação do nível d'água.....08
- Figura 3.1** – Desenho esquemático de uma concepção de instalação hidrelétrica com formação de um TVR.....13
- Figura 4.1** – Instalação da quarta soleira vertente no trecho de vazão reduzida da UHE Capim Branco I.....50
- Figura 4.2** – Perfil longitudinal e níveis d'água no TVR da UHE Capim Branco I com uma vazão natural de  $882 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$  e a vazão remanescente após instalação do empreendimento ( $7 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ ) após a instalação das soleiras vertentes (S1 a S6).....51
- Figura 4.3** – Vista do canal de fuga da UHE Capim Branco I, portanto, final do TVR.....52
- Figura 4.4** – Localização de instalação das soleiras vertentes. A flecha em vermelho indica o local de deságüe do córrego Terra Branca. ....53
- Figura 4.5** – Reator UASB seguido por filtro anaeróbio – ETE Ipanema, Uberlândia/MG.....54
- Figura 4.6** – Flotador – ETE Ipanema, Uberlândia/MG.....55
- Figura 4.7** – Localização dos pontos de coleta ao longo do TVR (P01 - início do TVR, P02 - montante e P03 - jusante do ponto de deságüe do tributário com o efluente da ETE e P04 - ao final do TVR).....59
- Figura 4.8** – Esquema dos trechos modelados (em preto): córrego Terra Branca e TVR.....61
- Figura 5.1** – Eficiências de remoção da ETE Ipanema.....75
- Figura 5.2** – Concentrações de DBO para os pontos de amostragem durante o ano de monitoramento.....78
- Figura 5.3** – Concentrações de DQO para os pontos de amostragem durante o ano de monitoramento.....78
- Figura 5.4** – Concentrações de OD para os pontos de amostragem durante o ano de monitoramento.....79
- Figura 5.5** – Valores de temperatura da água para os pontos de amostragem durante o ano de monitoramento.....79
- Figura 5.6** – Concentrações médias de DBO nos 04 pontos de monitoramento do TVR.....80
- Figura 5.7** – Concentrações médias de DQO nos 04 pontos de monitoramento do TVR.....80
- Figura 5.8** – Concentrações médias de OD nos 04 pontos de monitoramento do TVR.....81

<b>Figura 5.9</b> – Concentrações médias de Fósforo (orgânico e inorgânico) nos 04 pontos de monitoramento do TVR. ....	81
<b>Figura 5.10</b> – Concentrações médias de Nitrogênio (orgânico, amoniacal, nitrito e nitrato) nos 04 pontos de monitoramento do TVR. ....	82
<b>Figura 5.11</b> – Valores médios de temperatura nos 04 pontos de monitoramento do TVR.....	82
<b>Figura 5.12</b> – Valores médios de pH nos 04 pontos de monitoramento do TVR.....	83
<b>Figura 5.13</b> – Concentrações médias de <i>E. coli</i> nos 04 pontos de monitoramento do TVR.....	83
<b>Figura 5.14</b> – Concentrações médias de clorofila <i>a</i> nos 04 pontos de monitoramento do TVR .....	83
<b>Figura 5.15</b> – Resultado das simulações dos parâmetros DBO, OD, N amoniacal, Nitrito e Nitrato para o TVR sem a instalação das soleiras vertentes.....	87
<b>Figura 5.16</b> – Resultado das simulações dos parâmetros P total, <i>E. coli</i> e clorofila <i>a</i> para o TVR sem a instalação das soleiras vertentes.....	89
<b>Figura 5.17</b> – Resultado das simulações dos parâmetros DBO, OD, N amoniacal, Nitrito e Nitrato para o TVR após a instalação das soleiras vertentes.....	91
<b>Figura 5.18</b> – Resultado das simulações dos parâmetros P total, <i>E. coli</i> e clorofila <i>a</i> para o TVR após a instalação das soleiras vertentes.....	92
<b>Figura 5.19</b> – Resultado das simulações dos parâmetros DBO, OD, P orgânico, P inorgânico e P total para o TVR com e sem soleiras.....	95
<b>Figura 5.20</b> – Resultado das simulações dos parâmetros N orgânico, N amoniacal, Nitrito, Nitrato e N total para o TVR com e sem soleiras.....	96
<b>Figura 5.21</b> – Resultado das simulações dos parâmetros Clorofila <i>a</i> e <i>E. coli</i> para o TVR com e sem soleiras.....	97
<b>Figura 5.22</b> – Probabilidade de o parâmetro simulado não cumprir o padrão definido pela Res. CONAMA 357/05, para a modelagem considerando o TVR sem soleiras (como rio).....	98
<b>Figura 5.23</b> – Probabilidade de o parâmetro simulado não cumprir o padrão definido pela Resolução CONAMA 357/05, para a modelagem considerando o TVR com soleiras (como reservatórios em série).....	98

## LISTA DE TABELAS

<b>Tabela 3.1</b> – Faixa de valores para os diferentes coeficientes do modelo de algas.....	26
<b>Tabela 3.2</b> – Faixas de valores para os coeficientes do modelo de nitrogênio.....	29
<b>Tabela 3.3</b> – Faixas de valores para os coeficientes do modelo de fósforo.....	31
<b>Tabela 3.4</b> – Valores típicos dos coeficientes de remoção de DBO ( $K_1$ , $K_s$ , $K_d$ e $K_r$ ).....	33
<b>Tabela 3.5</b> – Valores médios para o coeficiente de reaeração segundo características do corpo d'água.....	35
<b>Tabela 3.6</b> – Concentrações (mg/L) de saturação de Oxigênio em água limpa para diferentes temperaturas e altitudes.....	37
<b>Tabela 3.7</b> – Valores dos coeficientes adimensionais para correção da temperatura dos diferentes coeficientes do modelo.....	41
<b>Tabela 3.8</b> – Classificação das águas no Território Nacional segundo Resolução CONAMA 357/05.....	43
<b>Tabela 3.9</b> – Padrões de qualidade da água dos parâmetros de interesse determinados pela Resolução CONAMA 357/05 para águas doces Classe 2.....	44
<b>Tabela 4.1</b> – Vazões naturais médias mensais do Rio Araguari.....	49
<b>Tabela 4.2</b> – Constantes empíricas para cálculo das características hidráulicas do TVR obtidas a partir de estudo morfométrico do TVR anterior à construção das soleiras vertentes.....	57
<b>Tabela 4.3</b> – Constantes empíricas para cálculo das características hidráulicas do TVR (velocidade, profundidade e largura) obtidas a partir de estudo morfométrico do TVR com a instalação das soleiras vertentes.....	57
<b>Tabela 4.4</b> – Coeficientes empregados na modelagem do TVR enquanto rio.....	64
<b>Tabela 4.5</b> – Características hidráulicas dos reservatórios formados devido à instalação das soleiras vertentes no TVR da UHE Capim Branco I.....	65
<b>Tabela 4.6</b> – Altura de queda livre de cada soleira.....	65
<b>Tabela 4.7</b> – Coeficientes empregados na modelagem do TVR enquanto reservatórios em série.....	66
<b>Tabela 4.8</b> – Dados de entrada e coeficientes analisados quanto à sensibilidade dos modelos aplicados.....	70
<b>Tabela 5.1</b> – Eficiências médias, mínimas e máximas da ETE Ipanema para os parâmetros DBO, DQO, P total e turbidez.....	76

<b>Tabela 5.2</b> – Concentrações médias do esgoto bruto e tratado da ETE Ipanema.....	76
<b>Tabela 5.3</b> – Estatística descritiva dos principais parâmetros de entrada para a simulação do modelo (trecho de montante ao TVR) .....	84
<b>Tabela 5.4</b> – Probabilidade de cumprimento ou não dos padrões determinados pela resolução CONAMA 357/05 quanto à qualidade da água do trecho em estudo, antes e após a construção das soleiras vertentes.....	99
<b>Tabela 5.5</b> – Coeficientes e dados de entrada para os quais o modelo representando o cenário de TVR enquanto rio (sem soleiras vertentes) mostrou-se sensível.....	102
<b>Tabela 5.6</b> – Coeficientes e dados de entrada para os quais o modelo representando o cenário de TVR enquanto reservatórios em série (com soleiras vertentes) mostrou-se sensível.....	105

## RESUMO

A UHE Capim Branco I foi implantada no rio Araguari, no estado de Minas Gerais. A geração de energia dessa UHE depende do desvio da maior parte da vazão do rio Araguari para um túnel de adução que conduz a água à casa de força, de onde será retornada ao curso natural do rio. Com esse desvio, o leito natural do rio, com extensão de cerca de 9 km, passará a receber uma vazão de  $7 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ . Esse segmento caracteriza o denominado Trecho de Vazão Reduzida (TVR). Em decorrência da diminuição da vazão e conseqüente alteração do perfil hidráulico do trecho, o que traria uma série de impactos ambientais, foi proposta pela FEAM uma medida mitigadora: a implantação de soleiras vertentes transversais ao fluxo. Além disso, o córrego Terra Branca, afluente do rio Araguari no TVR, recebe os efluentes da Estação de Tratamento de Esgotos (ETE) Ipanema, responsável pelo tratamento de esgotos provenientes de três bairros de Uberlândia-MG. Este trabalho objetiva efetuar a modelagem de qualidade da água no trecho de vazão reduzida da UHE Capim Branco I, enfocando: oxigênio dissolvido (OD), demanda bioquímica de oxigênio (DBO), série nitrogenada, fósforo (orgânico e inorgânico), algas (clorofila *a*) e coliformes termotolerantes. Para isso, foram implementadas em linguagem FORTRAN as equações do modelo QUAL2E para as diferentes condições hidrodinâmicas (TVR enquanto rio, antes da instalação das soleiras e TVR enquanto reservatórios em série, após a instalação das soleiras vertentes), sem considerar a dispersão longitudinal. O modelo considera tanto as contribuições pontuais quanto a poluição difusa (contribuição incremental ao longo do trecho). Além disso, foi efetuada análise de incerteza apresentando resultados em termos probabilísticos e identificando os coeficientes mais importantes na modelagem de qualidade da água no TVR. Para uma boa aplicação dos modelos utilizados, foi realizado o monitoramento de qualidade da água do TVR e a análise de dados secundários dos afluentes e efluentes da ETE Ipanema. Observou-se que poderá ocorrer uma deterioração da qualidade da água em função da construção das soleiras uma vez que as simulações para OD nesse cenário apresentaram valores fora dos padrões da Resolução CONAMA 357/05. Quanto à análise de sensibilidade mostram-se importantes os coeficientes de conversão para ambos os modelos, as condições iniciais para o modelo sem as soleiras vertentes e as características hidráulicas dos reservatórios para o modelo com as soleiras vertentes.

## ABSTRACT

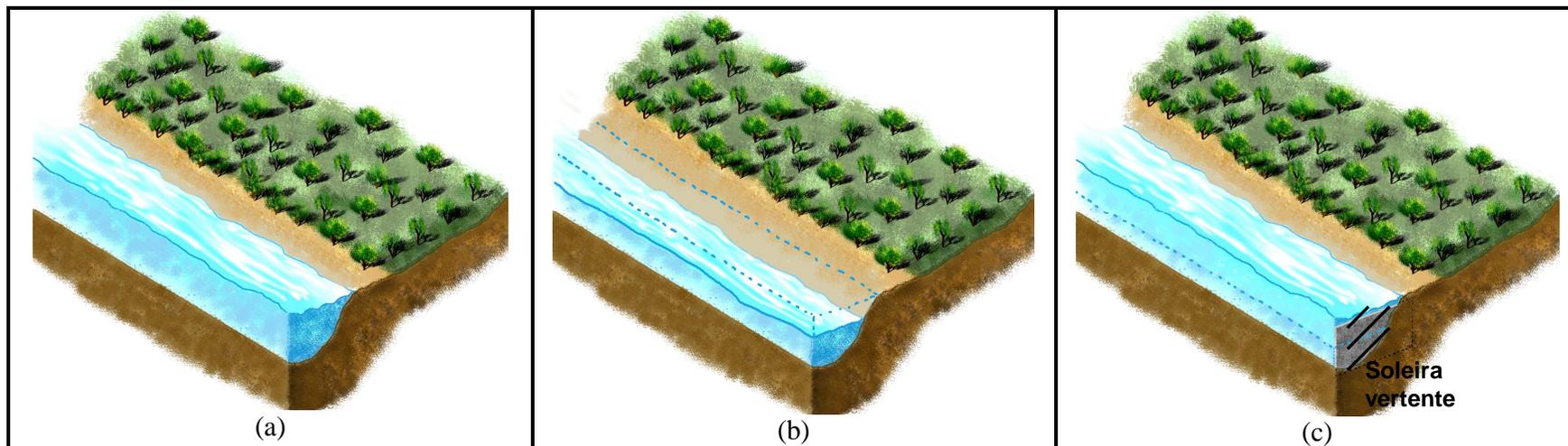
The Capim Branco I hydroelectric is located in Araguari river, in the Brazilian state of Minas Gerais. In this hydroelectric, there is the need of keeping a minimum flow in the former river bed, because the dam position and the power plant impose a different flow. The Capim Branco I low flow reach (LFR) has a length of 9 km and it was specified that a minimum flow of  $7 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$  should be kept in the reach. In order to raise the water level in the low flow reach, the Environmental Agency FEAM determined the construction of some intermediate dikes along the river bed. The LFR's tributary Terra Branca receives the discharge of treated wastewater coming from the city of Uberlândia. As part of this study, water quality of the low-flow reach was modeled, in order to gain insight into its possible behavior under different scenarios (without and with intermediate dikes). The constituents modeled were: dissolved oxygen (DO), biochemical oxygen demand (BOD), nitrogen fractions, phosphorus fractions, algae and thermotolerant coliforms. QUAL2E equations were used and implemented into a FORTRAN code. The model takes into account point-source pollution and diffuse pollution (incremental load along the river reach). Uncertainty analysis was performed, presenting probabilistic results and allowing identification of the most important coefficients in the LFR water-quality model. In this study, water quality data in the low-flow reach (still without the intermediate dykes) was collected on a monthly basis, and operational records from the wastewater treatment plant were used. The simulated results indicate, in general, very good conditions for most of the water quality parameters, but a concern on the dissolved oxygen concentrations after the introduction of the dykes, with a possibility of non-compliance with the Brazilian environmental standards. From the sensitivity analysis, the variables most influenced in the model results were the conversion coefficients (without and with dikes), the initial conditions in the reach (without dikes) and the hydraulic characteristics of the reach (with dikes).

## 1. INTRODUÇÃO

A Usina Hidrelétrica (UHE) Capim Branco I foi implantada no rio Araguari, no trecho entre a barragem da UHE Miranda e a Usina de Capim Branco II, no estado de Minas Gerais, em terras dos municípios mineiros de Araguari, Indianópolis e Uberlândia, com potência de geração de 240 MW. A geração de energia dessa UHE depende do desvio da maior parte da vazão do rio Araguari para um túnel de adução que conduz a água à Casa de Força, de onde será retornada ao curso natural do rio. Com esse desvio, o leito natural do rio, com extensão de cerca de 9 km, passa a receber uma vazão de  $7 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ , inferior à vazão natural (vazão média anual anterior ao barramento igual a  $359 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$  e mínima média mensal de  $67 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$  – setembro/1955). Esse segmento caracteriza o denominado Trecho de Vazão Reduzida (TVR).

Em decorrência da diminuição da vazão e conseqüente alteração do perfil hidráulico do trecho, o que traria uma série de impactos ambientais, foi proposta pela Fundação Estadual de Meio Ambiente de Minas Gerais (FEAM) uma medida mitigadora: a implantação de soleiras vertentes transversais ao fluxo (barramentos). Desta forma, ocorrerá uma elevação no nível d'água a patamares próximos àqueles quando da ausência do empreendimento. Isso causará a formação de compartimentos com características hidrodinâmicas próximas às características de reservatório. Na Figura 1.1 são apresentadas as 3 situações do trecho em estudo, com sua vazão natural (Figura 1.1a), com a vazão reduzida devido à instalação da UHE (Figura 1.1b) e com a elevação do nível d'água após a instalação de uma soleira vertente (Figura 1.1c). A soleira vertente funciona como uma pequena barragem que faz com que a velocidade da água diminua e ocorra a formação de um pequeno reservatório, aumentando o nível d'água do trecho.

Pela literatura investigada, não foram encontrados registros de TVRs em que esta solução de compartimentalização por meio de soleiras vertentes tenha sido empregada, o que reveste o presente estudo de maior importância.



**Figura 1.1** – Desenho esquemático das três condições do trecho em estudo: (a) com sua vazão natural, antes da instalação da UHE, (b) com a redução de sua vazão devido ao desvio para a geração de energia na UHE e (c) após a instalação de uma soleira vertente, com conseqüente elevação do nível d'água.

Fato adicional é que o córrego Terra Branca, afluente do rio Araguari no TVR, recebe os efluentes da Estação de Tratamento de Esgotos (ETE) Ipanema, responsável pelo tratamento de esgotos provenientes de três bairros de Uberlândia-MG. Desta forma, torna-se necessária a análise da influência do aporte dos efluentes tratados sobre a qualidade da água no TVR, principalmente no que diz respeito ao parâmetro fósforo, devido à nova condição hidrodinâmica do TVR, predominantemente lântico.

Com base nas profundas mudanças decorrentes da implantação da UHE Capim Branco I, tornam-se necessários estudos quanto à avaliação específica do trecho de vazão reduzida e a instalação das soleiras vertentes, através da modelagem de qualidade da água, para um melhor entendimento do sistema e, conseqüentemente, maior capacitação na tomada de decisões.

Este trabalho faz parte de um grupo de projetos que estão sendo desenvolvidos com o intuito de gerar informações acerca do TVR da UHE Capim Branco I. Estão envolvidos o Instituto de Ciências Biológicas e a Escola de Engenharia da Universidade Federal de Minas Gerais, em diferentes temáticas com a finalidade de compreender amplamente as interferências da diminuição da vazão no trecho do rio Araguari. A seguir são apresentados os títulos dos projetos que estão sendo desenvolvidos:

- Potenciais alterações das variáveis físicas, químicas e microbiológicas do rio Araguari em função da implantação de um trecho de vazão reduzida para o Aproveitamento Hidrelétrico de Capim Branco I;
- Potenciais alterações das comunidades planctônicas e da produtividade primária do rio Araguari em função da implantação de um trecho de vazão reduzida para o Aproveitamento Hidrelétrico de Capim Branco I;
- Estudo da preferência hidráulica da ictiofauna como ferramenta para avaliação e previsão de impactos em trechos de vazão reduzida;
- Estudo da relação entre a variação do perímetro molhado e a abundância da ictiofauna como ferramenta para determinação de vazões ecológicas em trechos de vazão reduzida;
- Qualidade das águas em trechos de vazão reduzida;

- Estudo do comportamento dos solos das encostas do trecho de vazão reduzida de Capim Branco I e obtenção das curvas de retenção de água e parâmetros de laboratório para análise de estabilidade e de erosão;
- Macroinvertebrados bentônicos como bioindicadores de qualidade de água e interações tróficas com a ictiofauna no trecho de vazão reduzida, a jusante do reservatório de Capim Branco I.

O conhecimento gerado terá aplicabilidade regional/nacional, na medida em que diversas hidrelétricas encontram-se em fase de planejamento, projeto, construção e operação em várias localidades do território nacional. Os resultados diretos poderão gerar benefícios locais, em virtude de um maior conhecimento sobre a necessidade ou não de um nível mais elevado de tratamento na ETE Ipanema, tal como preconizado no Plano de Controle Ambiental da UHE de Capim Branco I.

Para a modelagem do trecho em questão foram utilizadas as equações do modelo QUAL2E adaptadas ao regime de escoamento referente ao estágio do TVR (rio ou série de reservatórios). Este modelo é mundialmente utilizado para a simulação de rios (CHAPRA, 1997), tendo grande aceitação por parte de órgãos como a CEMIG, FEAM e outros. Foi efetuada ainda a análise de incerteza do modelo, permitindo a avaliação dos resultados em termos probabilísticos e a análise de sensibilidade com o objetivo de identificar os coeficientes mais importantes na modelagem de qualidade da água no TVR. As análises foram realizadas com base em simulações Monte Carlo a qual consiste na aplicação do modelo com dados de entrada e coeficientes gerados aleatoriamente segundo distribuições de probabilidade uniformes

Este trabalho está dividido em seis capítulos, sendo que, nos primeiros, são apresentados os objetivos e a revisão de literatura. A seguir, no capítulo 4, é discutida a metodologia, com descrição da área de estudo, da ETE Ipanema, aspectos metodológicos do monitoramento de qualidade da água do TVR, da modelagem e da análise de incerteza e de sensibilidade. O capítulo 5 compreende a apresentação dos resultados e as discussões pertinentes, seguido pelas conclusões e recomendações do trabalho.

## **2. OBJETIVOS**

### **2.1. Geral**

Efetuar a modelagem de qualidade da água no trecho de vazão reduzida da UHE Capim Branco I, enfocando: oxigênio dissolvido (OD), demanda bioquímica de oxigênio (DBO), série nitrogenada, fósforo (orgânico e inorgânico), algas (clorofila *a*) e coliformes termotolerantes.

### **2.2. Específicos**

- Investigar a influência da redução da vazão sobre a qualidade da água no TVR;
- Investigar o comportamento do TVR no cenário de não construção das soleiras vertentes;
- Investigar a influência da compartimentalização no trecho devido à construção das soleiras vertentes sobre a qualidade da água no TVR;
- Investigar a influência do lançamento de efluentes da ETE Ipanema sobre a qualidade da água no TVR, analisando diferentes cenários quanto à eficiência de remoção de poluentes (particularmente DBO, nitrogênio, fósforo e coliformes termotolerantes);
- Avaliar o atendimento à legislação ambiental em todos os cenários investigados e
- Efetuar as análises de incerteza e de sensibilidade apresentando resultados em termos probabilísticos e identificando os coeficientes e dados de entrada mais importantes na modelagem de qualidade da água no TVR.

### **3. REVISÃO DE LITERATURA**

Nessa revisão bibliográfica não houve a preocupação em se abordar todos os aspectos envolvendo a questão da modelagem, como a discussão a respeito de diferentes modelos e suas aplicações. Procurou-se contextualizar a questão da diminuição da vazão em cursos de rios devido à instalação de empreendimentos e suas conseqüências. Buscou-se também enfatizar o equacionamento do modelo aplicado neste trabalho, ênfase esta que teve como finalidade esclarecer as interações entre os parâmetros simulados e os coeficientes necessários.

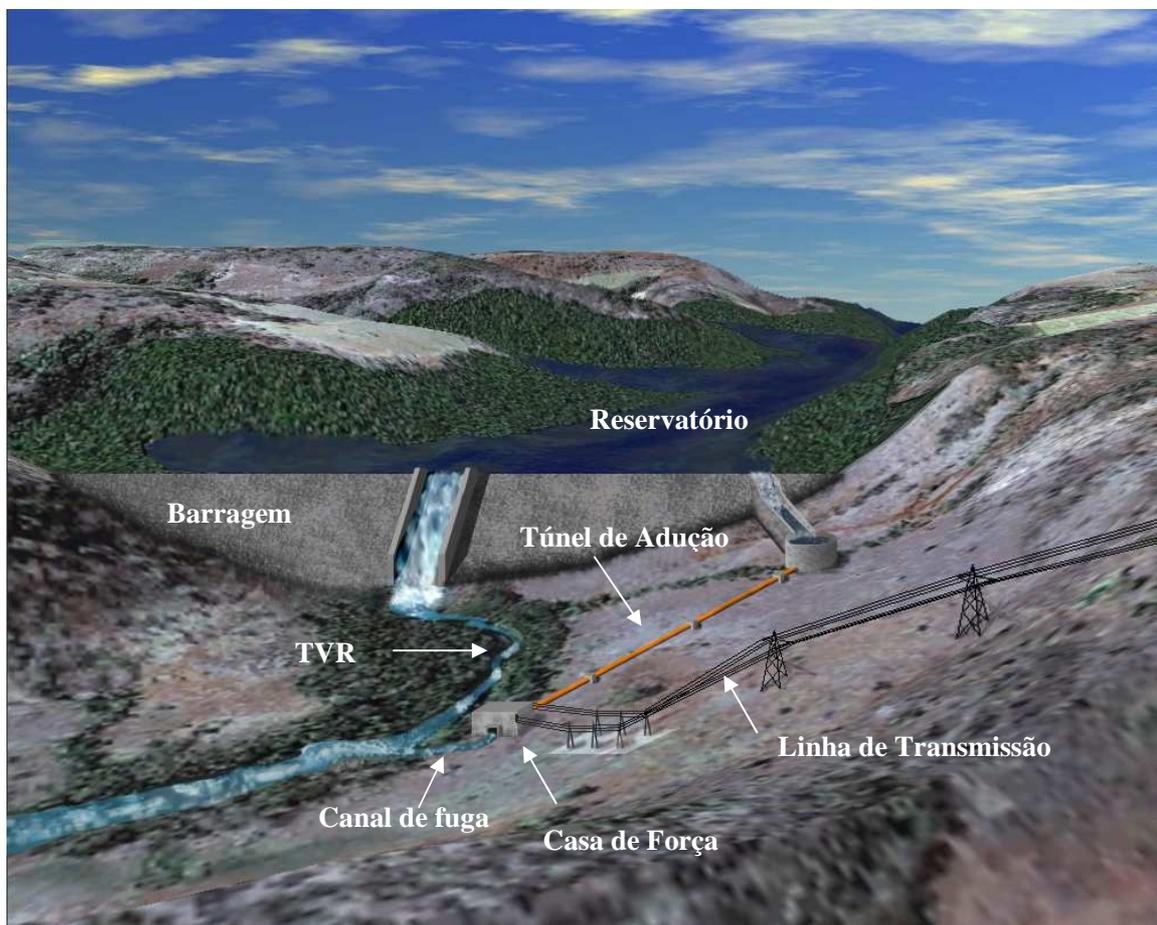
Além disso, discutiu-se acerca dos padrões de qualidade de água aplicáveis ao rio Araguari e sobre diferentes estudos com aplicações de análise de incerteza e de sensibilidade utilizando simulações de Monte Carlo.

#### **3.1. Redução de vazão em cursos d'água**

Os impactos ambientais causados pela construção de barragens que geram inicialmente maior preocupação são aqueles relacionados à inundação de áreas florestadas e à transformação de ambientes lóticos em lênticos quando da formação do reservatório. Os impactos ambientais que se manifestam atingem os meios físico, biótico e socioeconômico de várias formas. O barramento de um curso d'água provoca alterações hidrológicas, podendo alterar o nível do lençol freático, a temperatura da água e a intensidade do assoreamento. A formação de um reservatório pode exercer efeitos sobre o clima, principalmente sobre a umidade do ar, além dos efeitos sobre a paisagem e influência nas características físicas e químicas da água (BRANCO & ROCHA, 1977). Verificam-se também os impactos sociais da implantação de barragens, uma vez que há um fluxo de mão-de-obra atraída pela construção do empreendimento, sobrecarregando a infra-estrutura preexistente no local e a necessidade de relocação da população que habita a área a ser inundada (LA ROVERE, 1990). Ao longo do tempo, entretanto, impactos causados a jusante dos barramentos tornam-se mais evidentes.

Alguns aproveitamentos de geração de energia elétrica apresentam arranjos em que a casa de força localiza-se distante do barramento com o objetivo de aproveitar desníveis topográficos e, conseqüentemente, ter aumento da potência gerada devido ao ganho de queda d'água. Contudo, nessa concepção de projeto, é formado o trecho de vazão reduzida (TVR), uma vez que a água

que passava pela calha do rio é desviada por um túnel de adução e sai do barramento direto para a casa de força, retornando ao leito do rio através de um canal de fuga (MORTARI, 1997). Na Figura 3.1 está apresentado o esquema geral de um empreendimento hidrelétrico em que é formado um TVR. Com a formação do reservatório e parte de sua água desviada pelo túnel de adução até a casa de força, o trecho a jusante do barramento apresenta uma vazão menor que a natural. Após passar pela casa de força, a vazão é então restituída a partir de onde o leito do rio retorna à sua vazão natural.



**Figura 3.1** – Desenho esquemático de uma concepção de instalação hidrelétrica com formação de um TVR.

Existem definições sobre vazões remanescentes e vazões ecológicas, mas a complexidade não permitiu definições quanto à quantificação dessas vazões. Segundo a ANA (2004), a vazão de restrição está relacionada aos requisitos de cada trecho do rio, sejam ambientais ou de natureza

operacional. Santos et al (2003) definem vazão ecológica como aquela capaz de proteger os aspectos físicos, químicos e biológicos da água, ou seja, a vazão que assegure a manutenção e a conservação dos ecossistemas aquáticos, dos aspectos paisagísticos ou outros de interesse científico ou cultural.

A redução de descargas em um trecho de rio pode causar diversos impactos nos usos e na qualidade da água, entre eles: deterioração da paisagem, expondo o leito do rio e secando corredeiras; mortandade de peixes, por estagnação de água em poças, baixa oxigenação e isolamento de trechos; possibilidade de desenvolvimento de condições anaeróbias, pela diminuição da capacidade de autodepuração das águas; possibilidade de rebaixamento do lençol freático e da franja capilar da zona de umidade do solo, afetando os componentes da mata ciliar; interrupção de atividades econômicas de uso consuntivo das águas, como a irrigação de culturas e as captações para abastecimento público e industrial (ENGEVIX, 2002; MORTARI, 1997). Entretanto, poucos estudos são realizados nos locais em que a vazão é reduzida.

Para o caso do trecho de vazão reduzida do empreendimento de Capim Branco I, foram definidas estruturas de barramentos ao longo do trecho visando mitigar os impactos cênicos, além daqueles relacionados à biota aquática e às margens através do aumento da profundidade da lâmina d'água e da manutenção do espelho e do nível de água no trecho (ENGEVIX, 2002). Pela literatura investigada, não foram encontrados registros de TVRs em que esta solução de compartimentalização por meio de soleiras vertentes tenha sido empregada.

Com os barramentos, parte significativa dos processos químicos e biológicos que se davam ao longo do curso d'água passa a se dar nos reservatórios formados. A alteração do regime de escoamento também modifica esses processos, o que poderia alterar a situação de capacidade de diluição, refletindo sobre a qualidade da água. Além disso, o barramento de um rio provoca o desenvolvimento de plantas e animais tipicamente lacustres em companhia temporária de fauna e flora características de rios, caracterizando um período de instabilidade do sistema (NOGUEIRA, 1991).

Na Índia, barragens ao longo de um rio foram utilizadas para o armazenamento da água que é utilizada para a irrigação. Foi instalado um total de 22 diques e o estudo realizado por Ensink et

al (2006) afirmou que o represamento das águas desse rio, que recebe uma elevada quantidade de esgotos brutos a montante dos barramentos, favoreceu a sedimentação e a conversão da matéria orgânica do rio, melhorando a qualidade de sua água.

Além desse ponto favorável à qualidade da água, um dos impactos da alteração do regime diz respeito à redução da capacidade de reoxigenação das águas (ALBIZURI, BIACO, 1997). O coeficiente de reaeração é proporcional à turbulência das águas e à sua viscosidade. A turbulência depende da velocidade do vento e da ação resultante de ondas, enquanto a viscosidade é função da temperatura da água (ARCEIVALA, 1981). Com o barramento, ocorre a diminuição da velocidade de escoamento das águas e, conseqüentemente, diminuição de sua turbulência que acarreta em menores coeficientes de reaeração. Do mesmo modo, o represamento ao longo do trecho de vazão reduzida formando reservatórios leva a uma condição mais favorável à proliferação de algas, que, caso seja de forma intensa, conduz à chamada eutrofização.

Além disso, o lançamento dos efluentes tratados da ETE Ipanema em um afluente do rio Araguari que deságua no trecho de vazão reduzida implica no controle da qualidade da água através de estudos que objetivem o conhecimento da capacidade de autodepuração do curso d'água. Desta forma, modelos de qualidade da água são utilizados como ferramentas para predição de comportamentos do corpo d'água avaliando-o quanto às suas características hidrológicas e de qualidade da água.

Também é importante considerar que, devido à construção das soleiras vertentes no TVR, encontram-se duas situações bastante distintas: uma condição inicial quando a vazão é reduzida, mas o canal continua com um escoamento natural, ou seja, caracterizado como um ambiente lótico, e uma condição após a construção das soleiras na qual o TVR consistirá em uma série de reservatórios, em que a água que sai de um reservatório formará a vazão de entrada do próximo reservatório. Desta forma, os coeficientes assumidos na modelagem serão distintos de acordo com o regime hidráulico (lótico ou lântico) e poderão diferir de um reservatório para o outro, sendo necessário o emprego de uma modelagem que retrate tal cenário. Thomann e Mueller (1987) apresentam a discussão quanto à modelagem de reservatórios em série, considerando

cada reservatório como um compartimento de mistura completa, sendo as equações de balanço de massa definidas para cada compartimento.

### **3.2. Modelagem de qualidade da água**

Os modelos matemáticos de qualidade da água permitem tanto o entendimento da relação de causa-efeito entre as emissões de cargas poluentes e os impactos na qualidade da água, quanto a determinação de medidas de controle e suas respectivas eficiências (IWA, 2001). A modelagem de qualidade da água é uma ferramenta importante no processo de avaliação de alternativas quanto às análises dos objetivos econômicos, sociais e ambientais. Alguns modelos representam uma situação real de forma suficientemente precisa, enquanto outros são empregados apenas para uma aproximação inicial, devido a simplificações em sua formulação. Desta forma, o emprego de um modelo matemático inadequado pode gerar resultados insatisfatórios com conclusões equivocadas (EIGER, 1991).

Um exemplo de aplicação de modelagem matemática para a avaliação de alternativas foi realizado pela COBRAPE (1995). O trabalho aplicou o modelo QUAL2E para avaliar as diferentes alternativas de ações sobre a qualidade da água dos rios Tietê, Pinheiros, Tamaduateí e do reservatório Billings como investimentos em diferentes estações de tratamento de esgotos e investimentos distribuídos de diferentes formas pelas sub-bacias. Chegou-se à conclusão que a melhor alternativa seria aquela recomendada pelo Plano Diretor, qual seja, investimentos distribuídos por todas as sub-bacias, mas com poucas diferenças para as outras opções.

Os modelos de qualidade da água são modelos físicos baseados nas leis de conservação da massa, cujo princípio é expresso como uma equação de balanço que contabiliza todas as transferências de massa com base nos limites do sistema e todas as transformações/reações ocorridas dentro do sistema. Portanto, a modelagem de qualidade da água tem como objetivo reconhecer e quantificar, tanto quanto forem possíveis, as várias interações das características hidráulicas do corpo d'água, e as reações químicas e biológicas sofridas pelas substâncias aportadas ao corpo d'água (THOMANN & MUELLER, 1987).

De maneira geral, as concentrações dos constituintes em um corpo d'água são alteradas devido a processos físicos de advecção e difusão e processos bioquímicos e físicos de conversão. Quanto

à conversão, são consideradas a decomposição bacteriana, a volatilização, a hidrólise, a fotólise e as reações químicas sofridas pelos poluentes (JAMES, 1993).

O marco inicial da evolução da modelagem de qualidade da água deu-se em 1925 com a elaboração de um equacionamento para modelagem de oxigênio dissolvido em corpos d'água, o modelo Streeter-Phelps. O modelo relaciona o consumo de oxigênio pela conversão da matéria orgânica e a reaeração no balanço de oxigênio dissolvido no corpo d'água. Trata-se de um modelo simplificado por não considerar outros fatores que também interferem no balanço de oxigênio, como reações de nitrificação ou fotossíntese, por exemplo. Esse modelo assume o lançamento constante de um poluente em um ponto em um rio de vazão constante e seção transversal uniforme (KIELY, 1997).

Com o aumento do poder computacional nos últimos anos, tem ocorrido o desenvolvimento de modelos com maior capacidade de representação dos sistemas naturais. Modelos de mistura completa são aqueles que consideram que o corpo d'água está totalmente misturado, e que as concentrações dos constituintes são iguais em todos os pontos do corpo d'água. Portanto, modelos de mistura completa (também denominados modelos concentrados ou de dimensão zero) não consideram as dimensões espaciais do corpo d'água, permitindo uma visão geral do problema. Modelos mais avançados chegam a modelar o comportamento de descargas de poluentes ao longo de seu comprimento, largura e profundidade, os chamados modelos tridimensionais (TUCCI, 1989). Modelos de duas ou três dimensões obviamente requerem mais dados de campo e maiores custos computacionais (HAMILTON *et al.*, 1997). Quanto maior a complexidade do modelo, maior é o número de coeficientes. Na fase inicial da modelagem, valores da literatura são essenciais para uma aplicação inicial no modelo e posterior definição dos coeficientes críticos a partir de análises de sensibilidade (HAMILTON & SCHLADOW, 1997). Portanto, quanto maior a complexidade do modelo a ser aplicado, maiores são os esforços computacionais e de trabalho de campo e laboratório para levantamento de dados de entrada e coeficientes dos modelos, sendo necessária uma maior disponibilidade de tempo e recursos financeiros para uma aplicação do modelo compatível com o objetivo de seu uso.

Existem vários modelos de qualidade da água. Alguns deles estimam a interferência do escoamento superficial em função dos usos do solo da bacia, como os modelos “WMM –

Watershed Management Model”, “GWLFL – Generalized Watershead Loading Functions”, “P8-UCM”, “STORM – Storage, Treatment, Overflow, Runoff Model”, entre outros. Esses modelos preocupam-se com a geração e o transporte de cargas poluentes no escoamento superficial de águas pluviais, sejam em áreas urbanas ou rurais. Quanto a modelos de qualidade das águas de rios, são bastante citados os modelos MIKE-11 e QUAL2E. O MIKE-11 é um modelo dinâmico para rios e canais, e é capaz de associar funções de controle de cheias com informações de qualidade da água, entretanto não é de domínio público. Já o QUAL2E simula a qualidade da água em rios e tem sido amplamente usado em estudos de qualidade da água, particularmente quanto aos impactos de fontes pontuais de poluição (VAL, 2001).

Neste estudo, optou-se por utilizar o equacionamento do modelo QUAL2E por ser um modelo amplamente empregado e aceito por órgãos públicos, além do fato de ser um modelo de domínio público.

Vale ressaltar que modelos computacionais devem ser aplicados como ferramentas que indiquem tendências de comportamento e não como fornecedores de valores exatos (RORIZ, 2002).

### **3.3. Modelo QUAL2E**

O modelo QUAL2E foi desenvolvido pela US Environmental Protection Agency e é mundialmente utilizado para a simulação de rios (CHAPRA, 1997), tendo grande aceitação por parte de órgãos como a CEMIG, FEAM e outros. O modelo é uma versão mais atualizada do modelo QUALII, desenvolvido em 1970 pelo NCASI (National Council for Air and Stream Improvement), juntamente com o Center for Water Quality Modeling (CWQM) da EPA (U.S. Environmental Protection Agency). O modelo foi divulgado pela primeira vez em 1985 e tem sido usado e aperfeiçoado pelo órgão ambiental norte-americano desde então.

Park e Lee (2002) selecionaram o modelo QUAL2E como o melhor modelo disponível, após a análise comparativa de vários modelos de qualidade da água. Segundo Palmieri e Carvalho (2006), o QUAL2E é um modelo robusto com uma formulação matemática consistente, apesar das simplificações assumidas.

O modelo é unidimensional e aplicável a rios bem misturados e a condições estacionárias, ou seja, em condições em que as vazões do rio e as descargas no trecho modelado são constantes.

O QUAL2E é uma aplicação de uma série de equações matemáticas que, por sua vez, são representações simplificadas de fenômenos naturais bastante complexos. Entretanto, o QUAL2E possui avanços significativos nas equações quando comparado aos modelos anteriormente desenvolvidos (BITTENCOURT et al, 1995). As equações aplicadas no modelo são equações de transporte que incluem a dispersão e a advecção (KIELY, 1997). É aplicado para simular a influência de processos de alocação de cargas de efluentes, definição de cargas permissíveis e outras avaliações relacionadas à qualidade de corpos d'água (CAMPOS, 1997).

O QUAL2E considera o rio como uma seqüência de trechos, os quais apresentam características hidrogeométricas homogêneas. Esses trechos são segmentados em elementos computacionais considerados como reatores de mistura completa. Cada elemento está ligado aos demais por mecanismos de transporte e dispersão. Esse modelo pode simular até 15 constituintes, sendo os principais: oxigênio dissolvido (OD), demanda bioquímica de oxigênio (DBO), temperatura, algas (como clorofila *a*), nitrogênio (orgânico, amônia, nitrito e nitrato), fósforo (orgânico e inorgânico) e coliformes (THOMANN & MUELLER, 1987; CHAPRA, 1997).

A maioria dos constituintes é representada por equações de decaimento de primeira ordem. Entretanto, o OD, por exemplo, é representado mais detalhadamente. Além disso, o modelo inclui nos processos o sedimento de fundo do corpo d'água como sumidouro de alguns constituintes ou como fonte de demanda de oxigênio, sendo este mais um avanço do QUAL2E quando comparado com outros modelos de qualidade da água (COX, 2003). Porém, o modelo não considera, em seu balanço de massa, o impacto das reações que ocorrem no sedimento e, conseqüentemente, o ciclo de matéria no sistema não é fechado (ANH et al, 2006).

Existe uma série de trabalhos com aplicação do modelo QUAL2E tanto para observar suas respostas sob diferentes cenários, quanto sua aplicação direta no auxílio durante tomadas de decisões. Entretanto, discutir todas essas aplicações foge do escopo do presente trabalho.

A seguir é apresentado o equacionamento para os diferentes parâmetros modelados. Optou-se por iniciar a descrição pelo parâmetro algas por ser o mais complexo e por apresentar interferências na maioria dos outros parâmetros, facilitando o entendimento.

### 3.3.1 Algas

Importantes na produção de oxigênio em corpos d'água, as algas, quando em crescimento acelerado, causam a deterioração da qualidade da água. Esse crescimento acelerado, denominado eutrofização, acontece quando quantidades elevadas de nutrientes atingem um reservatório. Essa proliferação excessiva de algas interfere no sabor, odor, toxidez, turbidez e coloração da água, além de representar um aumento da massa de matéria orgânica cuja decomposição faz com que o oxigênio dissolvido na água seja consumido (MOTA, 2000).

No modelo QUAL2E, todos os grupos de algas são considerados como um único constituinte, e representadas pela concentração de clorofila  $a$ , ou seja, não há diferença entre os grupos de algas.

O crescimento das algas é função da temperatura, nutrientes e radiação solar. Perdas ocorrem por respiração/excreção e por sedimentação, podendo ser sintetizadas pela seguinte equação:

$$\frac{\partial a}{\partial t} = k_g a - k_{ra} a - \frac{v_a}{H} a \quad (3.1)$$

onde:

$a$  – algas ( $\text{mg L}^{-1}$  de clorofila  $a$ )

$k_g$  – coeficiente de crescimento das algas ( $\text{d}^{-1}$ );

$k_{ra}$  – coeficiente de perdas devido à respiração e à excreção ( $\text{d}^{-1}$ );

$v_a$  – velocidade de sedimentação ( $\text{m d}^{-1}$ );

$H$  – profundidade (m).

Geralmente, a modelagem de algas considera como constante a velocidade de sedimentação. Dessa forma, os fatores dominantes do crescimento algal são seu coeficiente de crescimento e seu coeficiente de respiração (YANG et al, 2000).

### 3.3.1.1 Cálculo do coeficiente de crescimento de algas $k_g$ (T, Nu, I)

O coeficiente de crescimento das algas é função da temperatura (T), da disponibilidade de nutrientes (Nu) e da intensidade luminosa (I), dado pela equação a seguir:

$$k_g(T, Nu, I) = k_{g,20} \theta^{T-20} \cdot F_L \cdot F_{Nu} \quad (3.2)$$

onde:

$k_{g,20}$  – coeficiente de crescimento máximo a 20°C (d<sup>-1</sup>);

$\theta$  – coeficiente de temperatura (adimensional);

$F_L$  – fator de luminosidade (adimensional);

$F_{Nu}$  – fator dos nutrientes (adimensional).

O valor do coeficiente de temperatura  $\theta$  (1,066) é baseado em um grande número de estudos sobre várias espécies de fitoplâncton, e representa a correção quanto à temperatura segundo EPPLEY<sup>1</sup> apud CHAPRA (1997).

O efeito da luminosidade ( $F_L$ ) sobre o crescimento fitoplanctônico é bastante complicado porquanto vários fatores devem ser integrados para determinar o efeito total, como a variação diária de luminosidade, a diminuição da luminosidade ao longo da profundidade do corpo d'água e a própria relação do crescimento biológico com a luminosidade. Seguindo a formulação de Michaelis-Menten, comumente usada, define-se o fator de efeito da luminosidade sobre o crescimento biológico através da seguinte relação:

$$F_L = \frac{I}{k_{si} + I} \quad (3.3)$$

onde:

$I$  – intensidade luminosa (ly d<sup>-1</sup>);

$k_{si}$  – constante de meia-saturação da luz (ly d<sup>-1</sup>).

---

<sup>1</sup> EPPLEY, R.W. Temperature and phytoplankton growth in the sea. *Fishery Bulletin* 70 (4), p. 1063-1085, 1972.

Segundo essa formulação, não há inibição do crescimento devido a elevados valores de intensidade luminosa, o que não ocorre na realidade. Uma outra relação foi determinada baseada no conhecimento de que o crescimento biológico é inibido por elevados índices de luminosidade (STEELE<sup>2</sup>, apud CHAPRA, 1997):

$$F_L = \frac{I}{I_S} \exp\left(-\frac{I}{I_S} + 1\right) \quad (3.4)$$

onde:

$I_S$  – intensidade luminosa ótima ( $\text{ly d}^{-1}$ );

É importante ressaltar que a intensidade luminosa varia temporalmente conforme uma função senoidal (dia/noite). A intensidade luminosa média diária pode ser representada pela seguinte equação:

$$I_a = I_m \left(\frac{2}{\pi}\right) \quad (3.5)$$

onde:

$I_a$  – intensidade luminosa média que chega à superfície ( $\text{ly d}^{-1}$ );

$I_m$  – intensidade luminosa máxima ( $\text{ly d}^{-1}$ ).

Segundo Chapra (1997), o valor da intensidade luminosa média diária é de aproximadamente 2/3 da intensidade luminosa máxima. Além disso, existe uma variação espacial de luz na coluna d'água, que pode ser modelada pela lei de Beer-Lambert (KELLNER; PIRES, 1998):

---

<sup>2</sup> STEELE, J.H. Notes on some theoretical problems in production ecology. In: Goldman, C.R. (ed). *Primary production in aquatic environments*. University of California Press, Berkeley, CA. 1965.

$$I(H) = I_0 \exp(-k_e H) \quad (3.6)$$

onde:

$H$  – profundidade do rio (m);

$I_0$  – intensidade luminosa na superfície da coluna d'água ( $\text{ly d}^{-1}$ );

$k_e$  – coeficiente de extinção ( $\text{m}^{-1}$ ).

Considerando-se que o valor médio na superfície é  $2/3$  do valor da intensidade luminosa máxima, substituindo as equações 3.5 e 3.6 na equação 3.4 e fazendo sua integração no tempo e no espaço, obtém-se o valor médio segundo a equação a seguir:

$$F_L = \frac{2,718f}{k_e H} \left\{ \exp\left[-\frac{2I_m}{3I_s} \exp(-k_e H)\right] - \exp\left[\frac{2I_m}{3I_s}\right] \right\} \quad (3.7)$$

onde:

$f$  – fotoperíodo (d).

Quanto ao efeito da concentração de nutrientes disponíveis ( $F_{Nu}$ ), este também segue a formulação de Michaelis-Menten, qual seja,

$$F_{Nu} = \frac{N_L}{k_{smu} + N_L} \quad (3.8)$$

onde:

$N_L$  – concentração do nutriente limitante ( $\text{mg L}^{-1}$ );

$k_{smu}$  – constante de meia-saturação do nutriente ( $\text{mg L}^{-1}$ ).

No caso do crescimento de algas, mais de um nutriente pode ser o limitante do crescimento (fósforo ou nitrogênio). Para esse caso, são obtidos diferentes termos para cada nutriente:

$$F_N = \frac{N}{k_{sn} + N} \quad (3.9)$$

onde:

$N$  – concentração de nitrogênio disponível para consumo das algas ( $\text{mg L}^{-1}$ );

$k_{sn}$  – constante de meia-saturação do nitrogênio ( $\text{mg L}^{-1}$ ).

e

$$F_P = \frac{P}{k_{sp} + P} \quad (3.10)$$

onde:

$P$  – concentração de fósforo disponível para consumo das algas ( $\text{mg L}^{-1}$ );

$k_{sp}$  – constante de meia-saturação do fósforo ( $\text{mg L}^{-1}$ ).

As algas consomem o nitrogênio tanto nas formas de nitrogênio amoniacal quanto como nitratos, embora sua preferência seja dada à forma de nitrato, enquanto o fósforo é consumido na forma de fósforo inorgânico, mais especificamente na forma de ortofosfato.

Existem três aproximações mais usadas para determinar a combinação do efeito de cada nutriente sobre o crescimento das algas (CHAPRA, 1997):

a) Multiplicativo: nessa aproximação, os fatores devidos às concentrações de nitrogênio ( $F_N$ ) e fósforo ( $F_P$ ) disponíveis são multiplicados, assumindo que os nutrientes apresentam um efeito sinérgico sobre o coeficiente de crescimento. Portanto:

$$F_{N_L} = F_N \cdot F_P \quad (3.11)$$

b) Mínimo: essa aproximação baseia-se na **lei do mínimo de Liebig**, em que o nutriente em menor concentração relativa é o responsável pela limitação do crescimento das algas, ou seja, adota-se como limitante o menor valor entre  $F_N$  e  $F_P$ .

c) Média Harmônica: novamente o fator dos nutrientes é uma combinação entre os fatores dos diferentes nutrientes. Entretanto, conforme WALKER JR<sup>3</sup> (apud CHAPRA, 1997), podem ser obtidos valores não confiáveis.

Desta forma, considerando-se as equações apresentadas para a limitação devido à temperatura, à intensidade luminosa e à concentração de nutrientes disponíveis, chega-se à seguinte equação para o coeficiente de crescimento das algas:

$$k_g = k_{g,20} \theta^{T-20} \frac{2,718f}{k_e H} \left\{ \exp \left[ -\frac{2I_m}{3I_s} \exp(-k_e H) \right] - \exp \left[ \frac{2I_m}{3I_s} \right] \right\} \frac{N}{k_{sn} + N} \frac{P}{k_{sp} + P} \quad (3.12)$$

Observa-se que na equação anterior considerou-se que o fator limitante devido às concentrações dos nutrientes é multiplicativo, uma vez que essa é a forma mais comumente encontrada na modelagem de fitoplâncton.

### 3.3.1.2 Coeficientes

Amostragens em campo para determinação dos coeficientes do modelo de algas apresentam custos elevados, maiores esforços e podem não ser representativas para toda a área de estudo, além da necessidade de monitoramentos em grandes intervalos de tempo para que sejam detectadas variações no comportamento das algas (REYNOLDS; IRISH, 1997). Por isso, nesse trabalho verificou-se a dificuldade em se determinar coeficientes adequados e de se aplicar modelagem para se prever o comportamento de algas.

Segundo BOWIE et al. (1985), o coeficiente  $k_{g,20}$  apresenta uma faixa de valores que varia entre 0,2 e 3,0 d<sup>-1</sup>. As perdas devidas aos processos de respiração e excreção são modeladas como um decaimento de primeira ordem devido às dificuldades de serem medidas separadamente, ou seja, são considerados de forma conjunta. O coeficiente de perdas para esses processos apresenta uma faixa de valores entre 0,01 e 0,5 d<sup>-1</sup>, com valores típicos na ordem de 0,1 a 0,2 d<sup>-1</sup> (CHAPRA, 1997). Bowie et al. (1985) também listaram faixas para esse coeficiente, com base em uma série de autores, a qual varia entre 0,003 a 0,17 d<sup>-1</sup>.

<sup>3</sup> WALKER JR., W.W. Comunicação pessoal citada em Brown e Barnwell (1987). 1983.

Quanto ao fator de luminosidade, é importante definir a intensidade luminosa ótima ( $I_S$ ). Segundo Chapra (1997),  $I_S$  varia entre os valores de 100 a 400  $ly\ d^{-1}$ . Esse autor também apresenta a faixa de valores da constante de meia-saturação dos nutrientes fósforo e nitrogênio sendo de 0,001 a 0,005  $mg\ L^{-1}$  para a constante de meia-saturação do fósforo, enquanto que a faixa para nitrogênio é de 0,005 – 0,020  $mg\ L^{-1}$ . Quanto à velocidade de sedimentação, Jörgensen (1976) apresenta uma faixa que varia entre 0,04 e 0,6  $m\ d^{-1}$ .

Segundo Esteves (1988), o coeficiente de atenuação da luz solar para lagos temperados oligotróficos varia entre 0,10 e 0,28.

Na Tabela 3.1, é apresentado um resumo dos valores dos diferentes coeficientes necessários para a modelagem de algas.

**Tabela 3.1**  
Faixa de valores para os diferentes coeficientes do modelo de algas

<b>Coefficiente</b>	<b>Unidade</b>	<b>Faixa de valores</b>	<b>Fonte</b>
$k_{g,20}$	$d^{-1}$	0,2 – 3,0	BOWIE et al (1985)
$I_S$	$ly\ d^{-1}$	100 – 400	CHAPRA (1997)
$k_e$	$m^{-1}$	0,10 – 0,28	ESTEVES (1988)
$k_{sn}$	$mg\ L^{-1}$	0,001 – 0,005	CHAPRA (1997)
$k_{sp}$	$mg\ L^{-1}$	0,005 – 0,020	CHAPRA (1997)
$k_{ra}$	$d^{-1}$	0,1 – 0,20	BOWIE et al (1985)
$v_a$	$m\ d^{-1}$	0,04 – 0,6	JÖRGENSEN et al (1985)

### 3.3.2 Nitrogênio

As principais formas de nitrogênio presentes no meio ambiente são: o nitrogênio orgânico, a amônia, o nitrogênio gasoso, os nitritos e os nitratos. No ambiente aquático, o termo nitrogênio total é empregado para representar a soma das concentrações das formas encontradas na água que são o nitrogênio orgânico, o nitrogênio amoniacal, os nitritos e os nitratos. O nitrogênio amoniacal e o nitrato são os compostos mais facilmente assimilados por algas e plantas aquáticas, sendo também considerados fatores importantes quando da ocorrência de processos de eutrofização.

O modelo QUAL2E simula o ciclo do nitrogênio no meio aquático (transformação do nitrogênio orgânico em amônia, nitritos e nitratos) apresentando os compostos nitrogenados em função da concentração de nitrogênio presente em cada composto.

### 3.3.2.1 Nitrogênio Orgânico

No seu balanço de massa, o nitrogênio orgânico é produzido devido à excreção das algas e sua perda é devida a reações de hidrólise (reação de amonificação), no qual é convertido a nitrogênio amoniacal, e devida à sua sedimentação. O processo pode ser representado pela seguinte equação diferencial:

$$\frac{dN_{org}}{dt} = R_{na} k_{ra} a - k_{oa} N_{org} - k_{so} N_{org} \quad (3.13)$$

onde:

$R_{na}$  – razão entre concentração de nitrogênio orgânico e clorofila  $a$  ( $\text{mgN mgChl}a^{-1}$ );

$k_{oa}$  – taxa de conversão de nitrogênio orgânico a nitrogênio amoniacal ( $\text{d}^{-1}$ );

$k_{so}$  – coeficiente de sedimentação de nitrogênio orgânico ( $\text{d}^{-1}$ ).

### 3.3.2.2 Nitrogênio amoniacal

O nitrogênio amoniacal é comum em esgotos municipais, pois é produto da hidrólise da uréia (presente na urina) e da degradação biológica de aminoácidos e outros compostos nitrogenados, além de ser constituinte de descargas de efluentes industriais (RUFIER et al, 1981). Em corpos d'água, o nitrogênio amoniacal ocorre naturalmente devido à degradação de compostos orgânicos e inorgânicos presentes no solo e na água, à excreção da biota e à redução do nitrogênio gasoso na água por microrganismos.

No equacionamento do modelo QUAL2E, o nitrogênio amoniacal é produzido pela hidrólise do nitrogênio orgânico (reação de amonificação) e é liberado pelo sedimento de fundo. Sua perda é devida ao processo de nitrificação, o qual consiste na oxidação biológica do nitrogênio amoniacal a nitrito, também é considerada a perda devido à sua sedimentação e à assimilação pelas algas para a formação de proteínas. O processo é descrito por:

$$\frac{dN_{amon}}{dt} = k_{oa} N_{org} - k_{an} N_{amon} + \frac{S_{N_{amon}}}{H} - FR_{na} k_g a \quad (3.14)$$

onde:

$k_{an}$  – coeficiente de conversão de nitrogênio amoniacal a nitrito, ou seja, nitrificação ( $d^{-1}$ );

$S_{N_{amon}}$  – coeficiente de liberação de nitrogênio amoniacal pelo sedimento ( $mg\ m^{-2}\ d^{-1}$ );

$F$  – fração de nitrogênio inorgânico que é consumido pelas algas na forma de nitrogênio amoniacal.

### 3.3.2.3 Nitrito

O nitrito é, relativamente, a forma menos importante do nitrogênio no meio, uma vez que é rapidamente oxidado a nitrato (METCALF & EDDY, 2003). O nitrito é produto da reação de oxidação biológica do nitrogênio amoniacal, sendo que as bactérias do gênero *Nitrosomonas* geralmente são responsáveis por essa conversão. O nitrito também sofre oxidação, geralmente realizada por bactérias do gênero *Nitrobacter*, convertendo-se a nitrato, completando o processo de nitrificação.

$$\frac{dN_{itri}}{dt} = k_{an} N_{amon} - k_{mn} N_{itri} \quad (3.15)$$

onde:

$k_{mn}$  – coeficiente de conversão de nitrito a nitrato, ou seja, nitrificação ( $d^{-1}$ ).

### 3.3.2.4 Nitrato

O nitrato, por sua vez, é o produto final da nitrificação e surge devido à reação de oxidação biológica do nitrito; há perda devido ao processo de assimilação de nitrato pelas algas:

$$\frac{dN_{itra}}{dt} = k_{mn} N_{itri} - (1 - F) R_{na} k_g a \quad (3.16)$$

### 3.3.2.5 Coeficientes

Bowie et al. (1985) listaram faixas para os coeficientes do modelo de nitrogênio com base em uma série de autores, as quais estão apresentadas na Tabela 3.2.

**Tabela 3.2**  
Faixas de valores para os coeficientes do modelo de nitrogênio.

Coeficiente	Faixa de valores (d <sup>-1</sup> )
<i>R<sub>na</sub></i>	7,0 – 29
<i>k<sub>oa</sub></i>	0,001 – 0,20
<i>k<sub>an</sub></i>	0,003 – 0,03
<i>k<sub>m</sub></i>	0,090 – 0,25

Fonte: Adaptado de Bowie et. al., 1985.

Quanto ao coeficiente de sedimentação do nitrogênio orgânico, os valores são definidos de acordo com as características hidráulicas e de qualidade do corpo d'água, sendo, 0,10 d<sup>-1</sup> para remansos, 0,05 d<sup>-1</sup> e 0,10 d<sup>-1</sup> para rios lentos com águas naturais a moderadamente poluídas e águas fortemente poluídas, respectivamente; 0,02 d<sup>-1</sup>, 0,05 d<sup>-1</sup> e 0,10 d<sup>-1</sup> para rios rápidos com águas naturais, águas moderadamente poluídas e águas fortemente poluídas e 0,0 d<sup>-1</sup> para corredeiras (AGUIRRE JR.<sup>4</sup>, apud VAL, 2000).

O fluxo de liberação de nitrogênio amoniacal pelo sedimento é função da velocidade do rio. Rios mais rápidos e limpos apresentarão menores liberações de nitrogênio amoniacal pelo sedimento de fundo. A faixa do fluxo é de 0,0 a 0,32 g m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup> (THOMANN & MUELLER, 1987).

O fitoplâncton consome o nitrogênio nas formas de amônia e nitrato, embora sua preferência seja dada à forma nitrato. Assim, da totalidade do nitrogênio consumido, parte corresponde a nitrogênio amoniacal, parte corresponde a nitrato. Portanto, o valor de *F* (fração de nitrogênio inorgânico que é consumido pelas algas na forma de nitrogênio amoniacal) varia entre 0 e 1, sendo que 0 indica que todo o nitrogênio inorgânico consumido está na forma de nitrato e 1 indica consumo apenas de nitrogênio amoniacal (CHAPRA, 1997), ou seja, um valor de *F* igual a 0,3 indica que, de todo o nitrogênio inorgânico consumido, 30% está na forma de nitrogênio amoniacal e os 70% restantes, na forma de nitrato.

### 3.3.3 Fósforo

O fósforo tem origem natural por dissolução de compostos do solo, decomposição da matéria orgânica e células de microrganismos e origem antropogênica devido a despejos domésticos (faz

<sup>4</sup> AGUIRRE JR, J.C. *Plano Diretor de Recursos Hídricos das bacias do leste*. Belo Horizonte: Fundação RuralMinas, 2000

parte da composição de detergentes e de excrementos de animais), despejos industriais e carreamento de fertilizantes por eventos de chuvas. O aporte de fósforo por deposição atmosférica pode ser significativo, entretanto, recebe menor atenção devido à dificuldade quanto à sua quantificação (REDDY; O'CONNOR; SCHELSKE, 1999).

Embora o fósforo não apresente problemas de ordem sanitária quando em águas de abastecimento, por se tratar comumente do nutriente limitante ao crescimento das algas, torna-se problemático quando em elevadas concentrações em ambientes lênticos, ocasionando o processo de eutrofização (VON SPERLING, 2005).

### 3.3.3.1 Fósforo orgânico

O fósforo orgânico pode ser um importante constituinte de esgotos industriais e lodos de esgoto, diferentemente do que ocorre em esgotos domésticos, em que sua presença é menos significativa (METCALF & EDDY, 2003).

O fósforo orgânico é liberado na excreção e decomposição das algas e sofre perdas devido à conversão a fósforo inorgânico e à sua sedimentação:

$$\frac{dP_{org}}{dt} = R_{pa}k_{ra}a - k_{oi}P_{org} - k_{spo}P_{org} \quad (3.17)$$

onde:

$R_{pa}$  – razão entre a concentração de fósforo orgânico e clorofila  $a$  ( $\text{mgP mgChla}^{-1}$ );

$k_{oi}$  – coeficiente de conversão de fósforo orgânico a fósforo inorgânico ( $\text{d}^{-1}$ );

$k_{spo}$  – coeficiente de sedimentação do fósforo orgânico ( $\text{d}^{-1}$ ).

### 3.3.3.2 Fósforo inorgânico

O fósforo inorgânico apresenta-se nas formas de polifosfato e ortofosfato, sendo que esse último é a forma de fósforo que está diretamente disponível para o metabolismo biológico. Já os polifosfatos necessitam de conversões a formas mais simples para então serem utilizados no metabolismo biológico, por se tratarem de moléculas mais complexas com dois ou mais átomos de fósforo (METCALF & EDDY, 2003).

O fósforo inorgânico surge no sistema devido à estabilização do fósforo orgânico e pela liberação do sedimento e é consumido pelas algas:

$$\frac{dP_{inorg}}{dt} = k_{oi}P_{org} + S_{Pinorg} - R_{pa}k_g a \quad (3.18)$$

onde:

$S_{Pinorg}$  – coeficiente de liberação de fósforo inorgânico pelo sedimento ( $\text{mg m}^{-2} \text{d}^{-1}$ ).

### 3.3.3.3 Coeficientes

Bowie et al. (1985) listaram faixas para os coeficientes do modelo de nitrogênio com base em uma série de autores, as quais estão apresentadas na Tabela 3.3.

**Tabela 3.3**  
Faixas de valores para os coeficientes do modelo de fósforo.

Coeficiente	Faixa ( $\text{d}^{-1}$ )
$R_{pa}$	0,5 – 1,0
$k_{oi}$	0,001 – 0,80
$k_{spo}$	0,020 – 0,05

Fonte: Adaptado de Bowie et. al., 1985

Quanto ao fluxo de liberação de fósforo inorgânico pelo sedimento, os valores variam entre 0,0 a  $0,016 \text{ g m}^{-2} \text{d}^{-1}$  (THOMANN & MUELLER, 1987).

### 3.3.4 Demanda Bioquímica de Oxigênio

A matéria orgânica afeta diretamente o oxigênio dissolvido, uma vez que sua estabilização ocorre por reações de oxidação, ou seja, a conversão de matéria orgânica ocorre com o consumo do oxigênio dissolvido. Desta forma, a demanda bioquímica de oxigênio (DBO) é uma forma indireta de se medir a quantidade de matéria orgânica num corpo d'água, uma vez que quantifica a concentração de oxigênio dissolvido necessária para estabilizar, através de processos bioquímicos, a matéria orgânica carbonácea (VON SPERLING, 2005). O equacionamento para a modelagem da DBO é dado por:

$$\frac{dDBO}{dt} = -k_d DBO - k_s DBO \quad (3.19)$$

onde:

$k_d$  – coeficiente de estabilização da DBO ( $d^{-1}$ );

$k_s$  – coeficiente de sedimentação da DBO ( $d^{-1}$ ).

É possível medir o coeficiente de estabilização da matéria orgânica através de testes laboratoriais. Entretanto, valores observados em laboratórios são bastante distintos daqueles observados em campo, no corpo d'água. Por isso, existe uma distinção entre esses dois coeficientes (calculada em laboratório e real do corpo d'água), sendo o coeficiente de estabilização obtido em laboratório denominado  $k_l$ .

Os coeficientes de estabilização e de sedimentação da DBO são funções das características da matéria orgânica. Esgotos brutos, por exemplo, possuem compostos os quais são mais facilmente convertidos do que esgotos tratados. Nos esgotos tratados, essa parte da matéria orgânica mais facilmente convertida já foi removida, restando a parcela mais dificilmente assimilável. Dessa forma, efluentes brutos apresentam coeficientes de estabilização com valores superiores aos coeficientes de efluentes que já passaram por algum tipo de tratamento (VON SPERLING, 2005).

Segundo von Sperling (no prelo), são considerados típicos os valores para os coeficientes apresentados na Tabela 3.4.

**Tabela 3.4**  
Valores típicos dos coeficientes de remoção de DBO ( $K_1$ ,  $K_s$ ,  $K_d$  e  $K_r$ )

Origem	$K_1$ (lab.)	Rios rasos			Rios profundos		
		Decomp. $K_d$	Sediment. $K_s$	Remoção $K_r$ (= $K_s+K_d$ )	Decomp. $K_d$	Sediment. $K_s$	Remoção $K_r$ (= $K_s+K_d$ )
Curso d'água recebendo esgoto bruto concentrado	0,35-0,45	0,50-1,00	0,10-0,35	0,60-1,35	0,35-0,50	0,05-0,20	0,40-0,70
Curso d'água recebendo esgoto bruto de baixa concentração	0,30-0,40	0,40-0,80	0,05-0,25	0,45-1,05	0,30-0,45	0,00-0,15	0,30-0,60
Curso d'água recebendo efluente primário	0,30-0,40	0,40-0,80	0,05-0,10	0,45-0,90	0,30-0,45	0,00-0,05	0,30-0,50
Curso d'água recebendo efluente secundário	0,12-0,24	0,12-0,24	-	0,12-0,24	0,12-0,24	-	0,12-0,24
Curso d'água com águas limpas	0,08-0,20	0,08-0,20	-	0,08-0,20	0,08-0,20	-	0,08-0,20

Nota: rios rasos – profundidade inferior a cerca de 1,0 ou 1,5 m; rios profundos – profundidade superior a 1,0 ou 1,5 m  
Fonte: VON SPERLING, no prelo.

### 3.3.5 Oxigênio Dissolvido

De importância essencial para os seres vivos aquáticos aeróbios, considera-se o OD como o principal parâmetro de caracterização da poluição das águas por matéria orgânica e da capacidade de autodepuração dos corpos d'água (VON SPERLING, 2005). Sua concentração nos corpos d'água varia em função de fatores como temperatura, salinidade, turbulência, atividades fotossintéticas de plantas e algas, bem como da pressão atmosférica. A variação temporal da concentração de OD, em uma dada seção do corpo d'água, é dada por:

$$\frac{dOD}{dt} = k_2(OD_{sat} - OD) - k_d DBO - D_B + (R_{opa} k_g - R_{oca} k_{ra}) a - R_{o2amon} k_{an} N_{amon} - R_{o2nitri} k_{nn} Nitri \quad (3.20)$$

onde:

$k_2$  – coeficiente de reaeração ( $d^{-1}$ );

$OD_{sat}$  – concentração de saturação do oxigênio dissolvido ( $mg L^{-1}$ );

$D_B$  – demanda de oxigênio pelo sedimento de fundo ( $mg m^{-2} d^{-1}$ );

$R_{opa}$  – razão de oxigênio dissolvido produzido pela alga e concentração de clorofila  $a$  ( $mgO_2 mgChla^{-1}$ );

$R_{oca}$  – razão de oxigênio dissolvido consumido pela alga e concentração de clorofila  $a$  ( $mgO_2 mgChla^{-1}$ );

$R_{o2amon}$  – oxigênio dissolvido consumido pela nitrificação do nitrogênio amoniacal a nitrito ( $mgO_2 mgN^{-1}$ );

$R_{o2nitri}$  – oxigênio dissolvido consumido pela nitrificação do nitrito a nitrato ( $mgO_2 mgN^{-1}$ ).

### 3.3.5.1 Coeficiente de reaeração

O coeficiente de reaeração ( $k_2$ ) pode ser determinado diretamente no curso d'água, com base em estudos com traçadores. Essa determinação baseia-se em técnicas que utilizam o balanço de massa e medidas de oxigênio (CHAPRA, 1997). Entretanto, essa forma de determinação pode se demonstrar onerosa e complexa, não necessariamente apresentando resultados satisfatórios. Além desses métodos de medição direta em campo, existem outros como determinação através de valores tabelados, valores relacionados às características hidráulicas e à vazão dos cursos d'água (VON SPERLING, 2005).

Fair et al. (1973) e Arceivala (1981) apresentam valores médios de  $k_2$  baseados em estudos de corpos d'água com características diversas (Tabela 3.5).

**Tabela 3.5**

Valores médios para o coeficiente de reaeração segundo características do corpo d'água.

Característica do corpo d'água	Valores médios de $k_2$ (d <sup>-1</sup> )	
	Profundo	Raso
Pequenas lagoas	0,12	0,23
Rios lentos, grandes lagos	0,23	0,37
Grandes rios com baixa velocidade	0,37	0,46
Grandes rios com velocidade normal	0,46	0,69
Rios rápidos	0,69	1,15
Corredeiras e quedas d'água	> 1,15	> 1,61

Quanto à determinação em função das características hidráulicas como profundidade, velocidade da água e declividade, existe uma série de diferentes equações para rios (RORIZ, 2002). O manual do modelo QUAL2E registra 17 equações e comenta que nenhuma é considerada universal (BOWIE et. al., 1985). Segundo von Sperling (2005), são três as principais fórmulas para o coeficiente de reaeração em rios, as quais estão apresentadas a seguir:

O'Connor & Dobbins:

$$k_2 = 3,73 \cdot v^{0,5} \cdot H^{-1,5} \quad (3.21)$$

Churchill:

$$k_2 = 5,0 \cdot v^{0,97} \cdot H^{-1,67} \quad (3.22)$$

Owens:

$$k_2 = 5,3 \cdot v^{0,67} \cdot H^{-1,85} \quad (3.23)$$

onde:

$v$  – velocidade do rio (m s<sup>-1</sup>);

$H$  – profundidade média da seção fluvial (m).

As faixas de aplicação das equações são complementares, sendo que a fórmula de O'Connor e Dobbins é aplicável para profundidades entre 0,6 e 4,0 m e velocidades entre 0,05 m s<sup>-1</sup> e 0,8 m s<sup>-1</sup>, a fórmula de Churchill para as mesmas profundidades que a fórmula anterior, mas com

velocidades entre  $0,8 \text{ m s}^{-1}$  e  $1,5 \text{ m s}^{-1}$ , enquanto que a fórmula de Owens é aplicável para profundidades entre 0,1 e 0,6 m e velocidades na faixa de  $0,05 \text{ m s}^{-1}$  a  $1,5 \text{ m s}^{-1}$ .

Além de valores obtidos da literatura ou calculados em função das variáveis hidráulicas, os valores de  $k_2$  podem ser calculados através de correlações entre esse coeficiente e vazões do curso d'água, como realizado por von Sperling (1983).

Já para reservatórios, o  $k_2$  é calculado de forma distinta, uma vez que o fator predominante na reaeração é a velocidade dos ventos. Também são relatadas três fórmulas em que o  $k_2$  é calculado em função da velocidade do vento (CHAPRA, 1997), que são descritas a seguir. A fórmula mais amplamente utilizada é a fórmula de Banks e Herrera, a qual foi aplicada no presente trabalho.

Broecker:

$$k_2 = 0,864U_v \quad (3.24)$$

Wanninkhof:

$$k_2 = \frac{0,10U_v^{1,64}}{H} \quad (3.25)$$

Banks e Herrera:

$$k_2 = 0,728U_v^{0,5} - 0,317U_v + U_v^2 \quad (3.26)$$

onde:

$U_v$  – velocidade do vento na superfície ( $\text{m s}^{-1}$ ).

### 3.3.5.2 Concentração de saturação do Oxigênio Dissolvido

A concentração de saturação de gases em corpos d'água está relacionada à temperatura da água e à altitude. Maiores temperaturas promovem maior agitação das moléculas da água, fazendo

com que os gases dissolvidos se desprendam e passem para a fase gasosa. Já o aumento da altitude implica na diminuição da pressão atmosférica, promovendo menor pressão de vapor.

As concentrações de saturação do oxigênio para diferentes temperaturas e altitudes estão apresentadas na Tabela 3.6.

**Tabela 3.6**  
Concentrações (mg/L) de saturação de Oxigênio em água limpa para diferentes temperaturas e altitudes.

Temperatura (°C)	Altitude (m)			
	0	500	1000	1500
10	11,3	10,7	10,1	9,5
11	11,1	10,5	9,9	9,3
12	10,8	10,2	9,7	9,1
13	10,6	10,0	9,5	8,9
14	10,4	9,8	9,3	8,7
15	10,2	9,7	9,1	8,6
16	10,0	9,5	8,9	8,4
17	9,7	9,2	8,7	8,2
18	9,5	9,0	8,5	8,0
19	9,4	8,9	8,4	7,9
20	9,2	8,7	8,2	7,7
21	9,0	8,5	8,0	7,6
22	8,8	8,3	7,9	7,4
23	8,7	8,2	7,8	7,3
24	8,5	8,1	7,6	7,2
25	8,4	8,0	7,5	7,1
26	8,2	7,8	7,3	6,9
27	8,1	7,7	7,2	6,8
28	7,9	7,5	7,1	6,6
29	7,8	7,4	7,0	6,6
30	7,6	7,2	6,8	6,4

Fonte: VON SPERLING, 2005

### 3.3.5.3 Demanda de Oxigênio pelo sedimento de fundo

A matéria orgânica que se deposita no leito do rio devido ao processo de sedimentação provoca uma demanda de oxigênio. Na camada superior dessa matéria orgânica de fundo há oxigênio dissolvido no líquido intersticial que é consumido em sua estabilização. Essa demanda pode ser calculada a partir da seguinte formulação empírica em função do Oxigênio Dissolvido (CASTAGNINO, 1977):

$$D_B = A(1 - e^{-1,22OD}) \quad (3.27)$$

onde:

A – constante que depende do tipo de matéria orgânica depositada, e normalmente varia entre os valores de 0,5 a 9.

#### 3.3.5.4 Oxigênio consumido devido ao processo de nitrificação

A nitrificação pode ser representada pelas seguintes equações químicas:

Conversão da amônia a nitrito:



Conversão do nitrito a nitrato:



O oxigênio consumido por essas reações é calculado estequiometricamente. Portanto, os valores dos coeficientes  $R_{o2amon}$  e  $R_{o2nitri}$  são 3,43 gO gN<sup>-1</sup> e 1,14 gO gN<sup>-1</sup>, respectivamente.

#### 3.3.5.5 Reaeração devido ao fluxo vertido na soleira

Com a implantação das pequenas barragens (soleiras) será gerada uma condição de fluxo sobre as mesmas que favorecerá a reaeração atmosférica. A seguinte equação estima o ganho de oxigênio na passagem pelo vertedor (VON SPERLING, 2005):

$$OD = OD_0 + \left\{ 1 - \left[ \frac{1}{1 + 0,38 \cdot a \cdot b \cdot H \cdot (1 - 0,11 \cdot H)(1 + 0,46T)} \right] \right\} * (OD_{sat} - OD_0) \quad (3.30)$$

onde:

$OD$  – concentração de oxigênio dissolvido efluente da soleira ( $\text{mg L}^{-1}$ );

$OD_0$  – concentração de oxigênio dissolvido afluente à soleira ( $\text{mg L}^{-1}$ );

$a$  – coeficiente em função do nível de poluição da água: 0,65 (elevado), 1,0 (moderado), 1,6 (baixo), 1,8 (limpo);

$b$  – coeficiente empírico da soleira: 0,7 a 0,9 (vertedor contínuo e largo), 1,05 (vertedor delgado com face inclinada), 0,80 (vertedor delgado com face vertical), 0,05 (comporta com descarga submersa);

$T$  – temperatura da água ( $^{\circ}\text{C}$ ).

### 3.3.6 Patógenos

A modelagem do comportamento de patógenos torna-se importante, uma vez que várias são as ocorrências de doenças de veiculação hídrica. Através da modelagem, torna-se possível efetuar estimativas de qualidade da água e compará-las com padrões de saúde pública ou ecológicos.

Devido às dificuldades encontradas para a detecção de agentes patogênicos, são realizadas análises de organismos indicadores de contaminação fecal. Esses organismos não são predominantemente patogênicos, mas, como sua própria nomenclatura diz, dão uma indicação satisfatória quanto à contaminação da água por fezes humanas ou de animais. Os organismos mais comumente analisados são do grupo coliforme, sendo os principais indicadores utilizados os coliformes fecais (que atualmente vem sendo denominados de coliformes termotolerantes) e a *Escherichia coli*. A *E. coli*, atualmente, tem sido predominantemente utilizada como indicador, pois dá garantia de contaminação exclusivamente fecal, o que não ocorre com os coliformes termotolerantes (VON SPERLING, 2005).

O modelo considera no balanço de massa o decaimento de patógenos como uma equação de primeira ordem, ou seja,

$$\frac{dN}{dt} = -k_b N \quad (3.30)$$

onde:

$k_b$  – coeficiente de decaimento bacteriano ( $d^{-1}$ ).

O coeficiente de decaimento bacteriano é função de vários fatores como temperatura, salinidade, predação, intensidade luminosa e sedimentação (CHAPRA, 1997). BOWIE et al. (1985), baseados em 30 estudos realizados *in situ*, apresentaram valores médios para o coeficiente de decaimento bacteriano de  $0,96 d^{-1}$ , com percentis 60% e 90% de  $1,2 d^{-1}$  e  $5,28 d^{-1}$ , respectivamente.

Campos (1997) utilizou o valor de  $1,0 d^{-1}$  para o coeficiente de decaimento de coliformes termotolerantes na modelagem de coliformes do rio das Velhas, obtendo bons resultados no final do trecho simulado.

Os coliformes termotolerantes conseguem se reproduzir no meio aquático, pois não são estritamente fecais como a *E. coli*. Desta forma, os coliformes termotolerantes apresentam um decaimento aparente menor que o decaimento de *E. coli*. Em estudo realizado por Menon et al. (2003), foram observados valores para o coeficiente de decaimento total para *E. coli*, considerando o decaimento propriamente dito e a predação, entre  $0,19$  e  $0,81 d^{-1}$ .

### **3.3.7 Efeito da temperatura**

A temperatura tem, de um modo geral, um papel preponderante nas reações químicas e biológicas. No modelo QUAL2E, ela é sempre considerada, mesmo quando não está sendo simulada, ao ser incorporada como uma das condições iniciais do trecho simulado. A temperatura, fornecida como condição inicial para o trecho simulado, é utilizada para calcular e corrigir os coeficientes do modelo que sofrem sua interferência.

O efeito da temperatura sobre os coeficientes é representado, geralmente, da seguinte forma (STREETER, PHELPS<sup>5</sup>, apud BROWN, BARNWELL, 1987):

$$k_T = k_{20} \theta^{T-20} \quad (3.31)$$

onde:

$k_T$  - valor do coeficiente corrigido para a temperatura T (d<sup>-1</sup>);

$k_{20}$  - valor do coeficiente a 20°C (d<sup>-1</sup>);

$\theta$  - coeficiente adimensional de correção para temperatura;

T - temperatura (°C).

Na Tabela 3.7 são apresentados os diferentes valores do coeficiente adimensional de correção para a temperatura ( $\theta$ ) para cada coeficiente do modelo.

**Tabela 3.7**  
Valores dos coeficientes adimensionais para correção da temperatura dos diferentes coeficientes do modelo.

Coeficiente	Valor de $\theta$
<b>Algas</b>	
Coeficiente de perdas devido à respiração e à excreção ( $k_{ra}$ )	1,08
Velocidade de sedimentação ( $v_a$ )	1,024
<b>Nitrogênio</b>	
Coeficiente de conversão de N orgânico a N amoniacal ( $k_{oa}$ )	1,047
Coeficiente de conversão de N amoniacal a nitrito ( $k_{an}$ )	1,080
Coeficiente de conversão de nitrito a nitrato ( $k_{nn}$ )	1,047
Coeficiente de sedimentação do N orgânico ( $k_{so}$ )	1,024
<b>Fósforo</b>	
Coeficiente de conversão do P orgânico a P inorgânico ( $k_{oi}$ )	1,047
Coeficiente de sedimentação do P orgânico ( $k_{spo}$ )	1,024
<b>DBO</b>	
Coeficiente de estabilização da DBO ( $k_d$ )	1,047
Coeficiente de sedimentação da DBO ( $k_s$ )	1,024
<b>OD</b>	
Coeficiente de reaeração ( $k_2$ )	1,024
<b>Patógenos</b>	
Coeficiente de decaimento bacteriano ( $k_b$ )	1,07

Fonte: Bowie et. al. (1985), Thomman & Mueller (1987), Chapra (1987)

<sup>5</sup> STREETER, H.W.; PHELPS, E.B. A study of the pollution and natural purification of the Ohio River. *Public Health Bulletin*, 146, Washington, 1925.

### **3.4. Padrões de qualidade da água**

De acordo com a Resolução nº 357 de 17 de março de 2005 do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA), tem-se que:

As águas doces, salobras e salinas do Território Nacional são classificadas, segundo a qualidade requerida para os seus usos preponderantes, em treze classes de qualidade.

Essa classificação dá-se em função dos possíveis usos da água e está apresentada na Tabela 3.8.

**Tabela 3.8**

Classificação das águas no Território Nacional segundo Resolução CONAMA 357/05.

	Classes	Usos da água previstos
Águas doces (salinidade $\leq$ 0,5‰)	Especial	Abastecimento para consumo humano <sup>(a)</sup> ; preservação do equilíbrio natural das comunidades aquáticas; preservação do ambiente aquático em unidade de conservação de proteção integral.
	1	Abastecimento para consumo humano <sup>(b)</sup> ; proteção das comunidades aquáticas <sup>(h)</sup> ; recreação de contato primário*; Irrigação <sup>(e)</sup> .
	2	Abastecimento para consumo humano <sup>(c)</sup> ; proteção das comunidades aquáticas; recreação de contato primário*; irrigação <sup>(d)</sup> ; aquicultura e atividade de pesca.
	3	Abastecimento para consumo humano <sup>(d)</sup> ; irrigação <sup>(g)</sup> ; pesca amadora; dessedentação de animais; recreação de contato secundário.
	4	Navegação; harmonia paisagística.
Águas salobras (0,5‰ < salinidade < 30‰)	Especial	Preservação do equilíbrio natural das comunidades aquáticas; preservação do ambiente aquático em unidade de conservação de proteção integral.
	1	Proteção das comunidades aquáticas; recreação de contato primário*; aquicultura e atividade de pesca.
	2	Pesca amadora; recreação de contato secundário.
	3	Navegação; harmonia paisagística.
Águas salinas (salinidade $\geq$ 30‰)	Especial	Preservação do equilíbrio natural das comunidades aquáticas; preservação do ambiente aquático em unidade de conservação de proteção integral.
	1	Abastecimento para consumo humano <sup>(d)</sup> ; proteção das comunidades aquáticas; recreação de contato primário*; irrigação <sup>(e)(f)</sup> ; aquicultura e atividade de pesca.
	2	Pesca amadora; recreação de contato secundário.
	3	Navegação; harmonia paisagística.

*(a) com desinfecção**(b) após tratamento simplificado**(c) após tratamento convencional**(d) após tratamento convencional ou avançado**(e) hortaliças consumidas cruas ou frutas que se desenvolvam rentes ao solo e que sejam ingeridas cruas sem remoção de película**(f) hortaliças, plantas frutíferas e de parques, jardins, campos de esporte e lazer, com os quais o público possa vir a ter contato direto**(g) culturas arbóreas, cerealíferas e forrageiras**(h) de forma geral, e em comunidades indígenas**\*conforme Resolução CONAMA 274/2000*

O enquadramento dos corpos de água deve estar baseado não necessariamente no seu estado atual, mas nos níveis de qualidade que deveriam possuir para atender às necessidades da comunidade. Essa classificação é determinada por deliberações ou resoluções e, enquanto não aprovados os respectivos enquadramentos, as águas doces são consideradas classe 2

(CONAMA, 2005), exceto se as condições de qualidade atuais forem melhores, o que determinará a aplicação da classe mais rigorosa correspondente. O rio Araguari não teve sua classificação determinada, conseqüentemente, é considerado classe 2 (SEMAD, 2007).

Também na Resolução CONAMA 357/05 foi estabelecido, para cada classe, o nível de qualidade a ser mantido no corpo d'água, o qual foi expresso na forma de padrões de qualidade da água. São apresentados na Tabela 3.9 os padrões definidos para os compostos de interesse ao presente trabalho, aqueles que são simulados pelas equações do modelo QUAL2E, para corpos d'água classe 2, classe em que se enquadra o rio Araguari.

**Tabela 3.9**  
Padrões de qualidade da água dos parâmetros de interesse determinados pela Resolução CONAMA 357/05 para águas doces Classe 2.

Parâmetro	Unidade	Padrão CONAMA 357/05 Águas doces classe2
Coliformes termotolerantes	NMP 100mL <sup>-1</sup>	1.000
Clorofila <i>a</i>	µg L <sup>-1</sup>	30
DBO5	mg L <sup>-1</sup>	5
OD	mg L <sup>-1</sup>	≥5,0
N amoniacal (pH≤7,5)	mgN L <sup>-1</sup>	3,7
N amoniacal (7,5<pH≤8,0)	mgN L <sup>-1</sup>	2,0
N amoniacal (8,0<pH≤8,5)	mgN L <sup>-1</sup>	1,0
N amoniacal (pH≥8,5)	mgN L <sup>-1</sup>	0,5
Nitrato	mgN L <sup>-1</sup>	10,0
Nitrito	mgN L <sup>-1</sup>	1,0
P total (ambiente lêntico)	mgP L <sup>-1</sup>	0,03
P total (ambiente intermediário – tempo de detenção hidráulica entre 2 e 40 dias)	mgP L <sup>-1</sup>	0,05
P total (ambiente lótico e tributário de ambiente intermediário)	mgP L <sup>-1</sup>	0,10

Fonte: adaptado de CONAMA (2005)

### **3.5. Análise de incerteza e de sensibilidade**

Aplicações de modelos matemáticos para previsão de comportamentos no meio ambiente apresentam limitações quando são considerados os poucos conhecimentos acerca de processos físicos, químicos e biológicos de um meio, além dos poucos recursos, financeiros ou tecnológicos, para observação e monitoramento do que realmente ocorre no meio ambiente.

Os modelos matemáticos são construções teóricas que incluem uma série de coeficientes, além de requisitar dados de entrada. Entretanto, quando um modelo é aplicado, pouco se questiona quanto à confiabilidade dos coeficientes e dados de entrada empregados. Nem sempre é possível mensurar em campo os coeficientes necessários ao modelo devido a questões técnicas ou econômicas. Os dados de entrada do modelo e os coeficientes podem não apresentar confiabilidade suficiente devido a uma série de erros, como os citados a seguir (VON SPERLING, no prelo):

- Erros na estimativa de um dado de entrada (baseado em valores da literatura, levantamentos ou outros);
- Erros na aplicação de técnicas de amostragem;
- Erros durante a análise, devido à falta de calibrações de equipamentos ou erros durante as medições;
- Erros durante a transcrição dos resultados obtidos durante as análises ou medições.

A análise de incerteza permite que os resultados sejam expressos em termos probabilísticos e não apenas como valores únicos, determinísticos. Além disso, permite realizar a análise de sensibilidade dos dados de entrada e dos coeficientes do modelo (VON SPERLING, no prelo). A análise de sensibilidade permite verificar a influência dos coeficientes e dados de entrada sobre o ajuste dos modelos (CASTAGNINO, 1977). A partir da análise de sensibilidade, é possível identificar, dentre os dados de entrada e coeficientes do modelo, aqueles que configuram uma maior influência sobre as respostas do modelo. Esse conhecimento possibilita identificar a necessidade ou não de maior investimento na determinação mais precisa desses dados de entrada ou coeficientes.

Segundo Snowling & Kramer (2001), quanto maior a complexidade de um modelo, maior é a sua sensibilidade global devido ao elevado número de graus de liberdade e devido à estrutura de interações entre os coeficientes e os parâmetros modelados. Já com o aumento da complexidade do modelo há uma diminuição de seus erros porque modelos mais complexos têm maior

capacidade de retratar a realidade devido à inclusão de mais processos e diminuição de simplificações.

Lindenschmidt (2006) usou análises de sensibilidade para verificar se o aumento da complexidade de modelos, com conseqüente aumento do número de variáveis e coeficientes, implicaria em uma diminuição dos erros dos modelos. Cinco modelos com complexidades diversas foram utilizados e seus resultados foram analisados, confirmando a hipótese.

Os principais métodos para análise de incerteza e de sensibilidade são baseados em técnicas estatísticas de análises de correlação, análises de regressão múltipla, métodos gráficos e métodos de análise de variância (DEFLANDRE et al, 2005).

Existem diferentes técnicas para a realização da análise de incerteza e de sensibilidade de modelos. Uma delas é a simulação de Monte Carlo, a qual, a partir de um elevado número de simulações cujos valores de entrada variam de uma para outra, permite inferir quanto à interferência de cada variável (dado de entrada ou coeficiente) nos resultados do modelo. Além disso, as várias simulações permitem que o conjunto de resultados gerados sejam analisados de forma probabilística, ou seja, de todos os resultados gerados é possível identificar qual a porcentagem que cumpre ou não os padrões da legislação. Para cada simulação, seleciona-se um conjunto diferente de valores dos dados de entrada e coeficientes, os quais são gerados aleatoriamente, segundo uma distribuição de probabilidades e dentro de uma faixa pré-estabelecida.

Pastres & Ciavatta (2005) também utilizaram o método de Monte Carlo para análise de sensibilidade de um modelo de três dimensões que descreve a dinâmica sazonal de nutrientes (fósforo e nitrogênio), fitoplâncton e zooplâncton. Esse estudo apontou os coeficientes que especificam a dinâmica de fitoplâncton e zooplâncton como agentes de maior influência nos resultados das simulações.

Já McIntyre et al (2005) utilizaram o método de Monte Carlo para analisar a sensibilidade de um modelo amplamente utilizado na Europa, e mais especificamente no Reino Unido, o INCA (*Integrated Nitrogen in Catchments*), que simula o balanço de nitrogênio em uma bacia hidrográfica. Para o estudo, o modelo foi utilizado para simular a bacia do rio Kennet,

localizado no Reino Unido, e o método de Monte Carlo teve sua geração de números aleatórios baseados em distribuições uniformes. Os dados de entrada relacionados à carga subterrânea mostraram-se os mais importantes na análise de sensibilidade.

De acordo com von Sperling (1993a), a análise de incerteza utilizando como ferramenta as simulações Monte Carlo é simples, robusta e eficaz, permitindo uma análise probabilística dos resultados do modelo e não como simples valores determinísticos isolados.

## **4. METODOLOGIA**

### **4.1. Descrição da área**

A Usina Hidrelétrica (UHE) Capim Branco I foi implantada no rio Araguari, no trecho entre a barragem da UHE Miranda e a Usina de Capim Branco II, no estado de Minas Gerais, em terras dos municípios mineiros de Araguari, Indianópolis e Uberlândia, com potência de geração de 240 MW e um reservatório com área de aproximadamente 19 km<sup>2</sup>.

A barragem está situada na latitude 18°47'25''S e longitude 48°08'50''W, no km 150 do rio Araguari, a partir de sua foz, junto à atual ponte do Pau Furado e possui uma parte da seção em enrocamento com núcleo de argila e parte homogênea de terra, com altura máxima de 52 metros e extensão de 610 metros. As obras de implantação tiveram início em setembro de 2003 e o desvio do rio aconteceu em julho de 2004. As obras foram finalizadas em janeiro de 2007.

O rio Araguari possui 475 km de extensão e é um dos principais afluentes do rio Paranaíba. Sua nascente encontra-se no Parque Nacional da Serra da Canastra, no município de São Roque de Minas. De sua cabeceira até o eixo da barragem do AHE Capim Branco I, a bacia do rio Araguari drena uma área de 18.300 km<sup>2</sup>, o que representa cerca de 83% de sua área total. O rio Araguari é caracterizado meandros e seus principais afluentes são o rio Quebra Anzol, pela margem direita, e o rio Claro, pela margem esquerda.

O clima local é marcado por duas estações bastante definidas, uma estação úmida e quente, com chuvas concentradas nos meses de outubro a março, e outra mais amena e seca nos meses de abril a setembro (FERREIRA et al, 2005). A temperatura média mensal varia entre 18,6°C (julho) e 23,5°C (fevereiro e março). Os meses mais frios são junho, julho e agosto, enquanto que os mais quentes são os meses de janeiro, fevereiro e março. A insolação, parâmetro que melhor representa a intensidade de radiação solar, apresenta grande variabilidade devido à presença predominante na área de nebulosidade tipo cumuliforme. As maiores velocidades dos ventos (2,7 m/s) estão associadas à direção predominantemente de nordeste. A maior frequência de calmarias é observada no período da noite, em torno das 21 horas (INMET, 2006).

A bacia do rio Araguari está inserida no Domínio Natural dos Cerrados, o qual se apresenta bastante diversificado quanto à vegetação. A partir de 1970, ocorreu uma acelerada substituição do Cerrado para a implantação de pastagens e uso do solo para agricultura, uma vez que o Triângulo Mineiro tornou-se uma importante fronteira agrícola para a produção de grãos, frutas e criação de gado. Essa reorganização do espaço rural do Triângulo Mineiro foi determinada pelo II Plano Nacional de Desenvolvimento (PND), o qual colaborou para a implantação de uma agricultura moderna, com a adoção cada vez mais intensa da mecanização, adubação, agrotóxicos, etc (SANTOS, BACCARO, 2004). A bacia do rio Araguari apresenta basicamente a agricultura e a pastagem como usos do solo, com áreas em elevado grau de antropização, urbanização crescente e usinas hidrelétricas (RODRIGUES et al, 2004).

O arranjo geral para o aproveitamento hidrelétrico Capim Branco I foi adaptado à morfologia fluvial do leito do rio que apresenta no trecho uma longa curva de cerca de 9.000 metros, aproximando as suas extremidades em menos de 2.000 metros (Anexo I). Assim, o aproveitamento do desnível existente foi feito por meio do desvio de parte das águas do rio Araguari através de um túnel de adução compreendido entre o eixo e a casa de força, com redução da área inundada pelo reservatório. Com essa configuração, o arranjo geral adotado para o empreendimento implica na redução de descargas no trecho do rio Araguari, compreendido entre o eixo do barramento e a Casa de Força. Esse estirão de rio, que recebeu a denominação de Trecho de Vazão Reduzida (TVR), passará a ter o escoamento mantido com uma vazão de  $7 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ , bastante inferior às vazões registradas no histórico do rio Araguari, anteriormente ao barramento (Tabela 4.1). Para a manutenção dessa vazão residual de  $7 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$  foi implantado um dispositivo para a manutenção de um fluxo residual situado na estrutura do vertedouro, com circuito hidráulico e operação independentes das comportas, cujo controle das descargas é feito por meio de uma válvula dispersora situada na extremidade de jusante da tubulação. O arranjo geral é apresentado no Anexo 1.

**Tabela 4.1**

Vazões naturais médias mensais do Rio Araguari.

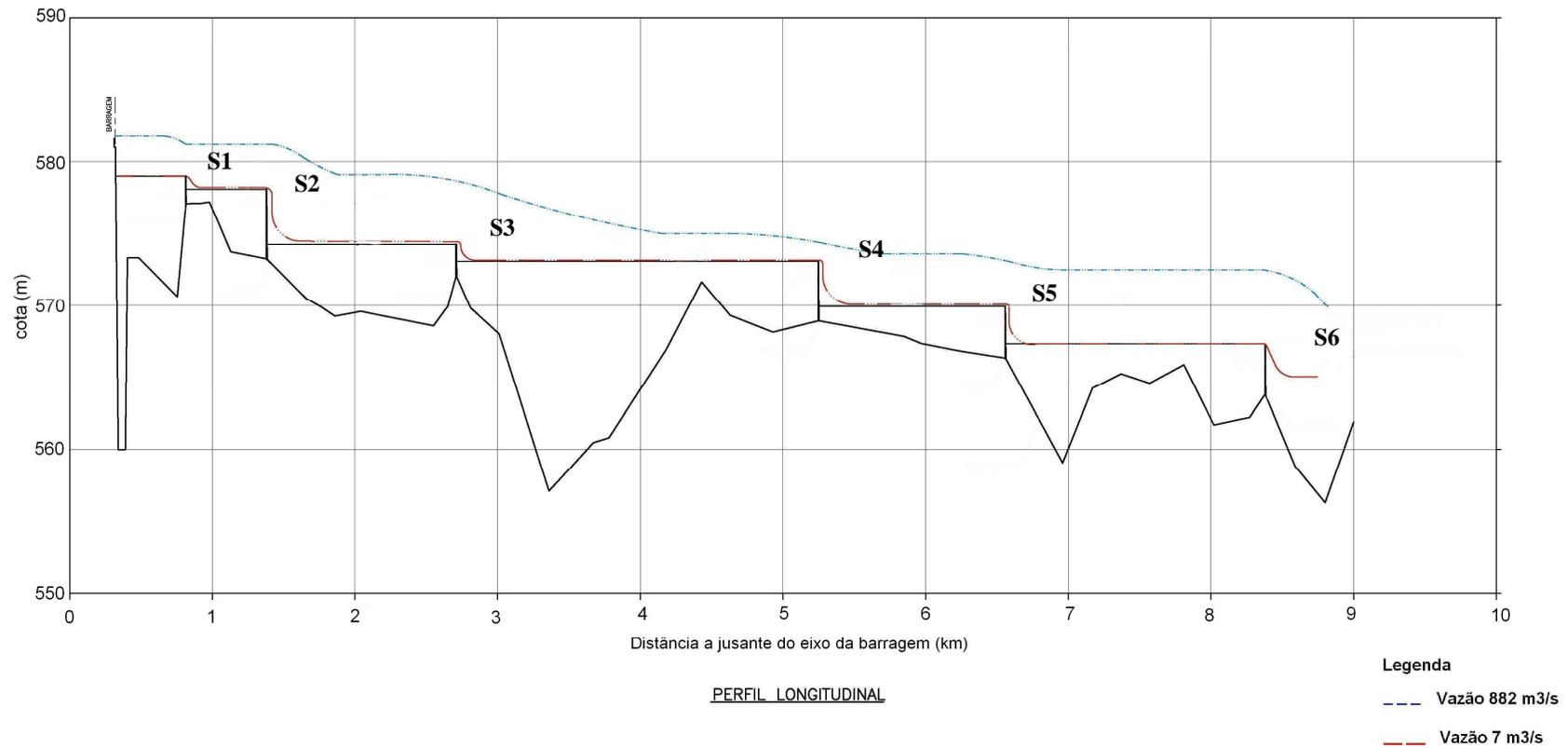
	Jan	Fev	Mar	Abr	Mai	Jun	Jul	Ago	Set	Out	Nov	Dez
<b>Média</b>	638	645	580	441	313	251	210	179	166	205	297	469
<b>Mínima média</b>	166	149	209	177	114	118	93	84	67	89	140	127

Fonte: ENGEVIX, 2002.

Devido à diminuição da vazão e conseqüente alteração do perfil hidráulico do trecho, o consórcio construtor propôs uma medida mitigadora: a implantação de soleiras vertentes transversais ao fluxo (pequenos barramentos), a qual foi aceita pela Fundação Estadual de Meio Ambiente de Minas Gerais (FEAM). Dessa forma, foram projetadas seis soleiras que determinaram a elevação no nível d'água a patamares próximos aos mínimos registrados quando da ausência do empreendimento. Na Figura 4.1 é mostrada a instalação da quarta soleira vertente. A Figura 4.2 apresenta o perfil longitudinal, bem como os diferentes níveis d'água para as situações de vazão natural e o previsto com a instalação das soleiras vertentes.



**Figura 4.1** – Instalação da quarta soleira vertente no trecho de vazão reduzida da UHE Capim Branco I.



**Figura 4.2** – Perfil longitudinal e níveis d’água no TVR da UHE Capim Branco I com uma vazão natural de 882 m<sup>3</sup> s<sup>-1</sup> e a vazão remanescente após instalação do empreendimento (7 m<sup>3</sup> s<sup>-1</sup>) com a instalação das soleiras vertentes (S1 a S6).

Na Figura 4.3 é apresentada a vista do final do TVR (canal à esquerda, com menor vazão), onde chega o canal de restituição da UHE Capim Branco I, a partir de onde o rio segue seu curso com fluxo normal (canal da direita).



**Figura 4.3** – Vista do canal de fuga da UHE Capim Branco I, portanto, final do TVR.

Os córregos Terra Branca e Marimbondo têm as suas cabeceiras nas proximidades da área urbana de Uberlândia, recebendo e conduzindo para o rio Araguari, no trecho de vazão reduzida, os efluentes da ETE Ipanema (descrita no Item 4.2). A foz do córrego Marimbondo está a aproximadamente 3,1 km do ponto de encontro com a restituição do fluxo pela Casa de Força. O córrego Terra Branca tem sua confluência com o córrego Marimbondo a aproximadamente 1,1 km da foz desse último, enquanto que a ETE Ipanema lança seus efluentes no córrego Terra Branca a 7,2 km de sua confluência com o córrego Marimbondo (HOLOS, 2006). Na Figura 4.4, são mostradas as localizações das soleiras ao longo do trecho e o ponto de confluência do córrego Terra Branca no TVR.



**Figura 4.4** – Localização de instalação das soleiras vertentes. A flecha em vermelho indica o local de confluência do córrego Terra Branca.  
Fonte: Google Earth

Quanto ao uso do solo na bacia do rio Araguari, predominam as lavouras, a urbanização crescente e a instalação de usinas hidrelétricas. A área apresenta um elevado grau de antropização, sendo que 69,6% da área de influência da UHE Capim Branco I são ocupados por culturas diversas e pastagens (ROSA et al., 2005).

#### **4.2. ETE Ipanema**

Sendo o principal lançamento pontual no trecho em estudo, a Estação de Tratamento de Esgotos Ipanema teve grande enfoque nas ações do Plano de Controle Ambiental voltadas para o TVR. A ETE atende atualmente uma população de 7.000 habitantes dos bairros Ipanema, Califórnia e

Quintas do Bosque, de Uberlândia-MG, com previsão para ampliação futura de 20.000 habitantes.

A melhoria da eficiência da ETE Ipanema, notadamente ao que se refere à remoção de fósforo, teve como objetivo final garantir a qualidade do efluente lançado no rio Araguari e fez parte do Termo de Compromisso realizado pelo Consórcio Capim Branco. O lançamento de nutrientes torna-se preocupante principalmente para ambientes lênticos, uma vez que atua como fator de aceleração da eutrofização.

A ETE Ipanema era composta por tratamento preliminar (grades grossas e caixa de areia) seguido por um reator anaeróbio de fluxo ascendente (UASB) e um filtro anaeróbio (Figura 4.5). Na nova configuração, foi implantado um flotador após o reator anaeróbio. O filtro anaeróbio é utilizado quando o flotador está desligado devido às baixas vazões afluentes



**Figura 4.5** – Reator UASB seguido por filtro anaeróbio – ETE Ipanema, Uberlândia/MG.

No flotador (Figura 4.6), ocorre a precipitação química do fósforo, aumentando a eficiência de sua remoção, como preconizado. No flotador da ETE Ipanema, são adicionados compostos

como o cloreto férrico e polímeros catiônicos que promovem a precipitação do fósforo através da formação de compostos insolúveis. O ar é injetado na base do reator por um soprador, que causa a suspensão dos compostos precipitados que então são separados fisicamente da fase líquida. A remoção físico-química de nutrientes é utilizada quando se objetiva uma maior eficácia para a remoção desses nutrientes (VON SPERLING, 2005).



**Figura 4.6** – Flotador – ETE Ipanema, Uberlândia/MG.

### **4.3. Levantamento de dados**

Para a efetiva aplicação do modelo matemático, é necessária a caracterização do TVR. Essa caracterização inclui dados morfométricos e dados de qualidade da água do trecho, além de dados da ETE Ipanema, uma vez que esta é a principal fonte de poluição pontual do trecho. Esses dados representam as condições iniciais do modelo.

#### **4.3.1 Dados morfométricos**

Para a modelagem de qualidade da água, são importantes dados como profundidade média, largura, velocidade, vazão, entre outros (CHAPRA, 1997). O estudo baseou-se nas seguintes

equações de descarga para a determinação da profundidade média, velocidade média e largura (THOMANN & MUELLER, 1987):

$$U = aQ^b \quad (4.1)$$

$$H = \alpha Q^\beta \quad (4.2)$$

$$B = eQ^f \quad (4.3)$$

onde:

$U$  - velocidade média do rio ( $\text{m}^3 \text{s}^{-1}$ );

$H$  - profundidade média (m);

$B$  - largura média (m);

$a, b, \alpha, \beta, e, f$  - constantes empíricas.

Para a aquisição dos dados morfométricos (profundidade média, velocidade e largura), foi feito o levantamento dos estudos e relatórios efetuados sobre a UHE Capim Branco. Foram utilizados os dados topobatimétricos levantados pela CEMIG em agosto de 1997 (POTAMOS, 1998) para definição das características do trecho do rio e dados topobatimétricos relacionados à implantação das soleiras (POTAMOS, 2006).

Na Tabela 4.2 são apresentados os valores das constantes empíricas obtidas nos estudos anteriormente citados e usados para o cálculo das velocidades, profundidades e larguras médias ao longo do trecho de vazão reduzida sem soleiras vertentes. Apresentam-se na Tabela 4.3 os coeficientes para o trecho com as soleiras vertentes.

**Tabela 4.2**

Constantes empíricas para cálculo das características hidráulicas do TVR obtidas a partir de estudo morfométrico do TVR anterior à construção das soleiras vertentes.

Rio	Trecho (km)	<i>a</i>	<i>b</i>	$\alpha$	$\beta$	<i>e</i>	<i>f</i>
Araguari	0,0-0,6	0,00181	0,88247	9,54532	0,00030	57,88032	0,11723
	0,6-1,2	0,01865	0,97520	3,52110	0,01247	15,228	0,01233
	1,2-2,4	0,04571	0,59527	1,41923	0,21411	15,41473	0,19062
	2,4-3,1	0,00437	0,82949	6,75473	0,06805	33,87744	0,10246
	3,1-3,2	1,39917	0,00000	0,12578	0,64437	5,682218	0,35563
	3,2-4,0	0,64838	0,18503	0,28962	0,45462	5,325273	0,36035
	4,0-4,6	0,07465	0,67240	0,86162	0,20881	15,54728	0,11879
	4,6-6,3	0,00293	0,81214	11,09979	0,01922	30,74805	0,16864
	6,3-7,6	0,02909	0,80377	2,50295	0,10858	13,73422	0,08765
	7,6-8,0	1,06016	0,24427	0,41167	0,37795	2,291286	0,37778
	8,0-8,2	0,21092	0,46048	0,40681	0,32376	11,65442	0,21576
	8,2-8,6	0,00385	0,74970	4,06570	0,07189	63,88574	0,17841
	8,6-8,7	0,00547	0,86520	17,31800	0,01940	10,55638	0,1154
Marimbondo	0,0-2,8	0,94818	0,35340	0,24054	0,59080	4,384518	0,0558
	2,8-5,4	1,75734	0,33820	0,25455	0,43280	2,235482	0,229
	9,4-11,4	1,57190	0,37630	0,21174	0,63030	3,0045	-0,0066
Terra Branca	0,0-4,0	2,10440	0,33500	0,26376	0,38620	1,801618	0,2788
	4,0-7,3	1,67570	0,33390	0,24179	0,42580	2,468115	0,2403

Fonte: POTAMOS, 2006.

**Tabela 4.3**

Constantes empíricas para cálculo das características hidráulicas do TVR (velocidade, profundidade e largura) obtidas a partir de estudo morfométrico do TVR com a instalação das soleiras vertentes.

Rio	Trecho (km)	<i>a</i>	<i>b</i>	$\alpha$	$\beta$	<i>e</i>	<i>f</i>
Araguari	0,0-0,6	0,00124	0,99979	6,11503	0,00005	131,8802	0,00016
	0,6-1,2	0,00850	0,97559	2,21055	0,01355	53,22072	0,01086
	1,2-2,4	0,00561	0,87695	2,24524	0,08138	79,39157	0,04167
	2,4-3,1	0,08623	0,63363	0,76189	0,11753	15,22122	0,24884
	3,1-3,2	0,42883	0,25672	0,23313	0,34820	10,00269	0,39508
	3,2-4,0	0,42883	0,25672	0,23313	0,34820	10,00269	0,39508
	4,0-4,6	0,00740	0,90000	1,47140	0,03552	91,8412	0,06448
	4,6-6,3	0,00152	0,97933	5,21434	0,00307	126,1703	0,0176
	6,3-7,6	0,00659	0,94203	3,29840	0,03543	46,00566	0,02254
	7,6-8,0	0,00684	0,90790	1,32925	0,04576	109,986	0,04634
	8,0-8,2	0,19662	0,47661	0,22077	0,36156	23,03734	0,16183
	8,2-8,6	0,00161	0,92277	3,57278	0,03278	173,8473	0,04445
	8,6-8,7	0,00075	0,98298	16,92248	0,01392	78,79066	0,0031
Marimbondo	0,0-2,8	0,94818	0,35340	0,24054	0,59080	4,384518	0,0558
	2,8-5,4	1,75734	0,33820	0,25455	0,43280	2,235482	0,229
	9,4-11,4	1,57190	0,37630	0,21174	0,63030	3,0045	-0,0066
Terra Branca	0,0-4,0	2,10440	0,33500	0,26376	0,38620	1,801618	0,2788
	4,0-7,3	1,67570	0,33390	0,24179	0,42580	2,468115	0,2403

Fonte: POTAMOS, 2006.

### 4.3.2 Dados de qualidade da água

Os dados de qualidade da água do rio Araguari foram obtidos a partir de coletas mensais ao longo do TVR, efetuadas como parte do presente trabalho. Quanto aos pontos de coleta, foram determinados quatro pontos (P01 - início do TVR, P02 - montante e P03 - jusante do ponto de confluência do tributário Terra Branca e P04 - ao final do TVR) onde estão sendo coletadas amostras mensais desde julho de 2005. As coletas foram realizadas até outubro de 2006 (período em que o TVR operou como rio, sem soleiras vertentes), e foram analisados os parâmetros OD, DBO, DQO e *Escherichia coli*. Deu-se preferência pela análise da *E. coli* para a determinação da contaminação da água por organismos patogênicos uma vez que essa é a única que dá garantia de contaminação exclusivamente fecal. As análises foram realizadas pelo Laboratório de Ensaios em Alimentos e Meio Ambiente do Serviço Nacional de Aprendizagem Industrial (SENAI), localizado em Uberlândia-MG e credenciado pelo INMETRO.

Os resultados das análises de nitrogênio (nitrogênio total, nitrato, nitrito e amônia) e fósforo (fósforo total e fosfato) foram obtidos com o ICB-UFMG, que também está desenvolvendo estudos no TVR. As análises do SENAI foram realizadas com base no *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA; AWWA; WEF, 1998). Na Figura 4.7, é apresentada a localização dos pontos de coleta das amostras.

Ressalta-se que quanto à caracterização inicial do TVR em relação à qualidade da água, não foi considerada a influência do reservatório formado pela instalação da barragem da UHE Capim Branco, uma vez que as coletas se deram anteriormente à instalação da barragem e formação do reservatório.



**Figura 4.7** – Localização dos pontos de coleta ao longo do TVR (P01 - início do TVR, P02 - montante e P03 - jusante do ponto de deságüe do tributário com o efluente da ETE e P04 - ao final do TVR).  
Fonte: Google Earth

#### **4.3.3 Caracterização dos afluentes e efluentes da ETE Ipanema**

O Departamento Municipal de Água e Esgoto (DMAE) é o órgão responsável pelo abastecimento de água e coleta e tratamento de esgotos no município de Uberlândia e, dessa forma, é o responsável pelo controle e operação da ETE Ipanema.

O DMAE executa o monitoramento da ETE Ipanema. As análises das amostras são realizadas por um laboratório próprio do DMAE e são processadas conforme o *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA; AWWA; WEF, 1998). A amostragem simples é realizada duas vezes por semana. Além disso, um laboratório terceirizado realiza amostragens com frequência mensal. A caracterização dos afluentes e efluentes da ETE Ipanema foi feita a partir desse monitoramento realizado pelo DMAE.

#### **4.3.4 Contribuições incrementais da bacia**

A bacia do rio Araguari apresenta predominância de agricultura e pastagens como uso do solo. Dessa forma, o escoamento superficial, ou contribuição incremental da bacia, torna-se importante quando é considerada a qualidade da água do rio, devido ao carreamento de compostos dissolvidos. A concentração desses compostos varia segundo o uso do solo, sendo encontradas maiores concentrações para áreas onde predomina a agricultura. Para condições médias, segundo Bartsch e Gakstatter<sup>6</sup> (apud Thomann e Mueller, 1987), enquanto o escoamento em áreas cobertas por florestas apresenta concentrações de 0,014 e 0,85 mg L<sup>-1</sup> para fósforo total e nitrogênio total, respectivamente, essas concentrações atingem valores bastante superiores quando são consideradas áreas ocupadas somente por culturas agrícolas (0,135 e 4,17 mg L<sup>-1</sup> para fósforo total e nitrogênio total, respectivamente). Destaca-se que para períodos de seca, a contribuição incremental é menos importante uma vez que há menor incidência de chuvas e, conseqüentemente, menor carreamento de materiais para os cursos d'água.

Para esses mesmos autores, para áreas com o uso do solo predominantemente agrícola (que também apresentam outros usos), os valores médios das concentrações de fósforo total e nitrogênio total são de 0,066 e 1,812 mg L<sup>-1</sup>, respectivamente. Desta forma, foram consideradas essas concentrações incrementais da bacia, uma vez que a área da bacia não é composta apenas por agricultura, mas também são encontrados pastos e ocupações urbanas. Segundo o Plano de Controle Ambiental desenvolvido para a UHE Capim Branco I, a vazão incremental é de 0,0066 m<sup>3</sup> s<sup>-1</sup> km<sup>-1</sup> (ENGEVIX, 2002).

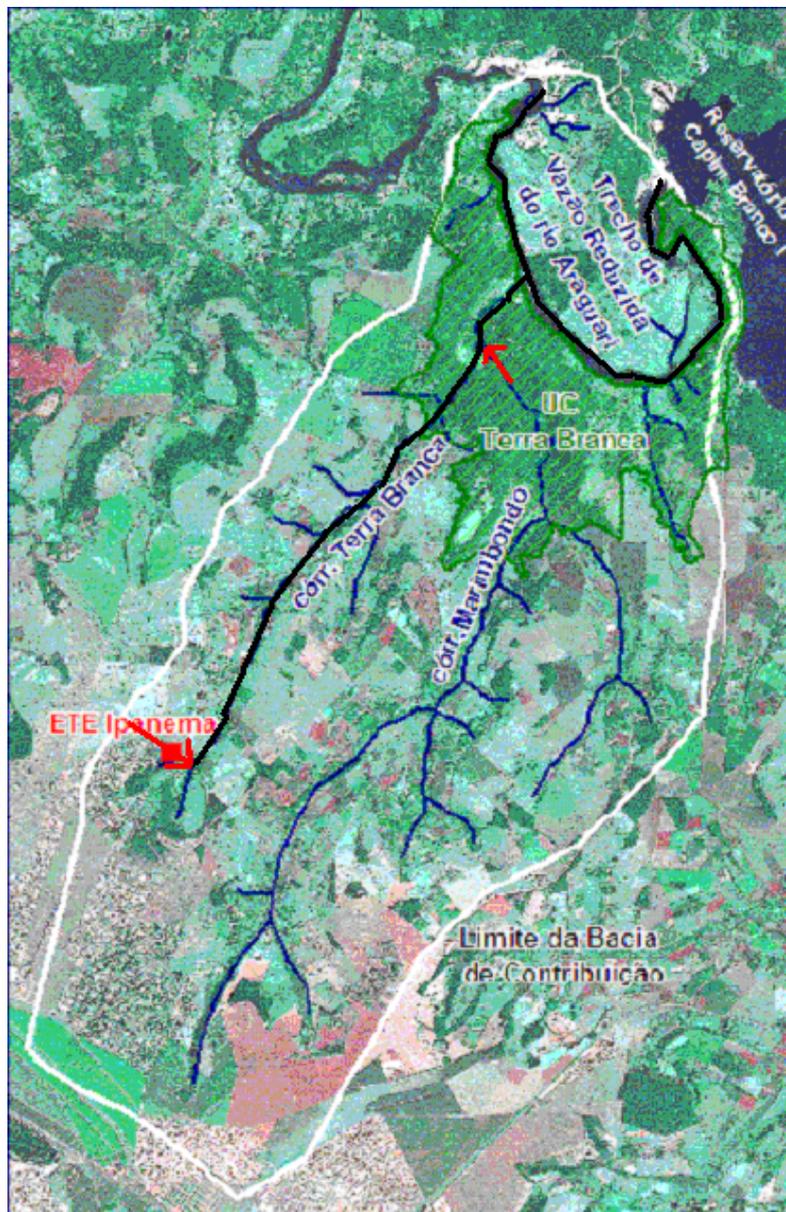
#### **4.4. Modelagem de qualidade da água**

Com o objetivo de se comparar o trecho de vazão reduzida em suas diferentes condições, foram realizadas simulações para os dois diferentes cenários: ausência e presença de soleiras vertentes. Por se caracterizarem como diferentes regimes hidráulicos, diferentes modelos foram aplicados para melhor representação da realidade. Além disso, foram consideradas diferentes eficiências

---

<sup>6</sup> BARTSCH, A.F., GAKSTATTER, J.H. . Management decisions for lake systems on a survey of trophic status, limiting nutrients, and nutrients loadings. In: AMERICAN-SOVIET SYMPOSIUM ON USE OF MATHEMATICAL MODELS TO OPTIMIZE WATER QUALITY MANAGEMENT. ERL, ORD, USEPA. Gulf Breeze, FL, pp. 371-394. 1978.

da ETE Ipanema gerando resultados de simulação que contribuíram para a análise da influência do lançamento de seu efluente no TVR.



**Figura 4.8** – Esquema dos trechos modelados (em preto):  
córrego Terra Branca e TVR.  
Fonte: adaptado de ENGEVIX, 2002.

Também foi modelado o tributário Terra Branca, o qual recebe os efluentes da ETE Ipanema. Essa modelagem torna-se importante, uma vez que esse efluente percorre, pelo tributário Terra Branca, uma distância de 8,4 km antes de atingir o TVR, como mostrado na Figura 4.8. A

modelagem do córrego Terra Branca considerou a confluência com o córrego Marimbondo, uma vez que este último apresenta uma contribuição expressiva quanto à vazão e à contribuição de cargas dos parâmetros considerados.

#### **4.4.1 Cenário 1 – TVR como rio (ausência de soleiras vertentes)**

Para a modelagem do TVR na ausência das soleiras vertentes, ou seja, ainda como um ambiente lótico, foram implementadas as equações do modelo QUAL2E apresentadas anteriormente desconsiderando a dispersão longitudinal. A dispersão longitudinal de cursos d'água estreitos é menos significativa do que em cursos d'água mais rasos e largos. CAMPOS (1997), em suas simulações, afirmou que seus resultados apresentaram uma variabilidade inexpressiva indicando uma pouca significância do fenômeno da dispersão no sistema modelado, indicando que a simplificação aqui tomada não comprometerá a qualidade dos resultados obtidos nas simulações.

Vale ressaltar que, para o presente trabalho, as equações do modelo QUAL2E foram implementadas em FORTRAN, ou seja, não se trata de uma aplicação direta de um programa computacional disponível. Para a solução das equações foi elaborado um programa utilizando a referida linguagem de programação com vistas a facilitar sua manipulação quando da execução dos testes estatísticos. Para a solução numérica dessas equações, foi utilizado o método numérico Runge-Kutta de 4ª ordem, considerando um espaçamento de 100 m. Esse método é amplamente utilizado na solução numérica de equações diferenciais ordinárias por ser robusto embora não seja necessário grande custo computacional.

Para a determinação dos dados de entrada (condições iniciais do modelo), foram utilizados os dados de qualidade da água obtidos na análise das amostras do Ponto 1 realizadas pelo SENAI. Para as simulações iniciais, foi considerado o valor médio dos parâmetros para caracterizar a qualidade da água no início do TVR. Quanto aos dados da carga pontual, com o objetivo de avaliar a interferência do tratamento de esgotos, foram simuladas situações distintas: sem (hipotética) e com (atual) a ETE Ipanema, além de uma outra situação hipotética em que foi considerada a concepção da ETE antes da implantação do flotor, ou seja, com uma menor eficiência de remoção de fósforo. Para cada situação, foram consideradas a população

atualmente atendida pela ETE e a população de final de projeto. Portanto, foram consideradas as seis seguintes condições no Cenário 1:

- Lançamento de esgoto bruto, considerando-se a situação hipotética de ausência da ETE Ipanema e a população atualmente atendida (7.000 habitantes);
- Lançamento de esgoto bruto, considerando-se a situação hipotética de ausência da ETE Ipanema e a população de final de projeto (20.000 habitantes);
- Lançamento de esgoto com tratamento simples, considerando-se a situação hipotética de ausência do flotador na ETE Ipanema e a população atualmente atendida (7.000 habitantes);
- Lançamento de esgoto com tratamento simples, considerando-se a situação hipotética de ausência do flotador na ETE Ipanema e a população de final de projeto (20.000 habitantes);
- Lançamento de esgoto tratado pela atual concepção da ETE Ipanema (reator anaeróbio seguido por flotador) e a população atualmente atendida (7.000 habitantes);
- Lançamento de esgoto tratado pela atual concepção da ETE Ipanema (reator anaeróbio seguido por flotador) e a população de final de projeto (20.000 habitantes);

Para caracterizar a presença da ETE foram empregadas as médias dos resultados das análises do efluente e para a ausência foram utilizadas as médias dos dados do esgoto bruto afluente à ETE. Para a ausência do flotador, foi considerada uma remoção de apenas 30% de fósforo, que é a eficiência média de remoção para sistemas constituídos de UASB seguido por filtro anaeróbio (VON SPERLING, 2005).

Com base nos valores utilizados por diferentes autores conforme apresentado no capítulo anterior foram definidos os coeficientes utilizados para a modelagem do TVR como rio (sem as soleiras), os quais estão apresentados na Tabela 4.4.

**Tabela 4.4**  
Coeficientes empregados na modelagem  
do TVR como rio.

<b>Coeficiente</b>	<b>Valor empregado</b>
<b>Algas</b>	
$k_{g,20}$	2,0 d <sup>-1</sup>
$k_{ra}$	0,15 d <sup>-1</sup>
$v_a$	0,2 m d <sup>-1</sup>
$I_s$	400 ly d <sup>-1</sup>
$k_{si}$	53,5 ly d <sup>-1</sup>
$k_{sn}$	0,012 mg L <sup>-1</sup>
$k_{sp}$	0,003 mg L <sup>-1</sup>
<b>N orgânico</b>	
$R_{na}$	7,2 d <sup>-1</sup>
$k_{oa}$	0,2 d <sup>-1</sup>
$k_{so}$	0,02 d <sup>-1</sup>
<b>N amoniacal</b>	
$k_{an}$	0,2 d <sup>-1</sup>
F	0,5
<b>Nitrito</b>	
$k_{nn}$	0,6 d <sup>-1</sup>
<b>P orgânico</b>	
$R_{pa}$	1,0 d <sup>-1</sup>
$k_{oi}$	0,25 d <sup>-1</sup>
$k_{spo}$	0,03 d <sup>-1</sup>
<b>DBO</b>	
$k_d$	0,14 d <sup>-1</sup>
$k_s$	0,01 d <sup>-1</sup>
<b>OD</b>	
$OD_{sat}$	8,1 mg L <sup>-1</sup>
$D_B$	0,0 mg m <sup>-2</sup> d <sup>-1</sup>
$R_{opa}$	2,0 mgO <sub>2</sub> mg Chla <sup>-1</sup>
$R_{oca}$	1,6 mgO <sub>2</sub> mg Chla <sup>-1</sup>
$R_{O2amon}$	3,43 mgO <sub>2</sub> mg N <sup>-1</sup>
$R_{O2nitri}$	1,14 mgO <sub>2</sub> mg N <sup>-1</sup>
<b>Patógenos</b>	
$k_b$	1,0 d <sup>-1</sup>

#### 4.4.2 Cenário 2 – TVR como reservatórios em série (presença de soleiras vertentes)

Para o modelo que representasse a instalação das soleiras ao longo do TVR, foi considerado cada pequeno reservatório formado como um reator de mistura completa. Foram utilizadas as equações do modelo cinético do QUAL2E com coeficientes distintos compatíveis com a

condição de um reservatório, e não de um rio. As características hidráulicas foram obtidas com base nos dados morfométricos anteriormente apresentados, sendo elas expostas na Tabela 4.5.

**Tabela 4.5**  
Características hidráulicas dos reservatórios formados devido à instalação das soleiras vertentes no TVR da UHE Capim Branco I.

Reservatório	Profundidade média (m)	Volume (m <sup>3</sup> )	Velocidade média (m/s)	Tempo de detenção hidráulica – TDH* (d)
1	6,5	426.666	0,01	0,70
2	1,3	88.943	0,12	0,15
3	3,5	238.133	0,04	0,38
4	5,2	1.319.539	0,01	2,09
5	1,6	425.433	0,05	0,66
6	2,6	182.936	0,03	0,28
7	6,1	726.116	0,01	1,10

\*TDH = volume dividido pela vazão de 7 m<sup>3</sup>.s<sup>-1</sup>

A determinação dos dados de entrada (condições iniciais do modelo) foi realizada da mesma forma que para a modelagem do TVR sem a instalação das soleiras vertentes. Também foram consideradas as seis condições de operação da ETE descritas anteriormente, igualmente com o objetivo de avaliar a interferência dos níveis de tratamento de esgotos.

Além disso, também foi considerada a reaeração devido ao fluxo vertido em cada soleira seguindo a equação 3.30 apresentada no item 3.3.5.5. Foram considerados os valores 1,8 para o coeficiente *a*, uma vez que se trata de um corpo d'água limpo. Para *b*, foi considerado o valor 1,05 por tratar-se de uma soleira delgada com face inclinada. Em relação às alturas de queda livre de cada soleira, com base no projeto de engenharia, foram obtidos os valores apresentados na Tabela 4.6.

**Tabela 4.6**  
Altura de queda livre de cada soleira

Soleira	Altura (m)
1	0,90
2	4,10
3	1,15
4	2,95
5	2,75
6	2,30

Os coeficientes utilizados para a modelagem do TVR como reservatórios em série (com as soleiras) estão apresentados na Tabela 4.7.

**Tabela 4.7**  
Coeficientes empregados na modelagem do TVR como reservatórios em série.

<b>Coeficiente</b>	<b>Valor empregado</b>
<b>Algas</b>	
$k_{g,20}$	$3,0 \text{ d}^{-1}$
$k_{ra}$	$0,15 \text{ d}^{-1}$
$v_a$	$0,5 \text{ m d}^{-1}$
$I_s$	$400 \text{ ly d}^{-1}$
$k_{si}$	$53,5 \text{ ly d}^{-1}$
$k_{sn}$	$0,012 \text{ mg L}^{-1}$
$k_{sp}$	$0,003 \text{ mg L}^{-1}$
<b>N orgânico</b>	
$R_{na}$	$7,2 \text{ d}^{-1}$
$k_{oa}$	$0,2 \text{ d}^{-1}$
$k_{so}$	$0,1$
<b>N amoniacal</b>	
$k_{an}$	$0,2 \text{ d}^{-1}$
$F$	$0,5$
<b>Nitrito</b>	
$k_{nn}$	$0,5 \text{ d}^{-1}$
<b>P orgânico</b>	
$R_{pa}$	$1,0 \text{ d}^{-1}$
$k_{oi}$	$0,25 \text{ d}^{-1}$
$k_{spo}$	$0,05 \text{ d}^{-1}$
<b>DBO</b>	
$k_d$	$0,15 \text{ d}^{-1}$
$k_s$	$0,05 \text{ d}^{-1}$
<b>OD</b>	
$OD_{sat}$	$8,1 \text{ mg L}^{-1}$
$D_B$	$0,0 \text{ mg m}^{-2} \text{ d}^{-1}$
$R_{opa}$	$2,0 \text{ mgO}_2 \text{ mg Chla}^{-1}$
$R_{oca}$	$1,6 \text{ mgO}_2 \text{ mg Chla}^{-1}$
$R_{O2amon}$	$3,43 \text{ mgO}_2 \text{ mg N}^{-1}$
$R_{O2nitri}$	$1,14 \text{ mgO}_2 \text{ mg N}^{-1}$
<b>Patógenos</b>	
$k_b$	$1,0 \text{ d}^{-1}$
<b>Velocidade do vento</b>	
$vv$	$1,5 \text{ m s}^{-1}$

#### **4.5. Análise de incerteza dos modelos**

Para a análise de incerteza dos modelos e a análise de sensibilidade dos diferentes coeficientes foi empregada a metodologia de Monte Carlo. Essa metodologia consiste em executar um elevado número de simulações e, para cada uma, são aplicados diferentes valores de dados de entrada e coeficientes. Portanto, a simulação de Monte Carlo gera, aleatoriamente, inúmeros valores para variáveis consideradas incertas, simulando assim combinações de valores dessas variáveis que levam a resultados que são o foco da análise. Com essa metodologia aplicada nesse trabalho, cada simulação é realizada com diferentes coeficientes e cenários de condições iniciais. As várias simulações então geram uma série de valores de possíveis resultados de qualidade da água que permitem uma análise dos possíveis resultados após a implantação da UHE.

Os coeficientes e dados de entrada para cada simulação são gerados aleatoriamente segundo distribuições de probabilidade dentro de uma faixa de valores estipulada para cada dado de entrada e coeficiente. No presente trabalho, foram realizadas 1000 simulações. Para as faixas de valores empregadas para os dados de entrada e coeficientes do modelo, foram utilizados os valores empregados na modelagem determinística com uma perturbação adotada de +/- 20%. A perturbação de 20% foi adotada por melhor representar os coeficientes de variação de todos os parâmetros e dados de entrada do modelo. Quanto à geração aleatória dos dados, foram gerados números aleatórios segundo uma distribuição uniforme com base na premissa estatística de independência entre os parâmetros e os dados de entrada, ou seja, todos variam independentemente um do outro. Para a determinação do dado de entrada ou coeficiente em cada simulação seguiu-se a seguinte formulação:

$$A = \text{VALOR MÍNIMO} + \text{NUM\_ALEAT} * (\text{VALOR MÁXIMO} - \text{VALOR MÍNIMO}) \quad (4.4)$$

onde:

A – novo valor para o dado de entrada ou coeficiente do modelo, a ser usado em cada simulação;

VALOR MÍNIMO – valor mínimo da faixa de valores para cada dado de entrada ou coeficiente do modelo;

VALOR MÁXIMO – valor máximo da faixa de valores para cada dado de entrada ou coeficiente do modelo;

NUM\_ALEAT – número aleatório gerado segundo uma distribuição uniforme, variando de 0 a 1.

Ressalta-se que o valor mínimo corresponde a um decremento de 20% no valor aplicado nas simulações determinísticas e o valor máximo, a um incremento de 20% nesse mesmo valor, para todos os coeficientes e dados de entrada.

Foram selecionados em cada simulação aqueles resultados correspondentes às piores condições (ponto críticos) de qualidade da água ao longo do trecho analisado, ou seja, a maior concentração dos parâmetros (exceto OD, em que a pior condição é de menor concentração). Optou-se por escolher os valores das concentrações dos parâmetros no ponto crítico ao longo do TVR uma vez que os modelos estão sendo utilizados para verificar o cumprimento da legislação vigente quanto à qualidade de corpos d'água. Dessa forma, se os resultados da pior condição atenderam à legislação, subentende-se que todo o trecho do rio em estudo apresentou resultados de simulação satisfatórios.

Dessa forma, foram gerados milhares de resultados no ponto crítico do TVR para cada simulação, que foram então analisados em termos de probabilidade, permitindo a análise de incerteza dos modelos. A simulação Monte Carlo foi realizada para os 2 cenários do TVR (sem e com soleiras), considerando as condições atuais de lançamentos da ETE Ipanema.

A análise de sensibilidade permitiu que fossem verificados quais dados de entrada e coeficientes dos modelos que mais causaram variação nos valores de saída de cada parâmetro. Para analisar essa variação, foram selecionados os coeficientes e dados de entrada importantes para a simulação de cada parâmetro, de acordo com sua equação. Na Tabela 4.8 são apresentados os

dados de entrada e coeficientes que foram analisados segundo sua interferência nos resultados das simulações de cada parâmetro.

**Tabela 4.8**

Dados de entrada e coeficientes analisados quanto à sensibilidade dos modelos aplicados.

<b>Parâmetros modelados</b>	<b>Dados de entrada</b>	<b>Coefficientes</b>
OD	<p>Condições iniciais no TVR e no tributário Terra Branca de algas, DBO, N amoniacal, Nitrito, OD e vazão.</p> <p>Condições de lançamento dos esgotos de algas, DBO, N amoniacal, Nitrito, OD e vazão.</p> <p>Condições das contribuições incrementais quanto à concentração de DBO, N amoniacal, Nitrito, OD e quanto à vazão.</p> <p>Condições de qualidade da água do tributário Marimbondo, que deságua no Terra Branca quanto à concentração de algas, DBO, N amoniacal, Nitrito, OD e quanto à vazão.</p> <p>Características hidráulicas do TVR e do córrego Terra Branca.</p> <p>Temperatura da água.</p>	$k_g, k_{ra}, k_d, S_d, k_{an}, k_{nn}, OD_{sat}, R_{o2amon}, R_{o2nitri}, k_n, R_{oca}, R_{opa}, \theta_3, \theta_5, \theta_6, \theta_{10}, \theta_{11}, \theta_{12}, k_2,$ velocidade do vento (para o modelo aplicado ao TVR sem soleiras)
DBO	<p>Condições iniciais no TVR e no tributário Terra Branca de DBO e vazão.</p> <p>Condições de lançamento dos esgotos de DBO e vazão.</p> <p>Condições das contribuições incrementais quanto à concentração de DBO e quanto à vazão.</p> <p>Condições de qualidade da água do tributário Marimbondo, que deságua no Terra Branca quanto à concentração de DBO e quanto à vazão.</p> <p>Características hidráulicas do TVR e do córrego Terra Branca.</p> <p>Temperatura da água.</p>	$k_1, k_d, k_s, \theta_1, \theta_2$
N orgânico	<p>Condições iniciais no TVR e no tributário Terra Branca de algas, N orgânico e vazão.</p> <p>Condições de lançamento dos esgotos de algas, N orgânico e vazão.</p> <p>Condições das contribuições incrementais quanto à concentração de N orgânico e quanto à vazão.</p> <p>Condições de qualidade da água do tributário Marimbondo, que deságua no Terra Branca quanto à concentração de algas, N orgânico e quanto à vazão.</p>	$k_{ra}, k_{so}, k_{oa}, R_{na}, \theta_2, \theta_4, \theta_{12}$

Parâmetros modelados	Dados de entrada	Coeficientes
	<p>Características hidráulicas do TVR e do córrego Terra Branca.</p> <p>Temperatura da água.</p>	
N amoniacal	<p>Condições iniciais no TVR e no tributário Terra Branca de algas, N orgânico, N amoniacal e vazão.</p> <p>Condições de lançamento dos esgotos de algas, N orgânico, N amoniacal e vazão.</p> <p>Condições das contribuições incrementais quanto à concentração de N orgânico, N amoniacal e quanto à vazão.</p> <p>Condições de qualidade da água do tributário Marimbondo, que deságua no Terra Branca quanto à concentração de algas, N orgânico, N amoniacal e quanto à vazão.</p> <p>Características hidráulicas do TVR e do córrego Terra Branca.</p> <p>Temperatura da água.</p>	$k_g, S_{amon}, k_{oa}, k_{an}, R_{na}, k_n, \theta_4, \theta_5, \theta_7, \theta_{11}$
Nitrito	<p>Condições iniciais no TVR e no tributário Terra Branca de N amoniacal, Nitrito e vazão.</p> <p>Condições de lançamento dos esgotos de N amoniacal, Nitrito e vazão.</p> <p>Condições das contribuições incrementais quanto à concentração de N amoniacal, Nitrito e quanto à vazão.</p> <p>Condições de qualidade da água do tributário Marimbondo, que deságua no Terra Branca quanto à concentração de N amoniacal, Nitrito e quanto à vazão.</p> <p>Características hidráulicas do TVR e do córrego Terra Branca.</p> <p>Temperatura da água.</p>	$k_{an}, k_{nn}, k_n, \theta_5, \theta_6$
Nitrato	<p>Condições iniciais no TVR e no tributário Terra Branca de algas, Nitrito, Nitrato e vazão.</p> <p>Condições de lançamento dos esgotos de algas, Nitrito, Nitrato e vazão.</p> <p>Condições das contribuições incrementais quanto à concentração de Nitrito, Nitrato e quanto à vazão.</p> <p>Condições de qualidade da água do tributário Marimbondo, que deságua no Terra Branca</p>	$k_g, k_{nn}, R_{na}, \theta_6, \theta_{11}$

Parâmetros modelados	Dados de entrada	Coeficientes
	<p>quanto à concentração de algas, Nitrito, Nitrato e quanto à vazão.</p> <p>Características hidráulicas do TVR e do córrego Terra Branca.</p> <p>Temperatura da água.</p>	
P orgânico	<p>Condições iniciais no TVR e no tributário Terra Branca de algas, P orgânico e vazão.</p> <p>Condições de lançamento dos esgotos de algas, P orgânico e vazão.</p> <p>Condições das contribuições incrementais quanto à concentração de P orgânico e quanto à vazão.</p> <p>Condições de qualidade da água do tributário Marimbondo, que deságua no Terra Branca quanto à concentração de algas, P orgânico e quanto à vazão.</p> <p>Características hidráulicas do TVR e do córrego Terra Branca.</p> <p>Temperatura da água.</p>	$k_{ra}, k_{oi}, k_{spo}, R_{pa}, \theta_2, \theta_8, \theta_{12}$
P inorgânico	<p>Condições iniciais no TVR e no tributário Terra Branca de algas, P orgânico, P inorgânico e vazão.</p> <p>Condições de lançamento dos esgotos de algas, P orgânico, P inorgânico e vazão.</p> <p>Condições das contribuições incrementais quanto à concentração de P orgânico, P inorgânico e quanto à vazão.</p> <p>Condições de qualidade da água do tributário Marimbondo, que deságua no Terra Branca quanto à concentração de algas, P orgânico, P inorgânico e quanto à vazão.</p> <p>Características hidráulicas do TVR e do córrego Terra Branca.</p> <p>Temperatura da água.</p>	$k_g, k_{oi}, S_{Pinorg}, R_{pa}, \theta_7, \theta_8, \theta_{11}$
Algas	<p>Condições iniciais no TVR e no tributário Terra Branca de algas e vazão.</p> <p>Condições de lançamento dos esgotos de algas e vazão.</p> <p>Condições das contribuições incrementais quanto à vazão.</p>	$k_g, k_{ra}, v_a, \theta_{11}, \theta_{12}$

Parâmetros modelados	Dados de entrada	Coeficientes
	<p>Condições de qualidade da água do tributário Marimbondo, que deságua no Terra Branca quanto à concentração de algas e quanto à vazão.</p> <p>Características hidráulicas do TVR e do córrego Terra Branca.</p> <p>Temperatura da água.</p>	
Coliformes	<p>Condições iniciais no TVR e no tributário Terra Branca de coliformes e vazão.</p> <p>Condições de lançamento dos esgotos de coliformes e vazão.</p> <p>Condições das contribuições incrementais quanto à concentração de coliformes quanto à vazão.</p> <p>Condições de qualidade da água do tributário Marimbondo, que deságua no Terra Branca quanto à concentração de coliformes e quanto à vazão.</p> <p>Características hidráulicas do TVR e do córrego Terra Branca.</p> <p>Temperatura da água.</p>	$k_b, \theta_9$

Para o modelo aplicado ao TVR sem soleiras (enquanto rio), as características hidráulicas são: a velocidade média da água e a profundidade média no trecho. Quanto ao modelo aplicado ao TVR com soleiras, são incluídos os tempos de detenção hidráulica, os volumes e os comprimentos de cada reservatório.

Procedeu-se à análise de sensibilidade segundo a metodologia de Monte Carlo, a qual seguiu os seguintes passos (VON SPERLING, no prelo):

Do conjunto de resultados obtidos para cada dado analisado estatisticamente foi tirada sua média. A partir do valor obtido de média dos resultados, dividiu-se esses resultados em duas amostras, de acordo com um critério: a amostra 1 recebeu aqueles que fossem menores que a média e a amostra 2 recebeu os maiores.

Após esta separação, procedeu-se a uma análise estatística comparando a posição de tendência central da distribuição de cada dado de interesse na amostra 1 com a idêntica posição da distribuição deste mesmo dado na amostra 2. Para esta análise estatística, aplica-se o teste de Mann-Whitney com o auxílio do programa STATISTICA 6. O teste de hipótese de Mann-Whitney é um teste não-paramétrico aplicado para a verificação de homogeneidade de uma amostra (NAGHETTINI, PINTO, no prelo). Segundo Gibbons (1990), o teste de Mann-Whitney é aplicado para comparar se as medianas das duas amostras são iguais. Para o presente estudo, foi adotado um nível de significância de 5%. Se fossem observados valores menores que 5%, rejeitava-se a hipótese de que as medianas das duas amostras são iguais, ou seja, as medidas de tendência central das duas distribuições seriam significativamente diferentes. Nesse caso, o dado é considerado importante quanto aos resultados obtidos com o modelo, ou seja, a variação do dado de entrada fez com que o modelo gerasse dados significativamente diferentes. Caso não seja rejeitada a hipótese nula (teste apresentar valores superiores a 5%), o dado analisado não é importante, uma vez que a diferença nos dados de saída não pode ser explicada pelo dado de entrada, já que este não apresenta variação significativa entre as duas amostras (VON SPERLING, 1993b).

## 5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

### 5.1. Considerações preliminares

Neste capítulo são apresentados e discutidos os resultados obtidos na análise dos dados secundários do monitoramento da ETE Ipanema e no monitoramento de qualidade da água do TVR. Estes dados tornam-se importantes uma vez que foram utilizados como dados de entrada nos modelos aplicados.

Também são discutidos os resultados das simulações para os diferentes cenários do TVR (sem e com soleiras) e diferentes eficiências de ETE Ipanema. Ao final do capítulo, são discutidas as análises estatísticas do modelo que incluem a análise de incerteza dos resultados gerados nas simulações e análises de sensibilidade dos coeficientes e dados de entrada do modelo.

### 5.2. Análise dos dados obtidos

#### 5.1.1 Dados de monitoramento da ETE Ipanema

Foram analisadas as características do afluente e do efluente da ETE Ipanema. Foi constatada uma eficiência de remoção satisfatória (médias superiores a 90%) quanto à remoção de DBO, DQO, fósforo total e turbidez, como é mostrado no diagrama tipo box-plot da Figura 5.1. A vazão atual média da ETE é de cerca de  $7 \text{ L s}^{-1}$ , ou seja, 1000 vezes menor que a vazão do TVR ( $7 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ ), possibilitando antever que sua atual contribuição é pequena quanto à carga lançada no TVR. Os valores numéricos das eficiências de remoção estão registrados na Tabela 5.1.

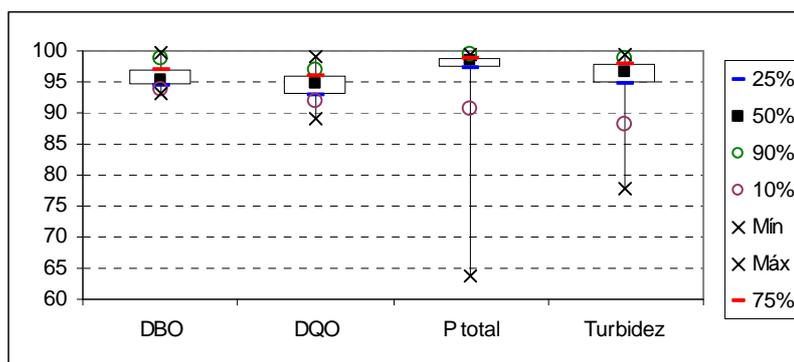


Figura 5.1 – Eficiências de remoção da ETE Ipanema.

**Tabela 5.1**  
Eficiências médias, mínimas e máximas da ETE Ipanema para os parâmetros DBO, DQO, P total e turbidez.

Parâmetro	Eficiências da ETE Ipanema		
	Valor médio	Valor mínimo	Valor máximo
DBO	96%	93%	100%
DQO	94%	89%	99%
P total	96%	64%	100%
Turbidez	95%	78%	100%

É importante observar a elevada eficiência de remoção de fósforo da ETE Ipanema, em média de 96%, atingindo 100% de remoção em algumas amostragens (Figura 5.1 e Tabela 5.1). Esta elevada eficiência é consequência da instalação do flutador, incorporado ao sistema com o objetivo de remoção de fósforo.

Os valores médios dos parâmetros no afluente e efluente estão apresentados na Tabela 5.2. Os dados médios do afluente foram usados na simulação para caracterizar o cenário que considera a ausência da ETE, enquanto os dados do efluente caracterizaram o cenário que considera a presença da ETE.

**Tabela 5.2**  
Concentrações médias do esgoto bruto e tratado da ETE Ipanema.

Parâmetros	nº de dados	Afluente				Efluente			
		Concent. média	Valor mínimo	Valor máximo	Desvio-padrão	Concent. média	Valor mínimo	Valor máximo	Desvio-padrão
DBO (mg L <sup>-1</sup> )	8	<b>471</b>	241	925	211	<b>17</b>	1	24	7
DQO (mg L <sup>-1</sup> )	42	<b>1039</b>	450	4199	628	<b>50</b>	10	85	16
N total (mg L <sup>-1</sup> )	21	<b>64</b>	24	172	32	<b>55</b>	17,6	75	18
P total (mg L <sup>-1</sup> )	41	<b>8,4</b>	1,3	37,3	6	<b>0,2</b>	0,02	2,4	0,4
OD (mg L <sup>-1</sup> )	38	<b>0,1</b>	0	1,4	--	<b>3,7</b>	1,1	8,2	0,2
Turbidez (UNT)	38	<b>576</b>	202	5280	818	<b>21</b>	4	124	23

No que se refere ao atendimento dos padrões de lançamento, as eficiências de remoção da ETE Ipanema e as concentrações dos parâmetros no efluente tratado foram confrontados com a legislação mineira, a Deliberação Normativa 10 (COPAM, 1986). A DN 10/86 permite uma abertura quando são considerados efluentes de estações de tratamento de esgotos com relação à concentração de matéria orgânica. Para esses efluentes é permitida uma concentração máxima de DBO de 60 mg L<sup>-1</sup> ou uma eficiência mínima de 85% de remoção para esse parâmetro. Para

DQO, a concentração no efluente deverá ser menor que 90 mg L<sup>-1</sup> ou a ETE deve apresentar uma eficiência de no mínimo 90% deste parâmetro.

Observou-se que houve cumprimento quanto à eficiência de remoção de DBO, a qual foi superior a 85% de remoção em 100% das coletas. O mesmo pode ser afirmado para o parâmetro DQO que, embora não tenha apresentado cumprimento em todas as coletas, teve, entre os 42 dados de eficiência analisados, apenas 1 dado fora do padrão, o que representa 97,6% do total de eficiências atingidas pela ETE de acordo com a DN 10/86.

Vale lembrar que o monitoramento foi realizado pelo DMAE e é independente deste trabalho, cujo objetivo é realizar simulações de modelagem do TVR e não o monitoramento da ETE Ipanema. Os dados foram analisados, uma vez que são utilizados como dados de entrada nos modelos. Embora se trate de dados secundários, foi obtido um bom intervalo de monitoramento, com uma boa quantidade de dados.

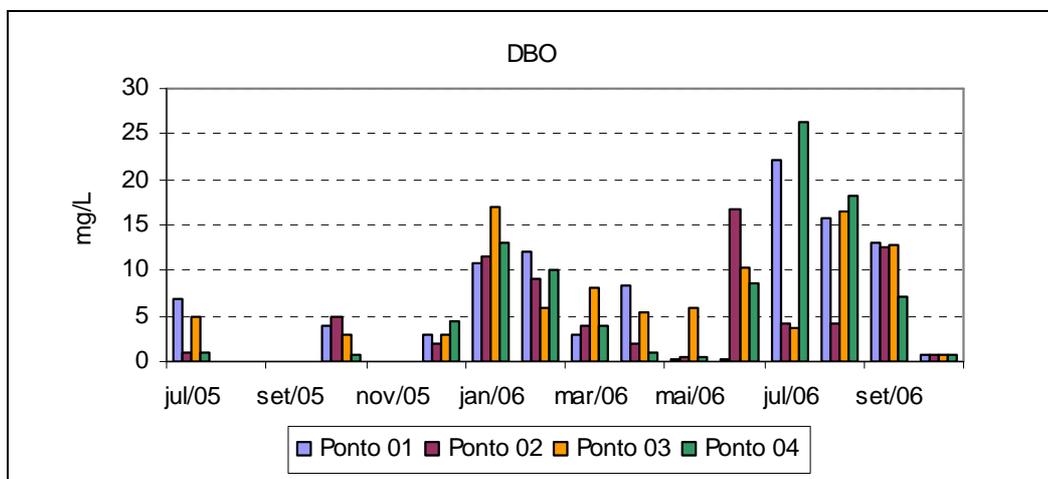
### **5.1.2 Dados de qualidade da água do TVR**

Aqui são apresentados os resultados obtidos no monitoramento de qualidade da água do TVR. Como mostrado no capítulo em que é apresentada a metodologia aplicada no trabalho, o ponto 1 localiza-se no início do TVR, os pontos 2 e 3 localizam-se a montante e a jusante da confluência do córrego Terra Branca, respectivamente, e o ponto 04, por sua vez, localiza-se ao final do TVR, a montante do encontro do rio Araguari com o canal de restituição da vazão desviada para a casa de força.

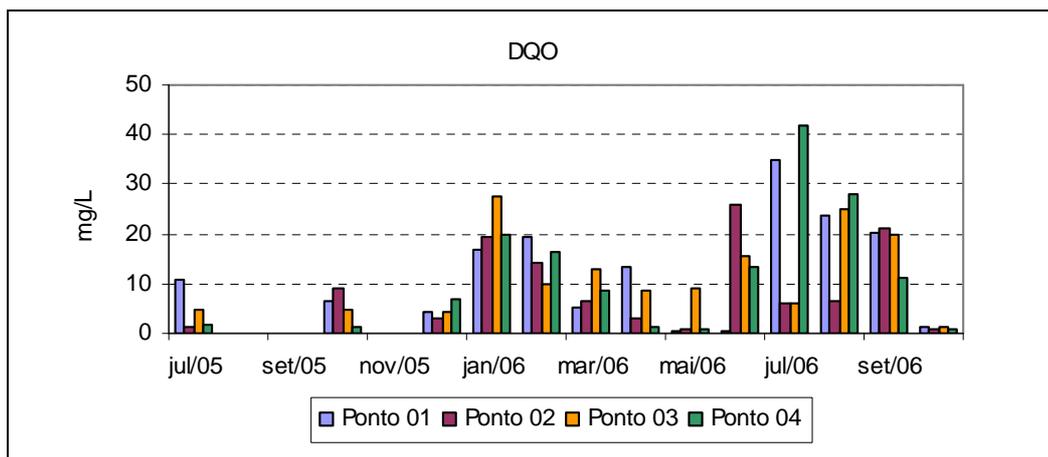
Os resultados das análises de DBO, DQO, OD e temperatura da água ao longo do monitoramento estão apresentados nas Figuras 5.2 a 5.5, respectivamente. Ressalta-se que as amostragens são anteriores à formação do reservatório, sendo que os resultados do ponto 1 serão influenciados após a formação deste. Para as diferentes amostragens, embora não tenha ocorrido o cumprimento à resolução CONAMA 357/05 quanto ao parâmetro DBO (< 5 mg L<sup>-1</sup>), as concentrações de OD mostraram-se satisfatórias e próximas à saturação (Figuras 5.2 e 5.4). Os resultados obtidos para DQO ratificaram os resultados de DBO, pois apresentaram o mesmo comportamento.

Quanto aos valores obtidos para a temperatura, nota-se uma amplitude ao longo do ano de monitoramento de 10°C. Observam-se maiores valores nos mês de janeiro, vindo ao encontro do fato de o mês de janeiro apresentar, quanto ao clima, as maiores médias de temperatura.

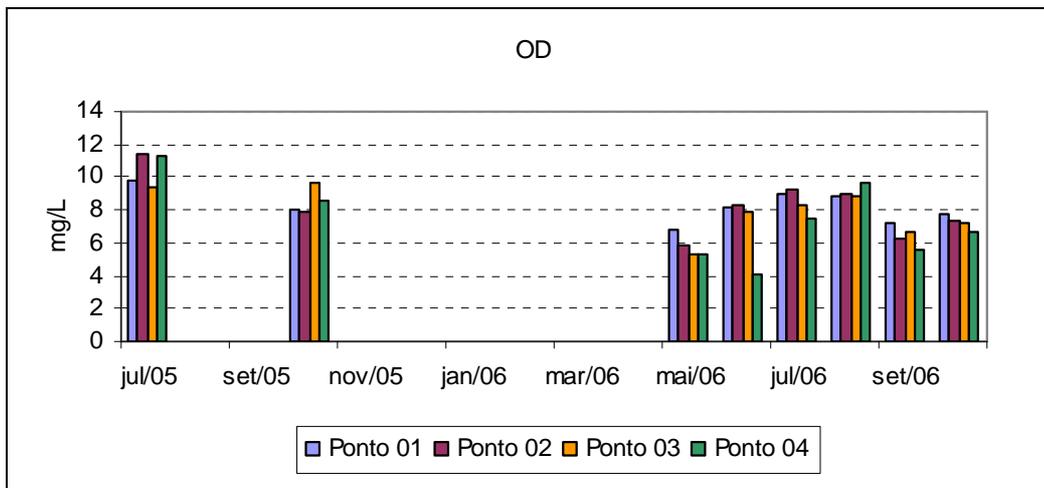
A princípio não foi observada influência da confluência do córrego Terra Branca ao longo do monitoramento, uma vez que não há um padrão definido entre os pontos 02 e 03, pontos bem próximos à confluência do tributário, sendo que o ponto 02 localiza-se a montante e o ponto 03 a jusante da confluência.



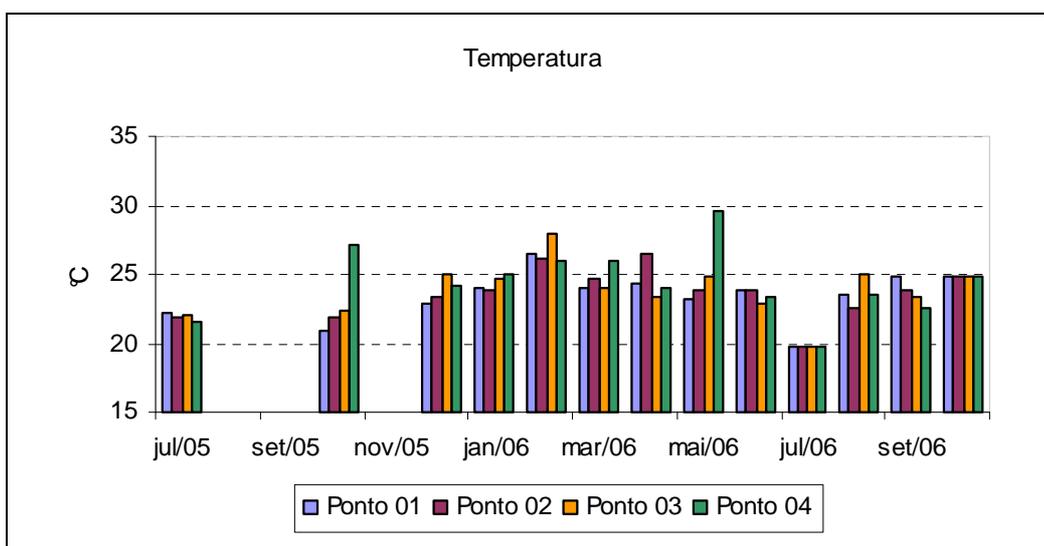
**Figura 5.2** – Concentrações de DBO para os pontos de amostragem durante o ano de monitoramento.



**Figura 5.3** – Concentrações de DQO para os pontos de amostragem durante o ano de monitoramento.



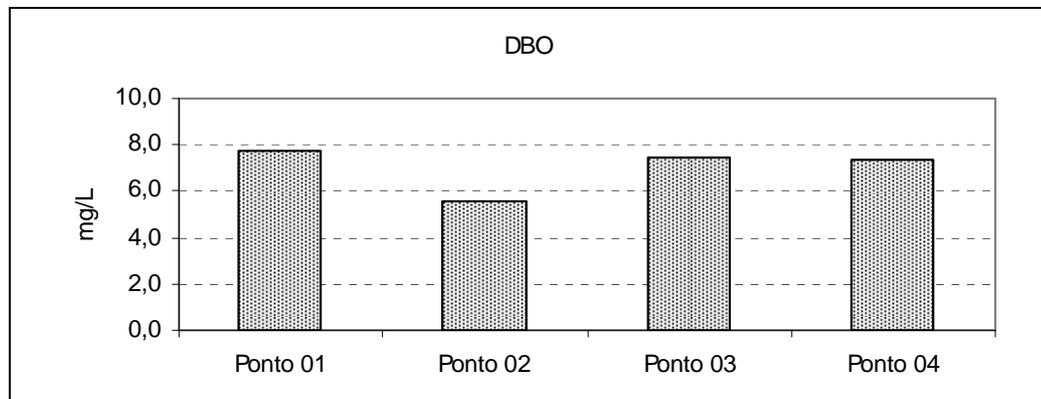
**Figura 5.4** – Concentrações de OD para os pontos de amostragem durante o ano de monitoramento.



**Figura 5.5** – Valores de temperatura da água para os pontos de amostragem durante o ano de monitoramento.

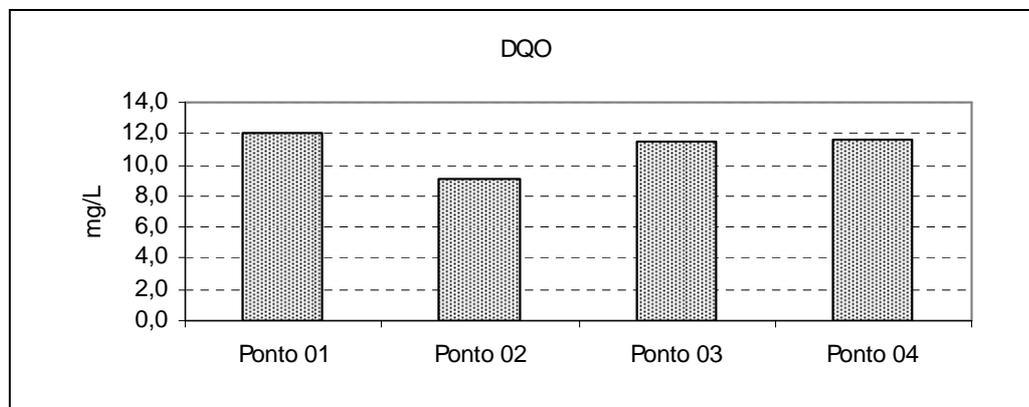
Quanto aos outros parâmetros analisados, não houve um comportamento definido ao longo do monitoramento que merecesse comentário. Os valores médios de cada um dos quatro pontos de amostragem para cada parâmetro analisado estão apresentados a seguir. Analisam-se aqui os valores médios pelo fato de serem utilizados como dados de entrada no modelo de qualidade da água. Observa-se, na Figura 5.6, que os valores médios de DBO superaram o limite definido pela resolução CONAMA 357/05 (5 mg/L) em todos os pontos. Observa-se um aumento entre os pontos 02 e 03, indicando uma interferência do tributário Terra Branca (veiculando os

esgotos da ETE Ipanema), uma vez que estes dois pontos são bastante próximos e a confluência do tributário com o TVR localiza-se entre eles.



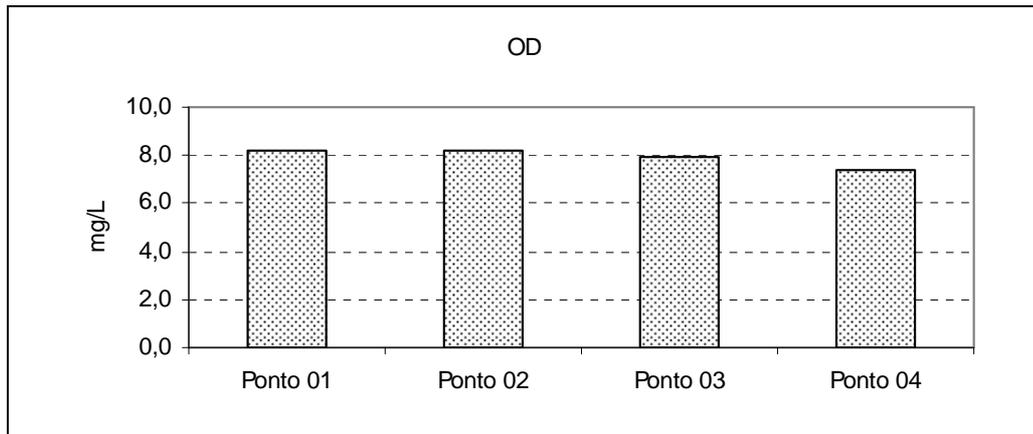
**Figura 5.6** – Concentrações médias de DBO nos 04 pontos de monitoramento do TVR.

A concentração média de DQO para o ponto 03 também foi superior à concentração média obtida no ponto 02, confirmando o comportamento da concentração de DBO nestes pontos.



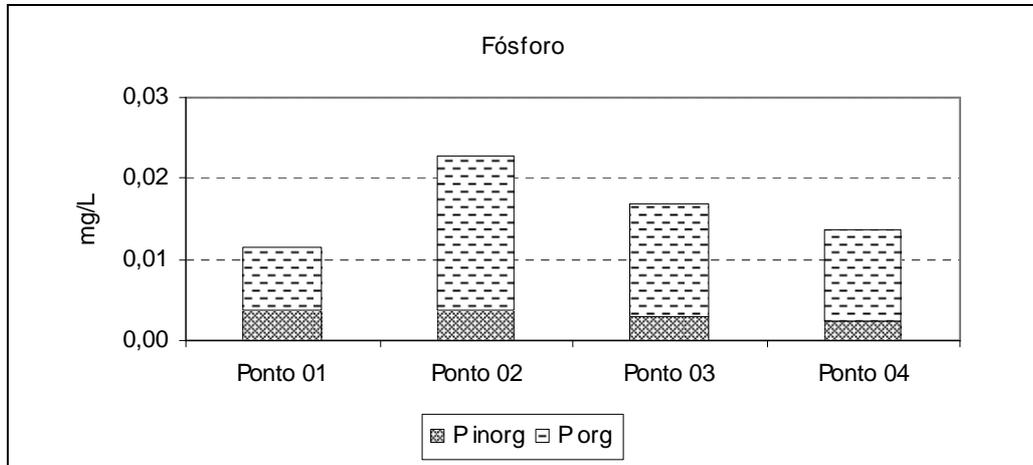
**Figura 5.7** – Concentrações médias de DQO nos 04 pontos de monitoramento do TVR.

Quanto aos valores médios encontrados para as concentrações de OD, é possível afirmar que não houve diferença expressiva entre os pontos amostrados (Figuras 5.8). Os valores obtidos estão bastante próximos ao valor de saturação do OD.

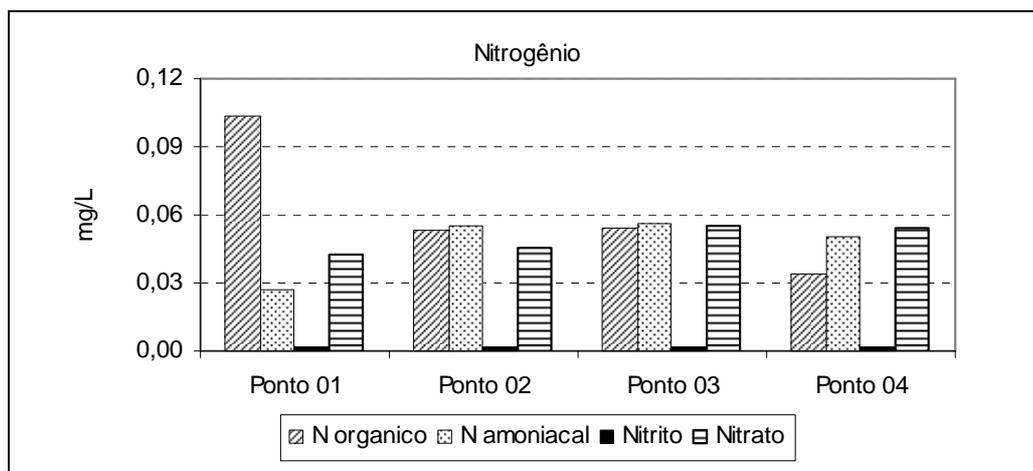


**Figura 5.8** – Concentrações médias de OD nos 04 pontos de monitoramento do TVR.

Quanto aos nutrientes fósforo e nitrogênio, observa-se que os padrões do CONAMA 357/05 ( $0,10 \text{ mg L}^{-1}$  para P total em ambientes lóticos,  $3,7 \text{ mg L}^{-1}$  para N amoniacal para pH inferiores a 7,5,  $10,0 \text{ mg L}^{-1}$  para nitratos e  $1,0 \text{ mg L}^{-1}$  para nitritos) não foram ultrapassados em nenhum ponto amostrado (Figuras 5.9 e 5.10).

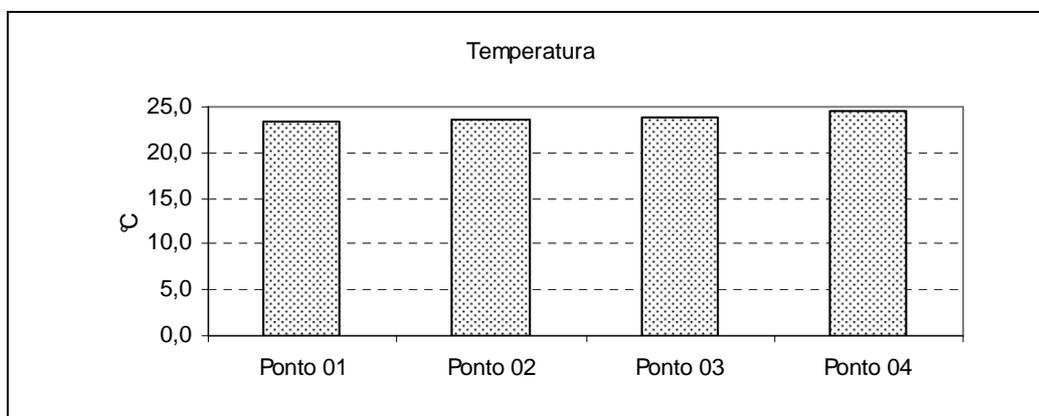


**Figura 5.9** – Concentrações médias de Fósforo (orgânico e inorgânico) nos 04 pontos de monitoramento do TVR.

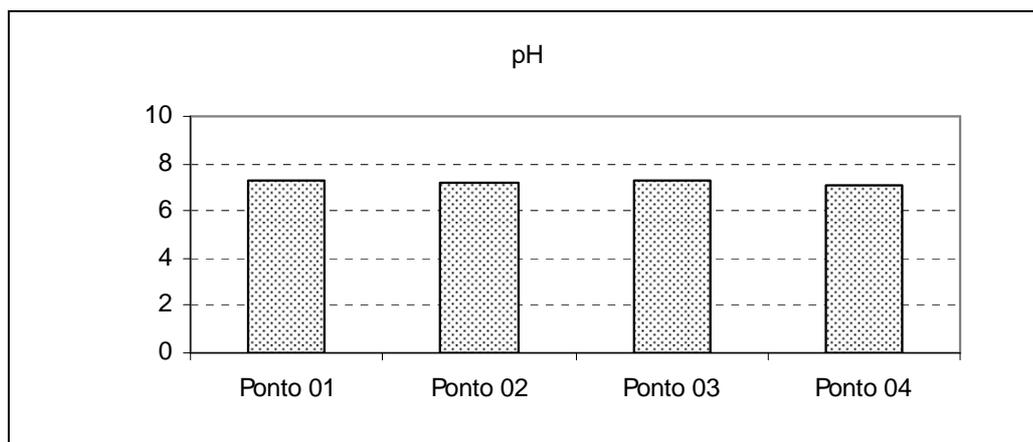


**Figura 5.10** – Concentrações médias de Nitrogênio (orgânico, amoniacal, nitrito e nitrato) nos 04 pontos de monitoramento do TVR.

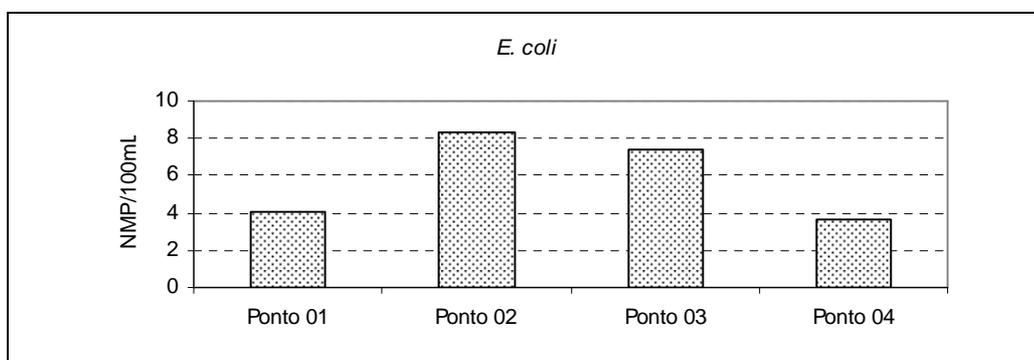
Quanto aos valores médios encontrados para as concentrações de *E. coli* e OD, e para os valores de temperatura e pH, é possível afirmar que não houve diferença expressiva entre os pontos amostrados (Figuras 5.11 a 5.13). Os resultados da análise microbiológica de *E. coli* indicam que é pouquíssimo expressiva a contaminação fecal do trecho.



**Figura 5.11** – Valores médios de temperatura nos 04 pontos de monitoramento do TVR.

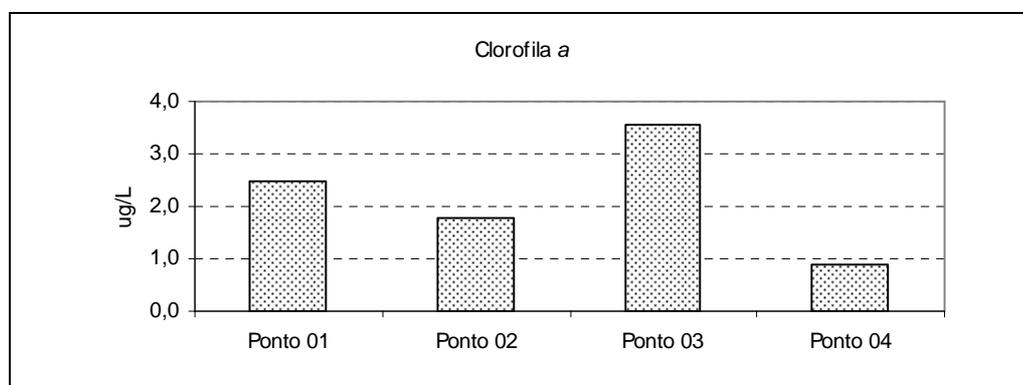


**Figura 5.12** – Valores médios de pH nos 04 pontos de monitoramento do TVR.



**Figura 5.13** – Concentrações médias de *E. coli* nos 04 pontos de monitoramento do TVR.

Para os valores médios de concentração de clorofila *a* para os pontos amostrados, também não houve descumprimento da legislação vigente, uma vez que o padrão definido é de  $30 \mu\text{g L}^{-1}$ .



**Figura 5.14** – Concentrações médias de clorofila *a* nos 04 pontos de monitoramento do TVR.

De modo geral, o trecho em estudo apresentou ótima qualidade da água se comparada ao padrão para águas classe 2, exceto pelo parâmetro DBO. Considerando que o oxigênio dissolvido apresentou concentrações satisfatórias, essa elevada concentração de DBO pode não ser considerada como um problema no TVR.

### 5.1.3 Dados de entrada para o modelo

Os dados do Ponto 01 foram usados para construir um banco de dados para a caracterização das condições iniciais do trecho em estudo. As estatísticas descritivas dos dados são apresentadas na Tabela 5.3. Para as simulações, foram utilizados os valores **médios** de cada parâmetro.

**Tabela 5.3**  
Estatísticas descritivas dos principais parâmetros de entrada para a simulação do modelo (trecho de montante ao TVR).

<b>Parâmetro</b>	<b>Média</b>	<b>Mediana</b>	<b>Desvio Padrão</b>	<b>Percentil 10%</b>	<b>Percentil 90%</b>
DBO (mg/L)	<b>7,7</b>	6,9	6,8	0,4	15,2
OD (mg/L)	<b>8,2</b>	8,2	1,0	7,1	9,2
P total (mg/L)	<b>0,0116</b>	0,0108	0,0025	0,0095	0,0141
P orgânico (mg/L)	<b>0,0080</b>	0,0084	0,0014	0,0068	0,0089
N orgânico (mg/L)	<b>0,103</b>	0,157	0,076	0,157	0,157
N amoniacal (mg/L)	<b>0,027</b>	0,011	0,035	0,005	0,056
Nitrito (mg/L)	<b>0,002</b>	0,002	0,000	0,002	0,002
Nitrato (mg/L)	<b>0,043</b>	0,041	0,020	0,028	0,059
<i>E. coli</i> (NMP/100mL)	<b>4</b>	1	7	0	14
Temperatura (°C)	<b>23,4</b>	23,8	1,7	21,2	24,8

## 5.3. Resultado das simulações

### 5.2.1 Simulação do TVR sem soleiras (TVR como rio)

Os resultados obtidos na simulação do TVR ainda como rio, sem a instalação das soleiras vertentes, estão apresentados nas figuras a seguir. Nesta simulação, como já explicitado, utilizou-se o modelo de fluxo de pistão, ou seja, não foi considerada a dispersão longitudinal. O triângulo indica a localização da chegada do Córrego Terra Branca, o qual veicula os efluentes da ETE Ipanema.

Optou-se, para evitar repetições, apresentar os resultados das simulações para a situação atual de operação da ETE e os resultados dos cenários mais críticos (população atendida de 20.000

habitantes). Portanto, nas figuras são observados os resultados para o TVR sem soleiras para as seguintes operações da ETE Ipanema:

- operação atual (atendimento a 7.000 habitantes, com flotor);
- operação de futuro de projeto (atendimento a 20.000 habitantes), considerando-se a ausência da ETE (0% de eficiência);
- operação de futuro de projeto (atendimento a 20.000 habitantes), considerando-se a ETE sem etapa específica de remoção de fósforo (sem flotor);
- operação de futuro de projeto (atendimento a 20.000 habitantes), considerando-se a ETE com etapa específica de remoção de fósforo (com flotor).

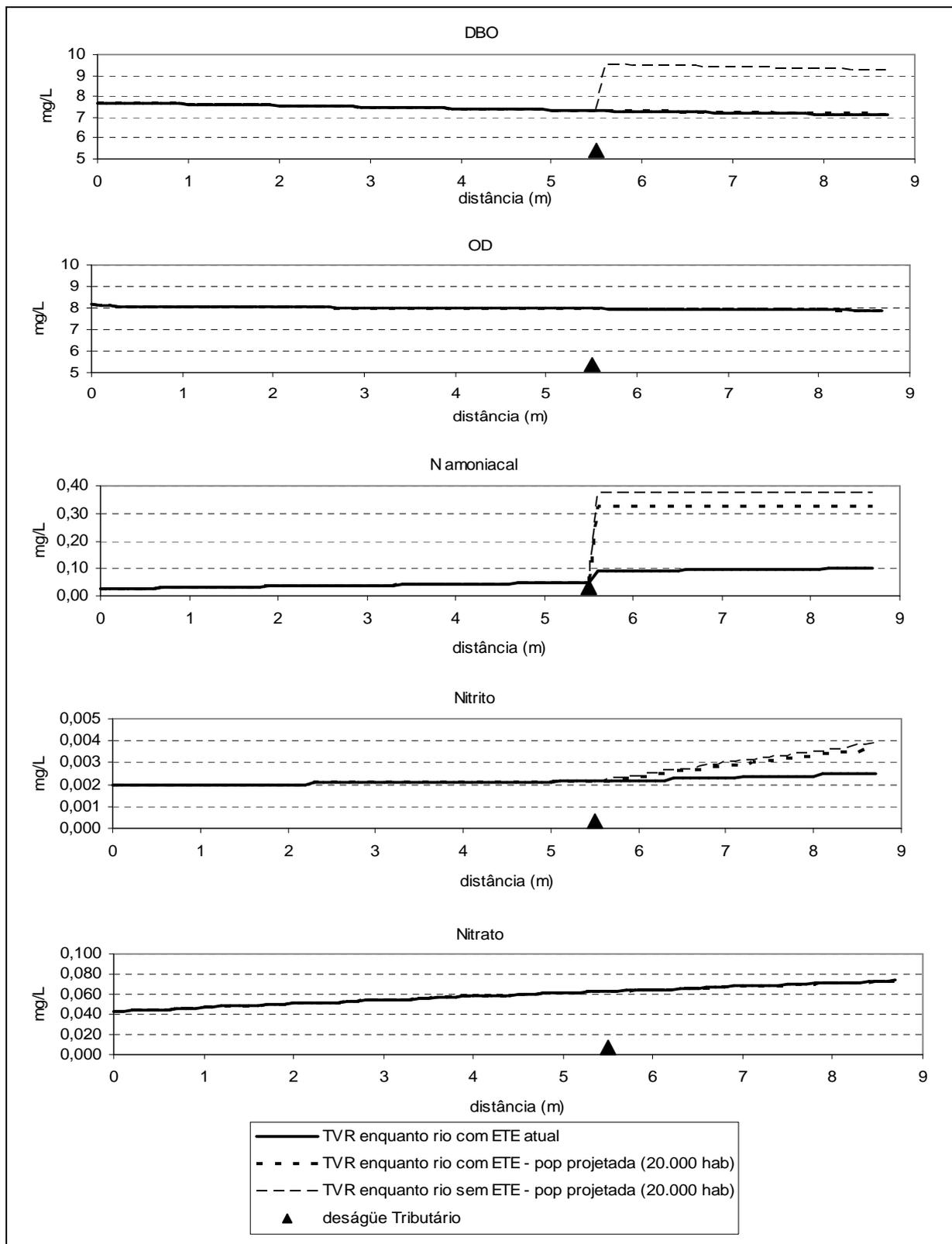
Observa-se para o parâmetro DBO (Figura 5.15), que não existem diferenças perceptíveis entre os resultados de operação atual e futura da ETE considerando-se a mesma eficiência de remoção, indicando que o efluente da ETE manterá aproximadamente o mesmo impacto no TVR. Além disso, é possível afirmar que a ETE está operando de forma satisfatória, uma vez que não há aumento da concentração de DBO após o ponto de confluência do tributário Terra Branca. Isso é ressaltado pelos resultados da simulação considerando a ausência da ETE Ipanema, que deixa clara a interferência no corpo d'água caso o esgoto bruto fosse lançado diretamente no córrego Terra Branca.

Entretanto, observa-se que para todo o trecho em estudo, não há cumprimento dos padrões determinados pelo CONAMA 357/05 ( $< 5,0 \text{ mg L}^{-1}$ ) para a DBO. Apesar disso, observa-se que não houve diferença entre os resultados da simulação de OD (Figura 5.15), indicando boa capacidade de depuração do corpo d'água, ou seja, que a matéria orgânica não está comprometendo a qualidade da água de forma expressiva.

Quanto às diferentes formas do parâmetro nitrogênio, é possível perceber que não houve descumprimento em nenhum dos casos quanto ao parâmetro definido pelo CONAMA 357/05, que é de  $3,5 \text{ mg L}^{-1}$  para nitrogênio amoniacal ( $\text{pH} \leq 7,5$ ),  $1,0 \text{ mg L}^{-1}$  para nitrito e  $10 \text{ mg L}^{-1}$  para nitrato (Figura 5.15). Observa-se uma diferença expressiva entre os cenários de população atendida uma vez que o aumento de população indica um aumento de concentração de

nitrogênio amoniacal e nitritos no esgoto bruto. Como a ETE Ipanema não foi concebida para a remoção de nitrogênio, o aumento dessa concentração no esgoto afluyente da ETE Ipanema implica no aumento em seu efluente tratado.

Quanto ao parâmetro nitrato (Figura 5.15), não houve diferenças expressivas entre os cenários, uma vez que se considerou no efluente bruto a presença de nitrogênio apenas nas formas de nitrogênio orgânico e nitrogênio amoniacal. Também por não haver uma etapa de remoção de nitrogênio na ETE Ipanema, não ocorre o processo de nitrificação e, desta forma, não há formação do composto nitrato. Observa-se um aumento em sua concentração ao longo do trecho em estudo, indicando interferência da contribuição incremental devido ao uso do solo da bacia predominantemente agrícola.

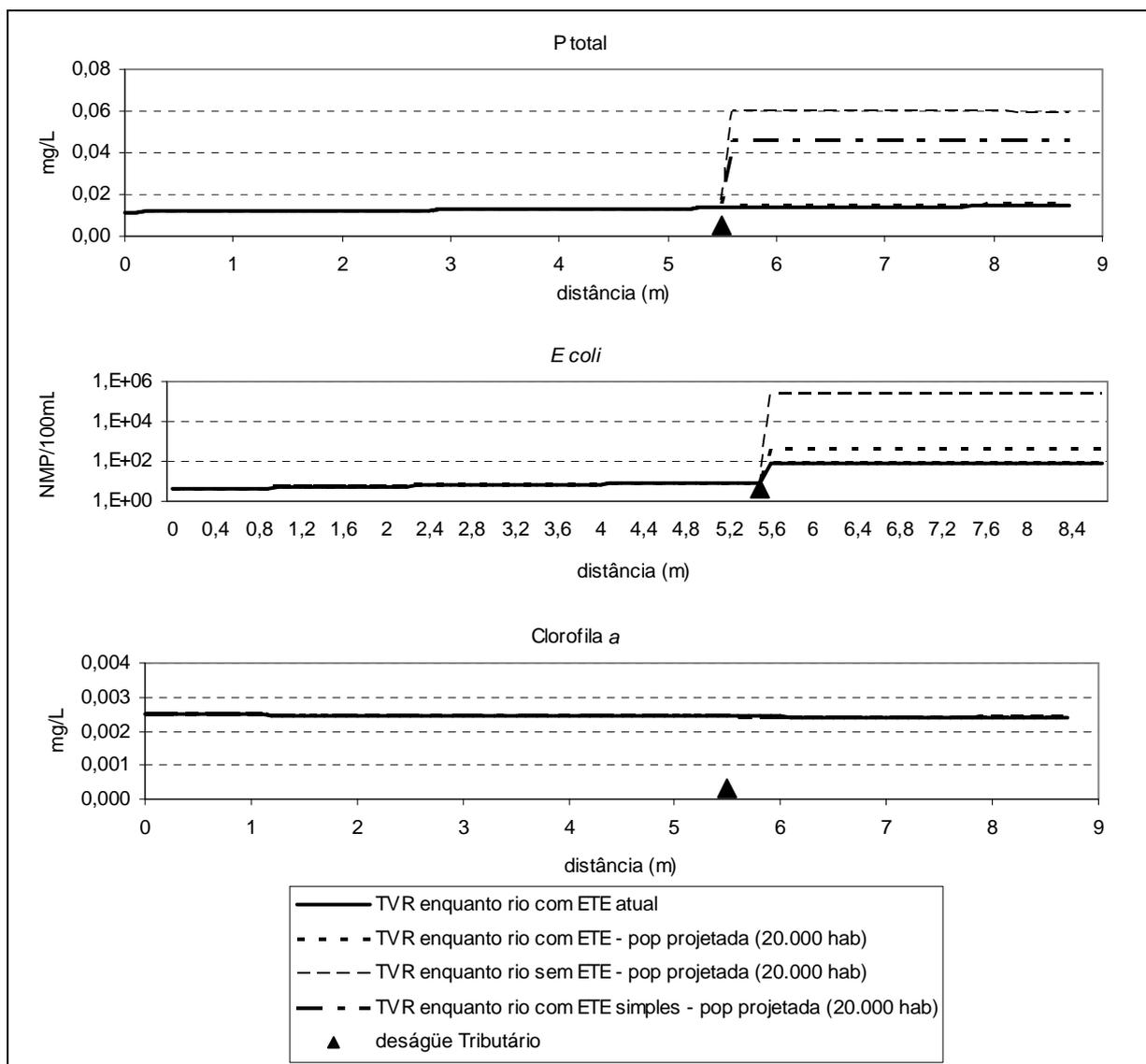


**Figura 5.15** – Resultado das simulações dos parâmetros DBO, OD, N amoniacal, Nitrito e Nitrato para o TVR sem a instalação das soleiras vertentes.

Quanto ao fósforo total (Figura 5.16), é possível perceber que há cumprimento da legislação para todos os cenários, uma vez que o padrão para este parâmetro é de  $0,10 \text{ mg L}^{-1}$  para ambientes lóticos. Assim como para a DBO, os resultados de fósforo total não apresentaram diferenças expressivas quando a ETE foi simulada atendendo à população atual e a população futura de projeto, confirmando que o impacto dos esgotos tratados é pequeno, em função da elevada eficiência de remoção de fósforo no tratamento dos esgotos. Observa-se que a manutenção da configuração da ETE sem o flutuador traria um incremento à concentração de fósforo após o ponto de confluência do Terra Branca. Reafirma-se, entretanto, que se o TVR fosse mantido como um ambiente lótico, não haveria problemas quanto ao parâmetro fósforo total quando analisada a resolução CONAMA 357/05 e observados os resultados de todos os cenários.

O parâmetro *E. coli* apresentou resultados satisfatórios quando comparados à legislação vigente apenas para o cenário de operação atual da ETE Ipanema, embora esta não apresente uma etapa específica para remoção de patógenos. É importante lembrar que foi considerada uma concentração de  $10^5 \text{ NMP } 100 \text{ mL}^{-1}$  no efluente da ETE, uma vez que no monitoramento esse parâmetro não foi analisado. Nota-se que na confluência, o valor chega a apenas  $10^2 \text{ NMP } 100 \text{ mL}^{-1}$  devido à grande capacidade de diluição do TVR, cuja vazão é bastante superior à vazão de lançamento da ETE Ipanema (cerca de 1.000 vezes superior).

Já o parâmetro clorofila *a* não apresentou diferenças entre os cenários, isso porque não houve diferenças expressivas entre os cenários quanto à concentração de nutrientes (nitrogênio e fósforo) que pudessem levar a um maior desenvolvimento das algas, expressas na forma de clorofila *a*. Também não houve descumprimento da resolução CONAMA 357/05, uma vez que o padrão por ela definido para clorofila *a* é de  $0,030 \text{ mg L}^{-1}$ .



**Figura 5.16** – Resultado das simulações dos parâmetros P total, *E. coli* e clorofila a para o TVR sem a instalação das soleiras vertentes.

### 5.2.2 Simulação do TVR com soleiras (TVR como reservatórios em série)

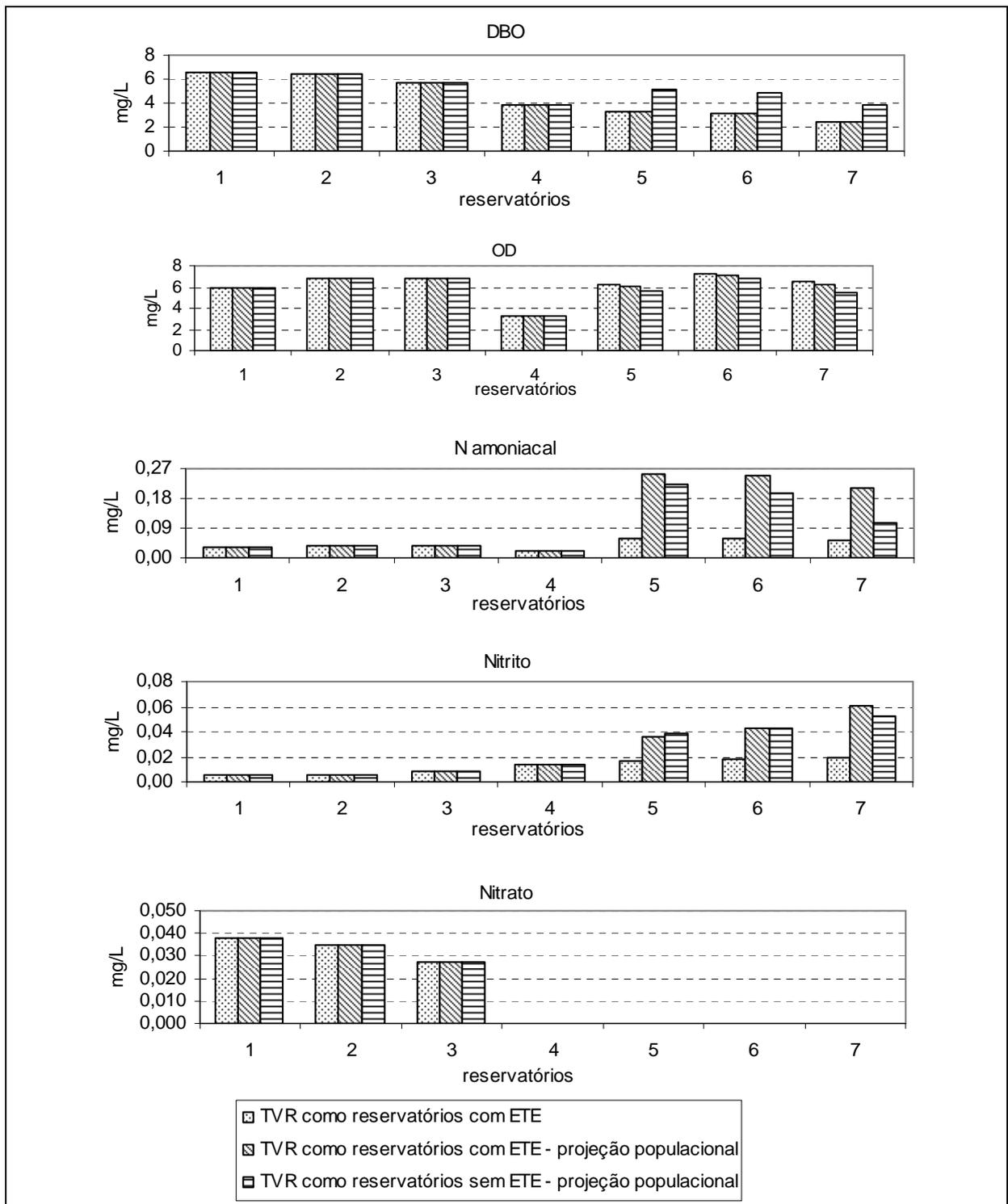
Neste tópico, buscou-se analisar os diferentes impactos do lançamento de esgotos, brutos e com diferentes eficiências de remoção da ETE Ipanema, simulando a condição do TVR após a construção das soleiras vertentes. Nessas simulações, como já explicitado, utilizou-se o modelo de mistura completa em série. Nesse momento, priorizou-se a discussão quanto à comparação entre os cenários de eficiência de ETE simulados. Ressaltando que a aeração devido à instalação das soleiras também foi considerada na modelagem.

Portanto, da mesma forma que para a apresentação dos resultados das simulações do TVR sem soleiras (Item 5.2.1), aqui se procurou apresentar os resultados de forma a evitar repetições. Para a análise do impacto dos diferentes cenários de eficiência de remoção da ETE Ipanema, seguiu-se o mesmo critério: foram apresentados os resultados dos cenários mais críticos e os resultados das simulações para a situação atual de operação da ETE. Portanto, nas figuras são observados os resultados para o TVR com soleiras para as seguintes operações da ETE Ipanema:

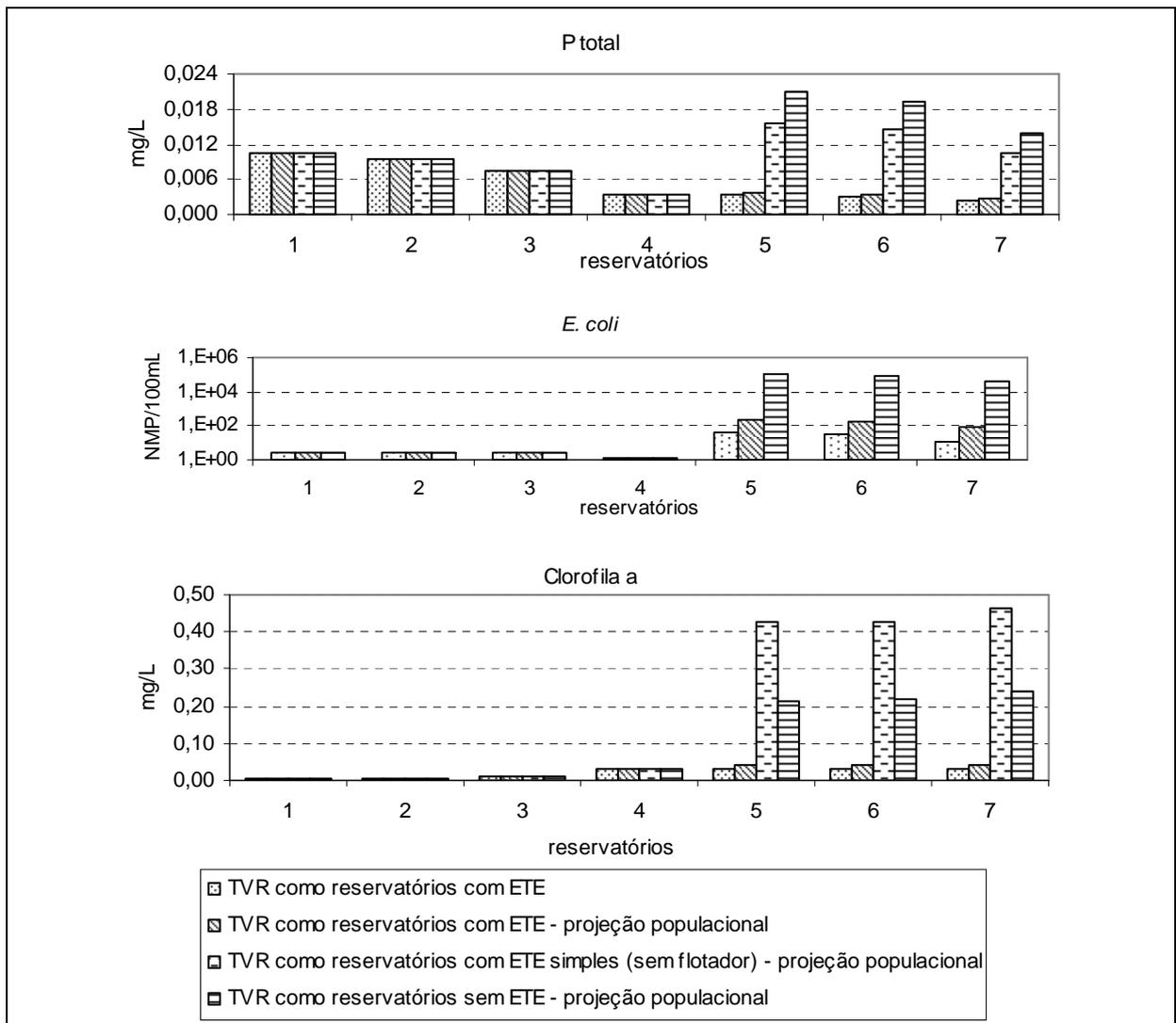
- operação atual (atendimento a 7.000 habitantes, com flotador);
- operação de futuro de projeto (atendimento a 20.000 habitantes), considerando-se a ausência da ETE (0% de eficiência);
- operação de futuro de projeto (atendimento a 20.000 habitantes), considerando-se a ETE sem etapa específica de remoção de fósforo (sem flotador);
- operação de futuro de projeto (atendimento a 20.000 habitantes), considerando-se a ETE com etapa específica de remoção de fósforo (com flotador).

É importante lembrar que o TVR, devido à instalação das 6 soleiras, foi dividido em 7 reservatórios, e que a confluência do tributário Terra Branca com o trecho em estudo dá-se no reservatório de número 5. Nas figuras a seguir são apresentados os resultados das simulações dos diferentes parâmetros.

Para os parâmetros DBO e fósforo total, observa-se que não há diferenças para os cenários de operação da atual configuração da ETE Ipanema para os diferentes cenários de atendimento à população (7.000 e 20.000 hab). Isto confirma mais uma vez que a ETE foi bem concebida quanto aos seus objetivos, atendendo também a população de final de projeto. O mesmo não pode ser dito para os parâmetros nitrogênio amoniacal, nitrito, nitrato e *E. coli*, uma vez que a ETE Ipanema não possui etapas de remoção destes parâmetros (Figura 5.17 e 5.18).



**Figura 5.17** – Resultado das simulações dos parâmetros DBO, OD, N amoniacal, Nitrito e Nitrate para o TVR após a instalação das soleiras vertentes



**Figura 5.18** – Resultado das simulações dos parâmetros P total, *E. coli* e clorofila *a* para o TVR após a instalação das soleiras vertentes

É interessante observar que, para nitrogênio amoniacal e nitrito, foram obtidas menores concentrações para o pior cenário simulado, aquele em que foi considerada a ausência da ETE e a população projetada (Figura 5.17). Isso ocorreu devido à influência das algas, aqui modeladas como clorofila *a*, que consomem o nitrogênio amoniacal, diminuindo sua concentração. Como o nitrito é um produto da oxidação do nitrogênio amoniacal, menores concentrações de nitrogênio amoniacal implicam em menores concentrações de nitrito.

Nota-se também nas figuras anteriores que não houve cumprimento da resolução CONAMA 357/05 (Classe 2) em todos os cenários simulados para os parâmetros DBO nos reservatórios 1, 2 e 3 e para clorofila *a*, nos reservatórios 5,6 e 7. Para *E. coli* não houve cumprimento apenas no cenário de simulação mais crítico nos reservatórios 5, 6 e 7. O parâmetro OD que se apresentou fora do padrão da legislação no reservatório 4.

O parâmetro fósforo total está dentro do padrão estipulado pela legislação (0,050 mg L<sup>-1</sup> para ambientes com tempo de detenção hidráulica entre 2 e 40 dias), mesmo este sendo bastante inferior que o padrão determinado para ambientes lóticos, que é de 0,1 mg L<sup>-1</sup>. O outro nutriente importante para o crescimento das algas, o nitrogênio na forma amoniacal, também se encontra abaixo do padrão do CONAMA 357/05. Entretanto, observa-se uma concentração bastante superior de clorofila *a* no cenário de pior eficiência da ETE Ipanema, embora também com valores que respeitam a resolução, chegando a apresentar uma concentração 8 vezes superior à concentração obtida para os outros cenários. Esse comportamento indica uma interferência do maior aporte de fósforo e nitrogênio no reservatório 5, já que este foi o único fator que variou entre os cenários simulados. As menores concentrações de clorofila *a* nos cenários, embora ligeiramente superiores ao padrão de qualidade da água, indicam que o objetivo da instalação da ETE Ipanema será atingido, uma vez que a etapa de remoção de fósforo foi instalada com vistas a evitar a eutrofização após a formação da série de reservatórios devido à construção das soleiras.

### **5.2.3 TVR sem soleiras versus TVR com soleiras**

A seguir são apresentados os resultados das simulações do TVR sem e com a instalação das soleiras vertentes, considerando as condições atuais da ETE Ipanema para os dois casos.

Observa-se que a instalação das soleiras favorece o decaimento da matéria orgânica ao longo do TVR (Figura 5.19). Isso ocorre porque a formação dos reservatórios tem como consequência o aumento do tempo de detenção hidráulica do corpo d'água.

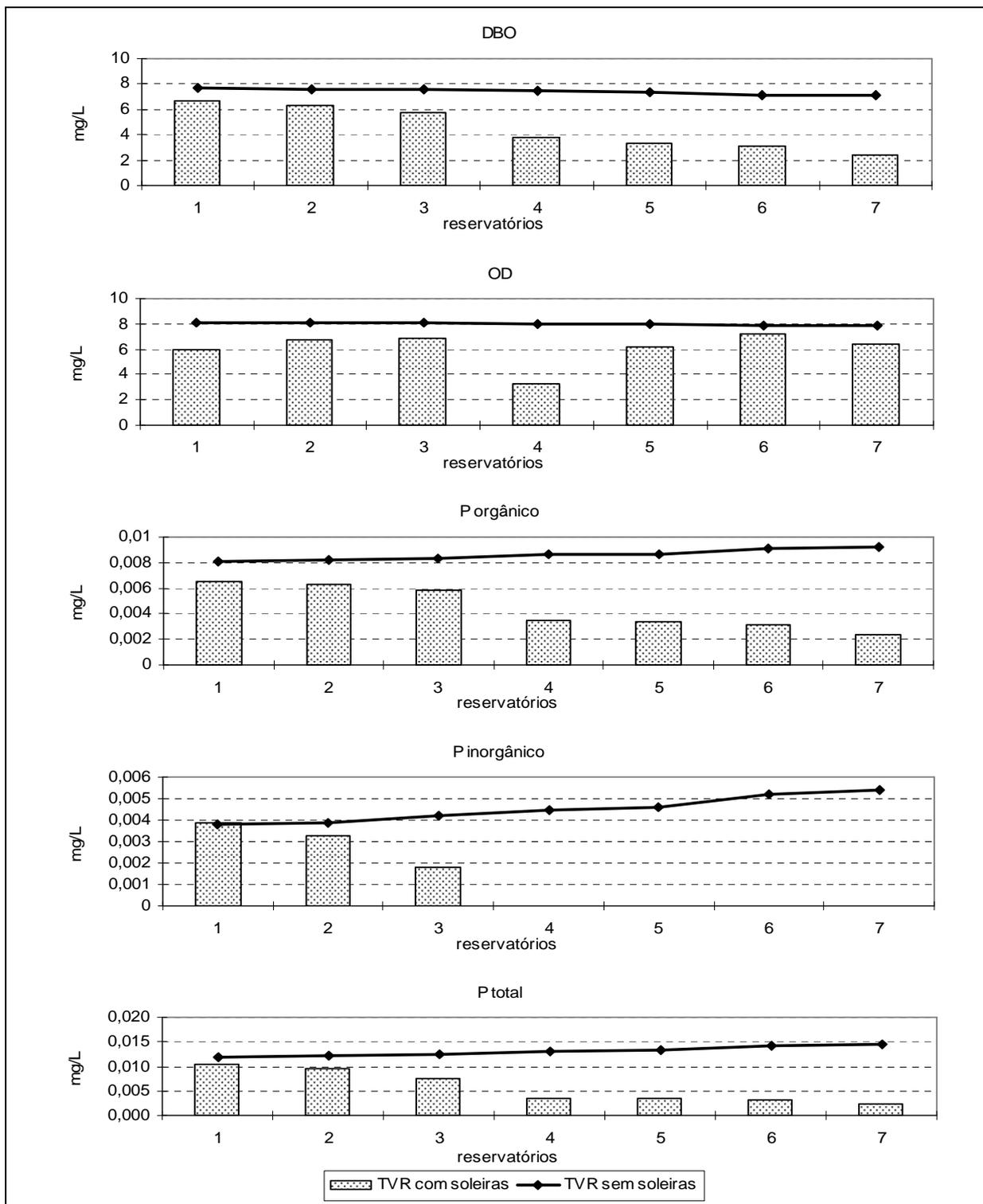
Em consequência da estabilização da DBO, observa-se um decaimento do parâmetro OD. Além disso, é importante ressaltar que a reposição do oxigênio na coluna d'água é menor após a formação dos reservatórios, pois ocorre a diminuição da velocidade do escoamento das águas e,

conseqüentemente, há uma diminuição de taxa de reaeração. Ressalta-se que, sem as soleiras vertentes, as concentrações de OD permanecem praticamente constantes ao longo do trecho analisado, obedecendo aos padrões da legislação, o que sugere que a instalação das soleiras vertentes poderá tornar-se um problema com relação a esse parâmetro, principalmente no reservatório 4.

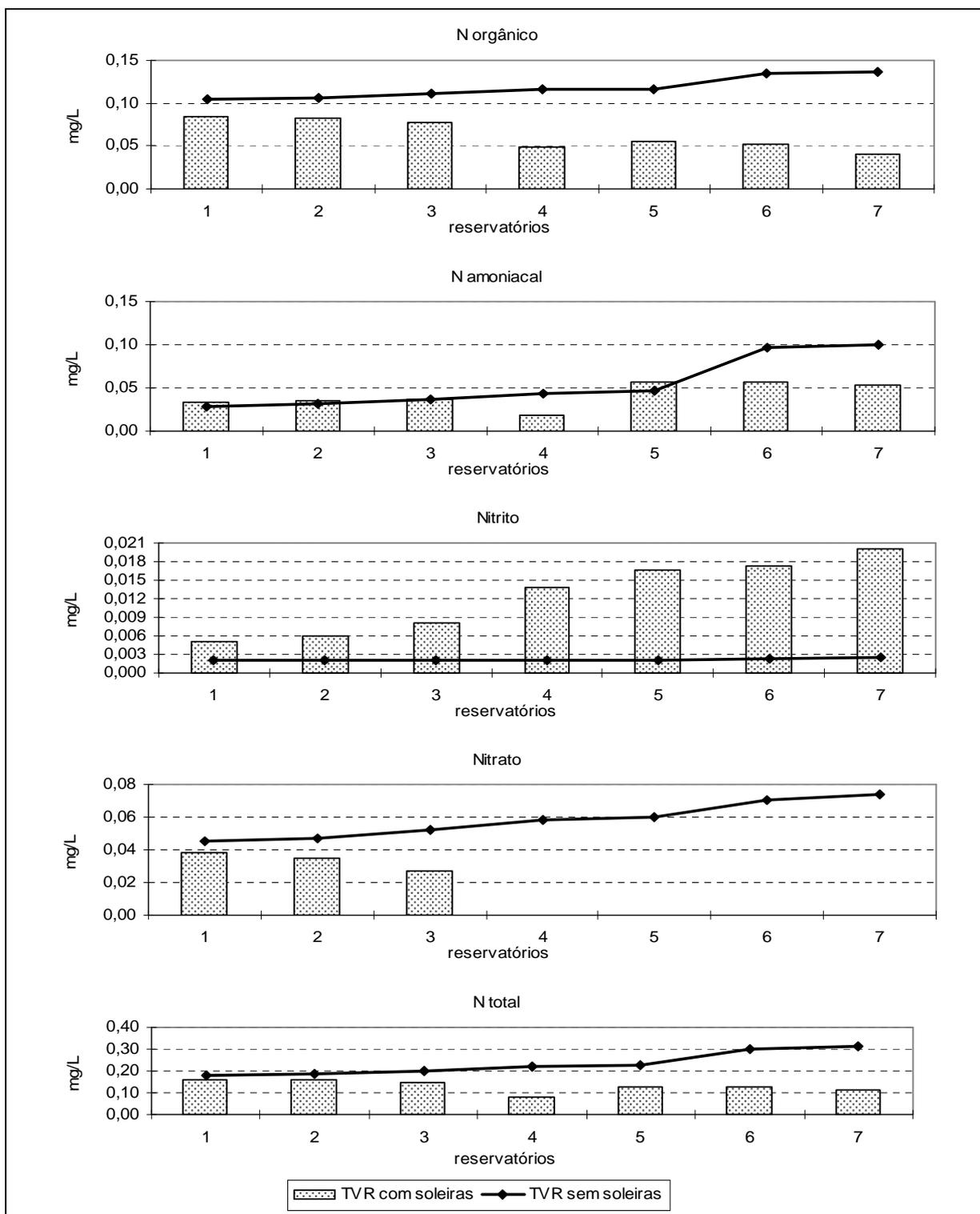
Para as diferentes formas de nitrogênio e fósforo, nota-se que para os dois cenários os parâmetros simulados estão de acordo com a legislação (Figuras 5.19 e 5.20). Já o parâmetro algas, aqui representado como clorofila *a*, apresentou-se ligeiramente superior aos padrões após a instalação das soleiras, nos reservatórios 5, 6 e 7.

Além disso, para o fósforo inorgânico (e conseqüentemente para o fósforo total) e para o nitrato, nota-se um decaimento mais acentuado ao longo do TVR com as soleiras. Isso ocorre porque o represamento da água favorece o crescimento das algas (Figura 5.21), que passam a consumir maiores quantidades dos nutrientes nas formas de nitrogênio amoniacal, nitratos e fósforo inorgânico. Essa queda não é observada para o nitrogênio amoniacal porque no reservatório 5 deságua o tributário Terra Branca, com uma carga representativa deste parâmetro, vindo principalmente da ETE Ipanema, já que esta não apresenta uma etapa de remoção de nitrogênio. Mais uma vez é constatado que a instalação das soleiras pode tornar-se um problema devido ao favorecimento do incremento de algas.

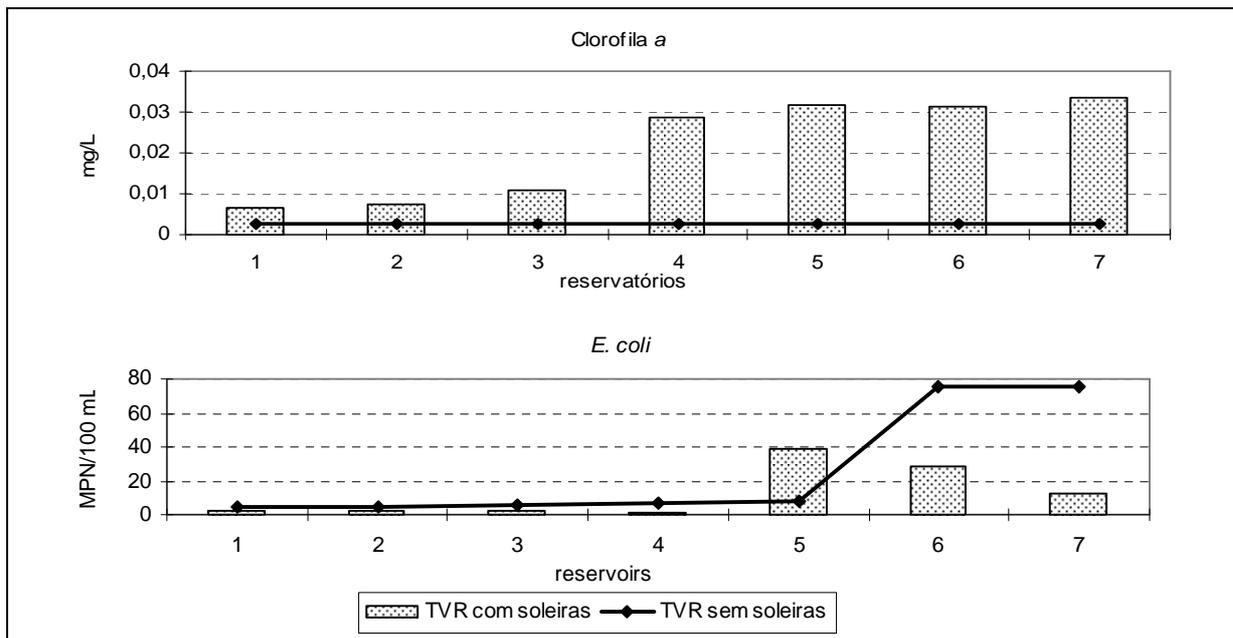
Quanto aos resultados das simulações de *E. coli*, assim como ocorreu para a DBO, também a formação dos reservatórios leva a um favorecimento do decaimento bacteriano devido ao aumento do tempo de detenção hidráulica (Figura 5.21).



**Figura 5.19** – Resultado das simulações dos parâmetros DBO, OD, P orgânico, P inorgânico e P total para o TVR com e sem soleiras.



**Figura 5.20** – Resultado das simulações dos parâmetros N orgânico, N amoniacal, Nitrito, Nitrato e N total para o TVR com e sem soleiras.



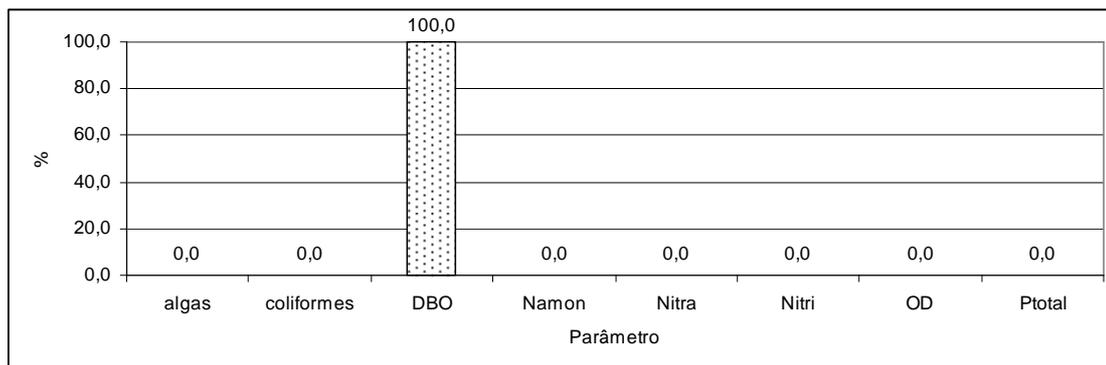
**Figura 5.21** – Resultado das simulações dos parâmetros Clorofila *a* e *E. coli* para o TVR com e sem soleiras.

#### 5.4. Análise de Incerteza

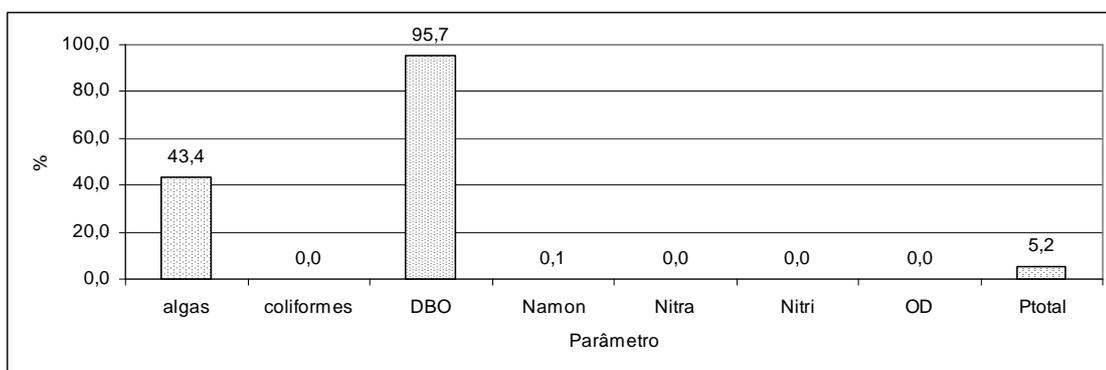
Como descrito no capítulo anterior, enquanto as simulações do modelo apresentam resultados determinísticos, a análise de incerteza gera uma série de resultados devido às várias simulações realizadas com diferentes dados de entrada e coeficientes. Esses vários resultados podem ser discutidos estatisticamente como probabilidades de um fato ocorrer ou não. Para o presente estudo, analisou-se a probabilidade de os valores críticos (menores valores de OD e maiores valores dos demais parâmetros) em cada simulação do TVR estarem ou não de acordo com os padrões de qualidade da água definidos pela legislação vigente.

A análise de incerteza foi analisada para ambos os cenários, ou seja, foram analisadas as incertezas dos resultados simulados pelos dois modelos aplicados: TVR como rio (fluxo em pistão) e TVR como reservatório (série de reservatórios em mistura completa).

Com base nos resultados das 1000 simulações, nas Figuras 5.22 e 5.23 são apresentadas as probabilidades de que, em pelo menos um ponto ao longo do TVR, não ocorra o cumprimento dos padrões definidos pela Resolução CONAMA 357/05.



**Figura 5.22** – Probabilidade de o parâmetro simulado não cumprir o padrão definido pela Resolução CONAMA 357/05, para a modelagem considerando o TVR sem soleiras (como rio).



**Figura 5.23** – Probabilidade de o parâmetro simulado não cumprir o padrão definido pela Resolução CONAMA 357/05, para a modelagem considerando o TVR com soleiras (como reservatórios em série).

Na Tabela 5.4, são apresentadas os valores das probabilidades de os parâmetros estarem cumprindo ou não os padrões da legislação, para ambos os modelos aplicados (TVR sem soleiras e TVR com soleiras).

**Tabela 5.4**

Probabilidade de cumprimento ou não dos padrões determinados pela resolução CONAMA 357/05 quanto à qualidade da água do trecho em estudo, antes e após a construção das soleiras vertentes

Parâmetro	TVR sem soleiras (rio)		TVR com soleiras (reservatórios)	
	% dentro dos padrões da legislação	% fora dos padrões da legislação	% dentro dos padrões da legislação	% fora dos padrões da legislação
Algas	100	0	56,6	43,4
<i>E. coli</i>	100	0	100	0
DBO	0	100	4,3	95,7
N amoniacal	100	0	99,9	0,1
Nitrato	100	0	100	0
Nitrito	100	0	100	0
OD	100	0	100	0
P total	100	0	94,8	5,2

Observa-se nas figuras e tabela anteriormente apresentadas que, no que tange às probabilidades de não cumprimento da legislação em pelo menos um ponto ao longo do TVR sem soleiras, os padrões serão cumpridos para todos os parâmetros, com exceção para o parâmetro DBO, que apresentou a probabilidade de estar fora destes padrões em 100% das simulações. Esse resultado confirma os resultados deterministicamente gerados, ou seja, pode-se afirmar que o parâmetro DBO estará descumprindo a legislação. No entanto, como não há descumprimento do parâmetro OD, a legislação ambiental admite que a DBO possa apresentar valores superiores ao limite máximo.

Em relação ao modelo de reservatório em série aplicado para simular a condição de TVR com soleiras vertentes, mais parâmetros apresentaram probabilidades de não cumprimento da legislação. Quanto à DBO, observou-se uma pequena melhora em relação ao TVR simulado enquanto rio: 95,7% de probabilidade de estar fora dos padrões. Essa menor probabilidade provavelmente se deve ao fato de que a formação de reservatórios facilita a oxidação da matéria orgânica, com conseqüente diminuição da DBO ao longo do TVR.

No que tange o parâmetro fósforo total observa-se que enquanto nas simulações do TVR como rio foram apresentadas probabilidades de 100% de cumprimento da legislação, esse comportamento é diferenciado quando observados esses mesmos parâmetros para o modelo

aplicado para representar o TVR como reservatórios em série, com probabilidade de 5,2% de não cumprimento.

## **5.5. Análise de Sensibilidade**

Foi realizada a análise de sensibilidade de todos os dados de entrada e todos os coeficientes das equações que modelam os parâmetros conforme descrito anteriormente. Para melhor apresentação e entendimento dos resultados, esses dados e coeficientes foram subdivididos nas seguintes categorias:

- condições iniciais do TVR,
- coeficientes do modelo,
- contribuição incremental,
- condições iniciais do tributário Terra Branca,
- condições do efluente da ETE Ipanema,
- condições do tributário Marimbondo,
- características hidráulicas dos corpos d'água simulados (TVR e tributário Terra Branca).

Os resultados dos testes estatísticos de Mann-Whitney encontram-se anexados ao final do trabalho (Anexos I e II). A utilização do teste e os critérios de avaliação da sensibilidade estão explicados no Item 4.5.

### **5.5.1 TVR enquanto rio (sem soleiras)**

Na Tabela 5.4, são apresentados, dentro das categorias acima descritas, quais os coeficientes ou dados de entrada para os quais o modelo do TVR enquanto rio (sem soleiras vertentes) mostrou-se sensível e, conseqüentemente, devem ser considerados importantes quando do levantamento de dados e da geração de resultados usando o modelo.

Observando-se os resultados expostos na Tabela 5.5, percebe-se que o modelo aplicado para representar o TVR enquanto rio sofre maiores influências em função das condições iniciais. Observa-se que, para cada parâmetro, sua condição inicial foi importante. O modelo também se

mostrou sensível à temperatura, exceto para o parâmetro DBO e nitrogênio orgânico, indicando a importância da temperatura nos processos aos quais são submetidos os parâmetros indicadores de qualidade da água.

Também se nota a importância da concentração inicial de clorofila *a* (algas) quando observados os parâmetros fósforo orgânico e inorgânico, indicando provavelmente sua importância nos processos de produção e consumo desses parâmetros.

Quanto aos coeficientes do modelo, observa-se que os coeficientes de conversão foram importantes para todos os parâmetros que são convertidos a outras formas (nitrogênio orgânico, nitrito, nitrato, fósforo orgânico e coliformes) e o OD, exceto para o parâmetro DBO. Ressalta-se que o modelo, em relação ao parâmetro DBO, se mostrou sensível apenas à vazão do afluente do Terra Branca, o córrego Marimbondo.

**Tabela 5.5**

Coeficientes e dados de entrada para os quais o modelo representando o cenário de TVR enquanto rio (sem soleiras vertentes) mostrou-se sensível.

Parâmetro	Condições iniciais do TVR	Coeficientes do modelo	Contribuição incremental	Condições iniciais do Terra Branca	Condições do Marimbondo	Condições do efluente da ETE Ipanema	Características hidráulicas
DBO	DBO	--	--	--	vazão	--	--
OD	T, OD	$k_d, OD_{sat}, f_{nitr}$	vazão	--	--	--	--
N org.	$N_{org}$ , vazão	$k_{oa}, R_{na}$	--	$N_{org}$	vazão	--	$U^1$ no TVR
N amoniacal	T, $N_{amon}$ , vazão	$k_{oa}, \theta_4, \theta_7$	$N_{amon}$	vazão	$N_{amon}$ , vazão	$N_{amon}$ , vazão	$P^2$ do TVR e do Terra Branca
Nitrito	T, $N_{nitri}$	$k_{an}, k_n, \theta_5, f_{nitr}$	$N_{nitri}$ , vazão	--	$N_{nitri}$	--	--
Nitrato	T, $N_{nitra}$ , vazão	$\theta_{11}$	$N_{nitra}$ , vazão	--	$N_{nitra}$ , vazão	vazão	--
P orgânico	T, Algas, $P_{org}$ , vazão	$k_{oi}, \theta_8$	$P_{org}$	--	Algas, $P_{org}$	--	--
P inorgânico	T, Algas, $P_{inorg}$ , vazão	$\theta_8, \theta_{11}$	$P_{org}, P_{inorg}$ , vazão	--	$P_{inorg}$	$P_{org}$	--
Algas	T, Algas	$k_g, \theta_{11}, \theta_{12}$	--	--	Algas, vazão	--	--
<i>E. coli</i>	T, vazão, <i>E. coli</i>	$k_b, \theta_9$	--	--	<i>E. coli</i> , vazão	<i>E. coli</i> , vazão	--

Nota: <sup>1</sup> velocidade média;  
<sup>2</sup> profundidade média.

Além disso, o modelo mostrou-se sensível às concentrações das frações de nitrogênio e fósforo na contribuição incremental da bacia e também à vazão. Este é um ponto importante a ser ressaltado, devido à dificuldade encontrada para a determinação dessas concentrações e vazões incrementais. Atualmente este é um ponto de grande discussão, mas ainda não foram desenvolvidas metodologias específicas para a medição direta desses dados. Esses dados mostraram-se importantes, provavelmente devido às elevadas concentrações que foram consideradas na modelagem, uma vez que a bacia do TVR do rio Araguari está inserida em uma área cujo uso predominante do solo é a agricultura e as pastagens.

O modelo também se mostrou sensível em relação às características do tributário Marimbondo, para diferentes parâmetros simulados. Isso pode ser explicado pela sua vazão, que se apresenta 3 vezes superior à vazão do tributário Terra Branca. Desta forma, as concentrações dos parâmetros considerados no Marimbondo e sua vazão exerceram uma interferência nos resultados da simulação, indicando a necessidade de também se monitorar sua concentração no ponto de confluência com o tributário Terra Branca no caso de serem gerados dados mais próximos da realidade quando da aplicação do modelo empregado ao TVR como rio (sem soleiras).

Menos importantes mostraram-se as condições iniciais do tributário Terra Branca, as características do esgoto da ETE Ipanema e as características hidráulicas dos corpos d'água modelados.

### **5.5.2 TVR enquanto reservatórios (com soleiras)**

Na Tabela 5.6, são apresentados, dentro das categorias anteriormente descritas, quais os coeficientes ou dados de entrada para os quais o modelo de TVR enquanto reservatórios em série (com soleiras vertentes) mostrou-se sensível e, conseqüentemente, devem ser considerados importantes quando da geração de resultados usando o modelo.

Diferentemente do modelo aplicado ao TVR enquanto rio (sem soleiras), o que aplicado para representar o TVR após a instalação das soleiras vertentes sofreu maiores influências quando consideradas as características hidráulicas dos reservatórios em série, principalmente dos volumes e dos tempos de detenção hidráulica destes reservatórios. Essa diferença deu-se pelas

distinções dos modelos, já que o modelo do TVR como rio foi um modelo baseado no conceito de fluxo em pistão, o modelo do TVR como reservatórios em série baseou-se no conceito de mistura completa, que considera cada reservatório como um grande tanque em que a concentração dos parâmetros é a mesma em todos os pontos de seu volume. Nessa condição, os parâmetros permanecem no reservatório num intervalo de tempo (TDH – tempo de detenção hidráulica) durante o qual ocorrerão todos os processos físicos, químicos e biológicos, sendo dessa forma fortemente influenciado pelo TDH de cada reservatório, como comprovou a análise de sensibilidade desse modelo. O tempo de residência é bem maior do que na condição em que o TVR escoava como rio.

**Tabela 5.6**

Coefficientes e dados de entrada para os quais o modelo representando o cenário de TVR enquanto reservatórios em série (com soleiras vertentes) mostrou-se sensível.

Parâmetro	Condições iniciais do TVR	Coefficientes do modelo	Contribuição incremental	Condições iniciais do Terra Branca	Condições do Marimbondo	Condições do efluente da ETE Ipanema	Características hidráulicas
DBO	T, DBO, vazão	$k_1, k_d, \theta_1, \theta_2$	--	--	--	--	TDH's <sup>1</sup> todos os reservatórios
OD	Algas, DBO, OD, vazão, velocidade do vento	$k_d, k_n, \theta_3, f_{nitr}, k_2$ de todos os reservatórios	--	--	--	--	V <sup>2</sup> do reservatório 4, TDH's de todos reservatórios
N org.	--	$\theta_4, \theta_{12}$	N <sub>org</sub>	--	--	--	V dos reservatórios 3 e 4, P <sup>3</sup> do reservatório 5, TDH do reservatório 4
N amon.	T, vazão	$k_{oa}, k_{an}, R_{na}, k_n, f_{nitr}, \theta_4, \theta_5, \theta_{11}$	--	N <sub>amon</sub> , vazão	--	--	V do reservatório 6, P do reservatório 5, TDH do reservatório 1
Nitrito	T, vazão	$k_{an}, k_{nn}, k_n, f_{nitr}, \theta_5, \theta_6$	N <sub>amon</sub>	N <sub>amon</sub> , N <sub>nitri</sub>	--	--	V dos reservatórios 6 e 7, TDH de todos reservatórios
Nitrato	Algas, N <sub>nitra</sub>	$k_g, \theta_{11}$	vazão	--	--	--	V do reservatório 6
P org.	--	$\theta_8$	--	--	--	--	V e TDH do reservatório 4
P inorg.	Algas, P <sub>org</sub> , P <sub>inorg</sub>	$k_g, k_{oi}, R_{pa}, \theta_8, \theta_{11}$	--	Algas, P <sub>inorg</sub>	--	--	V e TDH do reservatório 2, P do reservatório 7
Algas	T, Algas	$\theta_{11}, \theta_{12}$	--	Algas	--	--	V dos reservatórios 4 e 5, L <sup>4</sup> do reservatório 2, P do reservatório 3, TDH do reservatório 4
<i>E. coli</i>	T, vazão, <i>E. coli</i> ,	$k_b, \theta_9$	--	--	--	--	V do reservatório 6, L dos reservatórios 2, 4 e 6, P dos reservatórios 1 e 4, TDH's dos reservatórios 1, 2, 3, 4, 5 e 7.

Nota: <sup>1</sup> tempo de detenção hidráulica;

<sup>2</sup> volume;

<sup>3</sup> profundidade média;

<sup>4</sup> comprimento médio.

Para o modelo de TVR como reservatórios em série, para alguns parâmetros também foi observada a influência das condições iniciais de suas concentrações (DBO, OD, nitrato, fósforo inorgânico e *E. coli*). O mesmo foi observado para a temperatura, comprovando sua influência nos processos químicos, físicos e biológicos aos quais são submetidos os parâmetros de qualidade de água.

Nota-se que, considerando o parâmetro OD, o modelo mostrou-se sensível à velocidade do vento. Isso porque quando foi considerada a condição de reservatórios em série, o coeficiente de reaeração é função da velocidade do vento, enquanto que o mesmo coeficiente quando considerado TVR como rio é função da velocidade da água, ou seja, é a turbulência conseqüente de seu movimento que promove a reaeração do corpo d'água.

Observa-se que também foram relevantes, para a maioria dos parâmetros simulados, seus coeficientes de conversão. Também conforme Tabela 5.6, o modelo não se mostrou sensível às características do córrego Marimbondo, às contribuições incrementais nem às características do esgoto da ETE Ipanema. Isso pode ser explicado pelo fato de o volume de água quando são formados os reservatórios serem elevados, fazendo com que as cargas aportadas pelo córrego, pela contribuição incremental ou pelo esgoto não fossem capazes de interferir nos resultados da aplicação desse modelo.

## 6. CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

A análise dos dados do monitoramento da ETE Ipanema realizado pelo DMAE mostrou que a ETE apresenta ótimas eficiências de remoção, inclusive do nutriente fósforo, devido à etapa de flotação do sistema. A análise também permite antever que a atual contribuição da ETE Ipanema é pequena em relação ao TVR como rio, uma vez que sua vazão média foi de  $6 \text{ L s}^{-1}$ , mais que 1.000 vezes menor que a vazão do TVR, de  $7 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ .

O monitoramento do TVR, que também fez parte do escopo deste trabalho, mostrou uma ótima qualidade da água para o trecho, exceto para o parâmetro DBO, quando comparada com os padrões determinados pela Resolução CONAMA 357/05. Embora as concentrações de DBO encontradas fossem superiores ao padrão da legislação, não foi detectado comprometimento da concentração de OD no trecho em nenhum ponto. Portanto, não se caracteriza como um problema de qualidade da água, uma vez que este aspecto foi respeitado (abertura dada na resolução CONAMA 357/05, que permite valores de DBO acima do limite, desde que as concentrações de OD estejam dentro do padrão).

Além disso, as concentrações de DBO e DQO apresentaram um ligeiro aumento no ponto 3 em relação ao ponto 2 (jusante e montante do deságüe do tributário Terra Branca, respectivamente), mostrando que o Córrego Terra Branca contribui para esse acréscimo, uma vez que estes pontos são muito próximos um do outro.

Em relação aos resultados das simulações realizadas com o objetivo de se analisar a influência da ETE Ipanema e suas possíveis eficiências de remoção, observou-se que a ETE torna-se necessária, principalmente quando são considerados cenários futuros de atendimento populacional (20.000 habitantes). Sua ausência no caso do lançamento de um esgoto bruto produzido por essa população projetada poderia comprometer a qualidade das águas, principalmente para os parâmetros DBO, fósforo total e, conseqüentemente, clorofila *a*. Quanto aos parâmetros nitrogênio e *E. coli*, não se pode fazer a mesma afirmativa, pois a ETE não possui etapa explícita de remoção destes dois parâmetros.

A respeito da remoção de fósforo, esta se torna mais importante quando observados os resultados simulados de clorofila *a* no TVR após a instalação das soleiras vertentes. Embora não

seja ultrapassado o padrão para corpos d'água lânticos para o parâmetro fósforo, as concentrações de clorofila *a* ultrapassam o limite da legislação, uma vez que a formação dos pequenos reservatórios influencia de forma positiva a reprodução das algas.

A análise da influência da compartimentalização no trecho devido à construção das soleiras vertentes sobre a qualidade da água no TVR mostrou que poderá ocorrer um comprometimento da qualidade da água em termos de oxigênio dissolvido, uma vez que, devido à diminuição na reaeração da coluna d'água, poderá haver uma diminuição da concentração de OD no TVR após a formação dos reservatórios em série. Esse é um aspecto a ser ressaltado, uma vez que o OD é o mais importante parâmetro quando é discutida a qualidade da água devido à sua importância para a manutenção da vida em corpos d'água.

A análise de sensibilidade leva a concluir que, uma vez que os modelos não foram sensíveis a certos coeficientes e dados de entrada, esses são pouco importantes quando da aplicação do modelo, ou seja, mesmo que estejam sendo aplicados modelos utilizando esses dados de entrada ou coeficientes com valores que não correspondem à realidade, esse erro não levará a uma deterioração significativa da qualidade dos resultados obtidos. Quando se diz que eles não são importantes ao modelo, significa que não são necessários gastos com trabalhos de campo ou pesquisas mais aprofundadas quanto ao valor a ser aplicado, sendo que uma aproximação baseada em revisão bibliográfica confiável mostra-se suficiente. Relembrando que os dados e coeficientes referentes à reaeração devido ao fluxo vertido nas soleiras não foi testado nas análises de sensibilidade. Além disso, ressalta-se que tal conclusão é específica para o trecho em que o modelo foi aplicado, não podendo ser extensível a outros cenários.

Em relação ao modelo considerando o TVR como rio (sem soleiras), mostraram-se relevantes as concentrações iniciais dos parâmetros no TVR e a temperatura da água enquanto dados acerca das condições iniciais no TVR, as características do efluente da ETE Ipanema e as características hidráulicas não tiveram influência expressiva na análise de incerteza.

Apesar de ter sido constatada durante a análise de sensibilidade a importância das contribuições incrementais quando observado o modelo do TVR enquanto rio (sem soleiras vertentes), esse é

um ponto de difícil solução por ainda não existirem metodologias suficientemente simples para a obtenção de informações acerca de concentração e vazão incremental de uma bacia.

No que tange à análise de sensibilidade do modelo enquanto reservatórios em série (com soleiras), os aspectos ligados às características hidráulicas dos reservatórios, principalmente o tempo de detenção hidráulica, praticamente dominaram a sensibilidade e a variância das respostas do modelo. Já as características do córrego Marimbondo, as condições das contribuições incrementais e as características do efluente da ETE Ipanema não exerceram grande influência sobre os resultados do modelo.

Os coeficientes de conversão dominaram a sensibilidade de ambos os modelos, levando a concluir que sua determinação deve ser realizada de forma cuidadosa no caso de se desejar obter resultados mais próximos à realidade.

É importante ressaltar que a modelagem da água mostra-se uma ferramenta bastante poderosa no suporte a decisões. Entretanto, quanto maior a complexidade do modelo a ser aplicado, maiores são os esforços computacionais e de trabalho de campo e laboratório para levantamento de dados de entrada e coeficientes dos modelos. O modelo é uma aproximação de uma realidade bastante dinâmica, por isso, os resultados obtidos nas simulações não podem ser tomados como valores verdadeiros, e sim como tendências de comportamento do trecho analisado.

Neste momento não é possível afirmar que os modelos aplicados foram satisfatórios, já que não é possível comparar seus resultados com resultados de um monitoramento do TVR operando como uma série de reservatórios, uma vez que as soleiras tiveram sua instalação finalizada em meados de 2007. Recomenda-se, portanto, uma continuidade deste trabalho, em que os resultados sejam confrontados com os resultados do monitoramento do TVR. Além disso, poderia ser realizada a calibração do modelo, que então forneceria resultados ainda mais consistentes.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALBIZURI, R.G., BIACO, C. A qualidade da água em reservatórios do setor elétrico. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, 12., 1997, Vitória, ES. Anais... Vitória: Associação Brasileira de Recursos Hídricos. ES, 1997.

ANA – Agência Nacional das Águas. *Projeto de Gerenciamento Integrado das Atividades Desenvolvidas em Terra na Bacia do São Francisco*. Subprojeto 4.5C – Plano Decenal de Recursos Hídricos da Bacia Hidrográfica do Rio São Francisco -PBHSF (2004-2013). Estudo Técnico de Apoio ao PBHSF – Nº 16, 2004.

ANH, D.T., BONNET, M.P., VACHAUD, G. MINH, CV. PRIEUR, N., DUC, L.V., ANH, L.L. Biochemical modeling of the Nhue River (Hanoi, Vietnam): practical identifiability analysis and parameter estimation. *Ecological modeling*, n. 193, p. 182-204, 2006.

ARCEIVALA, S.J. *Wastewater treatment and disposal: Engineering and ecology in pollution control*. New York: Marcel Dekker, 1981.

APHA, AWWA, WEF. *Standard methods for the examination of water and wastewater*. 20ª edição. Washington, 1998.

BITTENCOURT, A.G., et al. Modelagem matemática do rio Tietê com Modelo QUAL2EU para preparação do Projeto Tietê. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 18, 1995, Salvador-BA. Anais. Rio de Janeiro: ABES, 1995.

BOWIE, L.G. et al. *Rates, constants and kinetics formulations in surface water quality modeling*. 2 ed. EPA, 1985.

BRANCO, S.M., ROCHA, A.A. *Poluição, proteção e usos múltiplos de represas*. São Paulo: Edgard Blücher, CETESB, 1977.

BROWN, L.C., BARNWELL Jr, T.O. *The enhanced stream water quality models QUAL2E and QUAL2E-UNCAS: Documentation and user manual*. EPA, 1987.

CAMPOS, M.C.S. *Utilização do modelo QUAL2E para o estudo do decaimento bacteriano na bacia do rio das Velhas*. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídrico). Escola de Engenharia, Universidade Federal de Minas Gerais, 1997.

CASTAGNINO, W.A. *Polucion de água: Modelo y control*. Lima: CEPIS, 1977.

CHAPRA, S.C. *Surface water-quality modeling*. New York: McGraw Hill, 1997.

COBRAPE – Companhia Brasileira de Projetos e Empreendimentos. Modelagem matemática do rio Tietê com modelo QUAL2EU para preparação do Projeto Tietê. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 18, 1995, Salvador-BA. Anais. Rio de Janeiro: ABES, 1995.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE (CONAMA). Resolução n. 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. Publicação no Diário Oficial da União em 18 de março de 2005.

COX, B.A. A review of currently available in-stream water-quality models and their applicability for simulating dissolved oxygen in lowland rivers. *The science of the total environment*, n.314-316, p. 335-377, 2003.

DEFLANDRE, A. et al. Analysis of the QUESTOR water quality model using a Fourier amplitude sensitivity test (FAST) for two UK rivers. *Science of the total environment*. In press, 2005.

EIGER, S. Modelos de Simulação de qualidade da água: qualidade da água em rios e estuários. In: PORTO, R.L.L. (Org.) *Hidrologia ambiental*. Coleção ABRH de Recursos Hídricos. Vol.3. São Paulo: Editora da Universidade de São Paulo: Associação Brasileira de Recursos Hídricos, 1991.

ENGEVIX, Programa de Garantia das Condições Hidrológicas e Ambientais no Trecho de Vazão Reduzida, *Plano de Controle Ambiental – Capim Branco I*, 2002.

ENSINK, J.H.J. et al. Wastewater use in India: the impact of irrigation weirs on water quality and farmer health. In: WEDC INTERNATIONAL CONFERENCE – SUSTAINABLE

DEVELOPMENT OF WATER RESOURCES, WATER SUPPLY AND ENVIRONMENTAL SANITATION, 32, 2006. Anais: WEDC. Colombo, Sri Lanka, 2006.

ESTEVEES, F.A. *Fundamentos de limnologia*. 2 ed. Rio de Janeiro: Interciência/FINEP, 1988

FAIR, G.M., GEYER, J.C., OKUN, D.A. *Purificación de aguas y tratamiento y remocion de aguas residuales* (Water and wastewater engineering). Trad. Salvador Ayanegui J. México: Ed. Limusa, Vol. 2, 1973.

FERREIRA, A.B., SANTOS, C.R., BRITO, J.L.S., ROSA, R. Análise comparativa do uso e ocupação do solo na área de influência da usina hidrelétricas Capim Branco I a partir de técnicas de geoprocessamento. In: XII SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 2005, Goiânia-GO. Anais. Goiânia: INPE, 2005.

GIBBONS, J.D. Nonparametrics statistics. In: WADSWORTH JR, H.M. *Handbook of statistical methods for engineering and scientist*. New York: McGraw-Hill, 1990.

HAMILTON, D.P., HOCKING, G.C., PATTERSON, J.C. Criteria for selection of spatial dimension in the application of one- and two-dimensional water quality models. *Mathematics and computers in simulation*, n. 43, p. 387-393, 1997.

HAMILTON, D.P., SCHLADOW, S.G. Prediction of water quality in lakes and reservoirs. Part I – Model description. *Ecological Modelling*, n. 96, p. 91-110, 1997.

HOLOS. *Rio Araguari no trecho de vazão reduzida do AHE Capim Branco I: Simulação da qualidade da água*. Atendimento à condicionante de Licença de Operação, FEAM, 2006.

INMET – Instituto Nacional de Meteorologia. *Gráficos: banco de dados observados*. 2006. <<http://www.inmet.gov.br/html/observacoes.php?lnk=Gráficos>> Visitado em: 15 de out. 2006.

IWA Task Group on River Water Quality Modeling. *Scientific and technical report n° 12: River water quality model n° 1*. Londres: IWA Publishing, 2001.

JAMES, A. (Ed.) *An introduction to water quality modelling*. 2 ed. Londres: John Wiley & Sons, 1993.

- JÖRGENSEN, S.E. A eutrophication model for a lake. *Ecological modeling*. Vol. 2, p. 147-165, 1976.
- KELLNER, E., PIRES, E.C. *Lagoas de estabilização: projeto e operação*. Rio de Janeiro: ABES, 1998.
- KIELY, G. *Environmental engineering*. Boston: Irwin McGraw-Hill. 1997.
- LA ROVERE, E.L. Energia e Meio Ambiente. In: MARGULIS, S. (Ed.) *Meio Ambiente: Aspectos técnicos e econômicos*. Brasília: IPEA/PNUD. 1990.
- LINDENSCHMIDT, K.E. The effect of complexity on parameter sensitivity and model uncertainty in river water quality modelling. *Ecological modelling*. Vol. 190, p. 72-86, 2006.
- McINTYRE, N. et. al. Sensitivity analysis of a catchment-scale nitrogen model. *Journal of hydrology*. Vol. 315, p. 71-92, 2005.
- MENON, P., BILLEN, G., SERVAIS, P. Mortality rates of autochthonous and fecal bacterial in natural aquatic ecosystems. *Water research*. Vol. 37, p. 4151-4158, 2003.
- METCALF & EDDY, Inc. *Wastewater engineering, treatment and reuse*. McGraw-Hill, New York, 2003.
- MORTARI, D. Uma abordagem geral sobre a vazão remanescente, em trechos “curtocircuitados”, de usinas hidrelétricas. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, 12., 1997, Vitória, ES. Anais... Vitória: Associação Brasileira de Recursos Hídricos. ES, 1997.
- MOTA, S. *Introdução à engenharia ambiental*. 2 ed. aum. Rio de Janeiro: ABES, 2000.
- NAGHETTINI, M., PINTO, E.J.A. *Hidrologia estatística*. No prelo.
- NOGUEIRA, V.P.Q. Qualidade da água em lagos e reservatórios. In: PORTO, R.L. (Org.) *Hidrologia ambiental*. Coleção ABRH de Recursos Hídricos. Vol.3. São Paulo: Editora da Universidade de São Paulo: Associação Brasileira de Recursos Hídricos, 1991.

PALMIERI, V., CARVALHO, R.J. Qual2e model for Corumbataí river. *Ecological modelling*. Vol. 198, edições 1-2, p. 269-275, 2006.

PASTRES, R., CIAVATTA, S. A comparison between the uncertainties in model parameters and in forcing functions: its application to a 3D water-quality model. *Environmental modelling & software*. Vol. 20, p. 981-989, 2005.

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

POTAMOS. *Estudo aprofundado para caracterização e indicações de manejo sustentado do trecho de vazão reduzida entre a barragem e a casa de força: Estudos de Viabilidade – Usina Hidrelétrica Capim Branco I*. CEMIG, Belo Horizonte, 1998.

POTAMOS. *Avaliação hidráulica do trecho de vazões reduzidas: Implantação das soleiras vertentes – AHE Capim Branco I*. CCBE, HOLOS Engenharia, Belo Horizonte, 2006.

REDDY, K.R., O'CONNOR, G.A., SCHELSKE, C.L. (Ed.) *Phosphorus biogeochemistry in subtropical ecosystems*. Florida: Lewis Publishers, 1999.

REYNOLDS, C.S., IRISH, A.E. Modelling phytoplankton dynamics in lakes and reservoirs: the problem of in-situ growth rates. *Hydrobiologia*. Vol. 349, p. 5-17, 1997.

RODRIGUES, S.C., BACARRO, C.A., MEDEIROS, S.M, FERREIRA, I.L. Mapeamento geomorfológico da bacia do rio Araguari(MG). In: LIMA, S.C., SANTOS, R.J. (Org.) *Gestão ambiental da bacia do rio Araguari: rumo ao desenvolvimento sustentável*. Uberlândia: UFU/Instituto de Geografia, 2004.

RORIZ, G.M. *Desenvolvimento de sistema de suporte à decisão em recursos hídricos através da automatização dos modelos QUAL2E e GWLF*. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental). Centro Tecnológico, Universidade Federal do Espírito Santo, 2002.

ROSA, R., FERREIRA, A.B., SANTOS, C.R., BRITO, J.L.S. Análise comparativa do uso e ocupação do solo na área de influência da Usina Hidrelétrica Capim Branco I a partir de técnicas de geoprocessamento. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 7, 2005, Goiânia, GO. Anais... INPE, 2005.

RUFIER, P.J., BOULE, W.C., KLEINSSCHMIDT, J. Short-term acute bioassays to evaluate ammonia toxicity and effluent standards. *Journal of Water Pollution Control Federation*, Vol. 53, n. 3, p. 367-377, 1981.

SANTOS, A.H.M., RIBEIRO Jr, L.U., GARCIA M.A.R.A., SEVERI, M.A. Vazão Remanescente no Trecho de Vazão Reduzida de Pequenas Centrais Hidrelétricas. In: XV SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, ABRH, Curitiba, PR, 2003.

SANTOS, L., BACCARO, C.A.D. Caracterização geomorfológica da bacia do rio Tijuco. *Caminhos da geografia: revista online*, n. 11, p. 1-21, 2004. <[http://www.ig.ufu.br/caminhos\\_de\\_geografia.html](http://www.ig.ufu.br/caminhos_de_geografia.html)> Visitado em: 09 de out. 2006.

SEMAD Secretaria de Estado de Meio Ambiente e Desenvolvimento Sustentável. *Sistema integrado de informação ambiental: Legislação ambiental*. 2007. <<http://www.siam.mg.gov.br/>> Visitado em 15 de jan. 2007.

SNOWLING, S.D., KRAMER, J.R. Evaluating modelling uncertainty for model selection. *Ecological modelling*. Vol. 138, p. 17-30, 2001.

THOMANN, R.V., MUELLER, J.A. *Principles of surface water quality modeling and control*. New York: Harper & Row, 1987.

TUCCI, C.E. Modelos de qualidade da água em reservatórios. In: SILVA, R.V. (Ed.). *Métodos numéricos em recursos hídricos*. Rio de Janeiro: ABRH, 1989.

VAL, M.C. *Aplicação do modelo de simulação da qualidade das águas de rios – QUAL2E: análise do balanço de oxigênio dissolvido em um trecho da bacia hidrográfica do rio Paraopeba em Minas Gerais*. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídrico). Escola de Engenharia, Universidade Federal de Minas Gerais, 2001.

VON SPERLING, M. Calibração e análise de sensibilidade de modelos ambientais com base em simulação Monte Carlo. In: I SIMPÓSIO DE RECURSOS HÍDRICOS DO CONE SUL; SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, Gramado-RS, 7-12 Novembro 1993, Vol. I, pp. 556-565, 1993a.

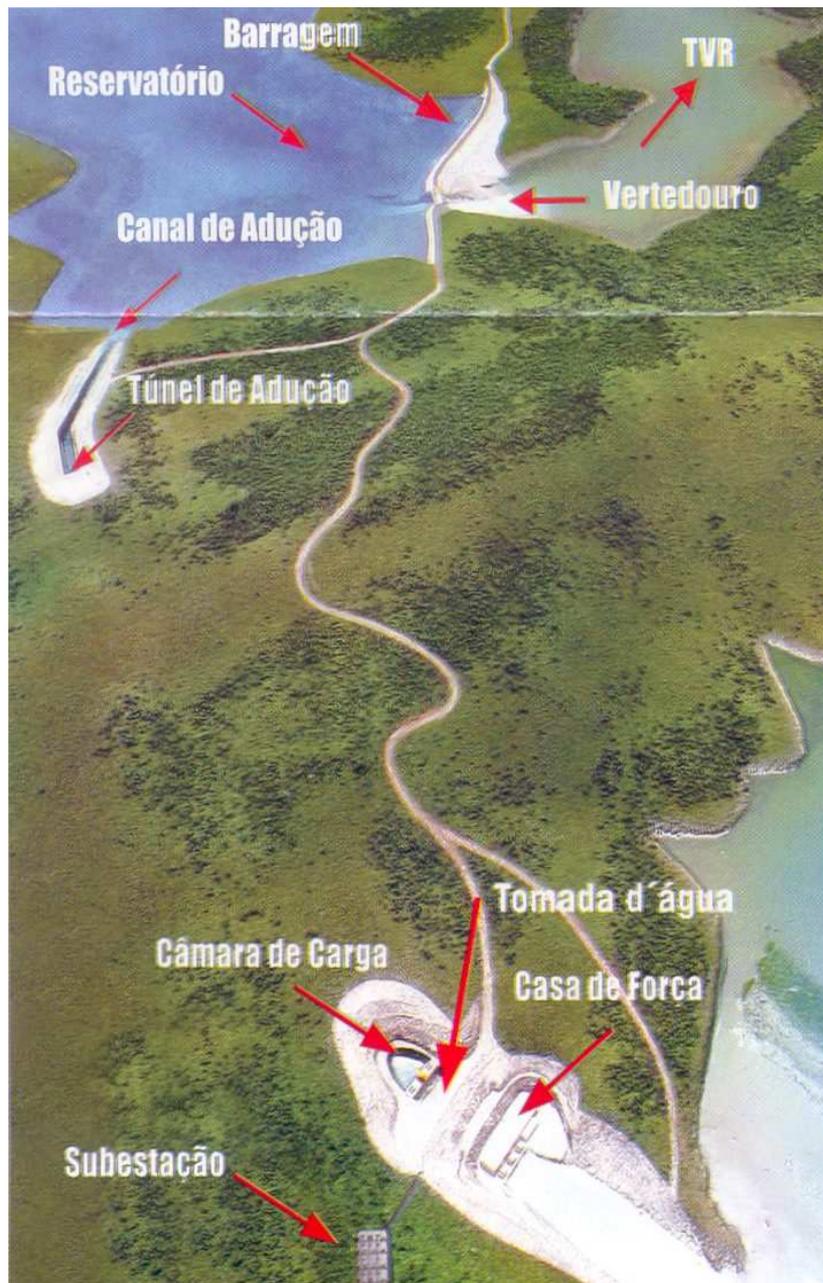
VON SPERLING, M. Análise da incerteza em estudos ambientais. Aplicação na modelagem da qualidade da água de rios. *Bio Engenharia Sanitária e Ambiental. Encarte Técnico*, Ano II, No. 1. pp. 2-10, 1993b.

VON SPERLING, M. *Introdução á qualidade das águas e ao tratamento de esgotos*. Princípios de tratamento biológico de águas residuárias, Vol. 1. 3ª ed. Belo Horizonte: DESA/UFMG, 2005.

VON SPERLING, M. Estudos e modelagem da qualidade da água de rios. No prelo

YANG, M.D., SYKE, R.M., MERRY, C.J. Estimation of algal biological parameters using water quality modeling and SPOT satellite data. *Ecological Modelling*, n. 125, p. 1-13, 2000.

**ANEXO I – ARRANJO GERAL DA USINA HIDRELÉTRICA DE CAPIM  
BRANCO I – RIO ARAGUARI**



**ANEXO II – RESULTADOS DO TESTE ESTATÍSTICO MANN-WHITNEY  
APLICADO AOS RESULTADOS DO MODELO EMPREGADO PARA  
REPRESENTAR O TVR OPERANDO COMO RIO (SEM SOLEIRAS  
VERTENTES)**

DBO

$k_1$	0,633173	$\theta_2$	0,261562	DBO <sub>esg</sub>	0,188704	Q <sub>inc</sub>	0,965678
$k_d$	0,473547	<b>DBO<sub>0</sub></b>	<b>0,000121</b>	Q <sub>esg</sub>	0,913422	U <sub>med</sub>	0,934902
$k_s$	0,989981	Q <sub>0</sub>	0,769945	DBO <sub>M</sub>	0,926895	H <sub>med</sub>	0,577022
T	0,617664	DBOt <sub>0</sub>	0,279263	<b>Q<sub>M</sub></b>	<b>0,024483</b>	Ut <sub>med</sub>	0,461471
$\theta_1$	0,932116	Qt <sub>0</sub>	0,749520	DBO <sub>inc</sub>	0,099188	Ht <sub>med</sub>	0,555091

OD

$k_2$	0,958137	$\theta_3$	0,115162	Namont <sub>0</sub>	0,442238	OD <sub>M</sub>	0,890351
$k_g$	0,564995	$\theta_5$	0,797279	Nnitrit <sub>0</sub>	0,394195	Q <sub>M</sub>	0,423341
$k_{ra}$	0,202918	$\theta_6$	0,473765	ODt <sub>0</sub>	0,661771	DBO <sub>inc</sub>	0,480966
$k_d$	0,048074	$\theta_{10}$	0,485205	Qt <sub>0</sub>	0,804054	Namon <sub>inc</sub>	0,508315
S <sub>d</sub>	0,697334	$\theta_{11}$	0,121777	Algas <sub>esg</sub>	0,080881	Nnitri <sub>inc</sub>	0,986842
$k_{an}$	0,632171	$\theta_{12}$	0,271607	DBO <sub>esg</sub>	0,273955	OD <sub>inc</sub>	0,457883
$k_{nn}$	0,621218	Algas <sub>0</sub>	0,994142	Namon <sub>esg</sub>	0,282405	<b>Q<sub>inc</sub></b>	<b>0,032649</b>
<b>OD<sub>sat</sub></b>	<b>0,000154</b>	DBO <sub>0</sub>	0,988896	Nnitri <sub>esg</sub>	0,293541	<b>fnitr</b>	<b>0,009969</b>
R <sub>O2amon</sub>	0,604219	Namon <sub>0</sub>	0,784785	OD <sub>esg</sub>	0,144738	U <sub>med</sub>	0,602462
R <sub>O2nitri</sub>	0,576162	Nnitri <sub>0</sub>	0,647689	Q <sub>esg</sub>	0,945133	H <sub>med</sub>	0,616582
$k_n$	0,201793	<b>OD<sub>0</sub></b>	<b>0,000534</b>	Algas <sub>M</sub>	0,111296	Ut <sub>med</sub>	0,671653
R <sub>oca</sub>	0,201793	Q <sub>0</sub>	0,218452	DBO <sub>M</sub>	0,251773	Ht <sub>med</sub>	0,966871
R <sub>opa</sub>	0,478854	Algast <sub>0</sub>	0,932056	Namon <sub>M</sub>	0,830872	kt <sub>2</sub>	0,851095
<b>T</b>	<b>0,003741</b>	DBOt <sub>0</sub>	0,741758	Nnitri <sub>M</sub>	0,773436		

N orgânico

$k_{ra}$	0,919307	$\theta_{12}$	0,669681	Algas <sub>esg</sub>	0,796889	Q <sub>inc</sub>	0,443812
$k_{so}$	0,808493	Algas <sub>0</sub>	0,158677	Norg <sub>esg</sub>	0,505342	<b>U<sub>med</sub></b>	<b>0,048593</b>
<b>k<sub>oa</sub></b>	<b>0,020159</b>	<b>Norg<sub>0</sub></b>	<b>0,000810</b>	Q <sub>esg</sub>	0,521576	H <sub>med</sub>	0,922002
<b>R<sub>na</sub></b>	<b>0,039233</b>	<b>Q<sub>0</sub></b>	<b>0,000057</b>	Algas <sub>M</sub>	0,782048	Ut <sub>med</sub>	0,129938
T	0,902026	Algast <sub>0</sub>	0,276506	Norg <sub>M</sub>	0,531515	Ht <sub>med</sub>	0,353138
$\theta_2$	0,665458	<b>Norgt<sub>0</sub></b>	<b>0,032210</b>	<b>Q<sub>M</sub></b>	<b>0,000015</b>		
$\theta_4$	0,589314	Qt <sub>0</sub>	0,441729	Norg <sub>inc</sub>	0,698396		

N amoniaco

$k_g$	0,771673	$\theta_7$	<b>0,009724</b>	<b>Qt<sub>0</sub></b>	<b>0,013284</b>	Norg <sub>inc</sub>	0,242110
S <sub>amon</sub>	0,948571	$\theta_{11}$	0,163691	Algas <sub>esg</sub>	0,102516	<b>Namon<sub>inc</sub></b>	<b>0,000609</b>
<b>k<sub>oa</sub></b>	<b>0,019758</b>	Algas <sub>0</sub>	0,510300	Norg <sub>esg</sub>	0,763891	Q <sub>inc</sub>	0,004264
$k_{an}$	0,074610	Norg <sub>0</sub>	0,561294	<b>Namon<sub>esg</sub></b>	<b>0,000102</b>	fnitr	0,598100
R <sub>na</sub>	0,596048	<b>Namon<sub>0</sub></b>	<b>0,000662</b>	<b>Q<sub>esg</sub></b>	<b>0,000057</b>	U <sub>med</sub>	0,491831
<b>T</b>	<b>0,000056</b>	<b>Q<sub>0</sub></b>	<b>0,000542</b>	Algas <sub>M</sub>	0,854844	<b>H<sub>med</sub></b>	<b>0,001336</b>
$k_n$	0,407453	Algast <sub>0</sub>	0,713227	Norg <sub>M</sub>	0,622353	Ut <sub>med</sub>	0,309143
$\theta_4$	<b>0,000174</b>	Norgt <sub>0</sub>	0,703691	<b>Namon<sub>M</sub></b>	<b>0,000021</b>	<b>Ht<sub>med</sub></b>	<b>0,012080</b>
$\theta_5$	0,589231	Namont <sub>0</sub>	0,261504	<b>Q<sub>M</sub></b>	<b>0,000001</b>		

Nitrito

<b>k<sub>an</sub></b>	<b>0,000303</b>	<b>Nnitri<sub>0</sub></b>	<b>0,000003</b>	Q <sub>esg</sub>	0,582513	<b>fnitr</b>	<b>0,000024</b>
$k_{nn}$	0,776062	Q <sub>0</sub>	0,626662	Namon <sub>M</sub>	0,065494	U <sub>med</sub>	0,918048
<b>T</b>	<b>0,005243</b>	Namont <sub>0</sub>	0,958753	<b>Nnitri<sub>M</sub></b>	<b>0,000001</b>	H <sub>med</sub>	0,679555
<b>kn</b>	<b>0,000089</b>	Nnitrit <sub>0</sub>	0,366288	Q <sub>M</sub>	0,451990	Ut <sub>med</sub>	0,945095
<b><math>\theta_5</math></b>	<b>0,000002</b>	Qt <sub>0</sub>	0,83515	Namon <sub>inc</sub>	0,875732	Ht <sub>med</sub>	0,916103
$\theta_6$	0,901108	Namon <sub>esg</sub>	0,573119	Nnitri <sub>inc</sub>	0,947824		
Namon <sub>0</sub>	0,462783	Nnitri <sub>esg</sub>	0,277075	<b>Q<sub>inc</sub></b>	<b>0,008432</b>		

Nitrato

$k_g$	0,992522	$Nnitr_0$	0,144961	$Nnitr_{esq}$	0,649157	$Nnitra_{inc}$	<b>0,000006</b>
$k_{nn}$	0,239129	$Nnitra_0$	<b>0,000003</b>	$Nnitra_{esq}$	0,141871	$fnitr$	0,314186
$R_{na}$	0,180348	$Q_0$	<b>0,000030</b>	$Q_{esq}$	<b>0,007499</b>	$U_{med}$	0,482538
$T$	<b>0,004981</b>	$Algast_0$	0,717675	$Algas_M$	0,903879	$H_{med}$	0,606207
$k_n$	0,166904	$Nnitr_0$	0,619620	$Nnitr_M$	0,321287	$U_{tmed}$	0,592344
$\theta_6$	0,102267	$Nnitr_0$	0,786510	$Nnitra_M$	<b>0,000001</b>	$H_{tmed}$	0,326355
$\theta_{11}$	<b>0,002192</b>	$Qt_0$	0,730557	$Q_M$	<b>0,027771</b>		
$Algas_0$	0,491045	$Algas_{esq}$	0,990221	$Nnitr_{inc}$	0,985760		

P orgânico

$k_{ra}$	0,935144	$\theta_{12}$	0,671141	$Algas_{esq}$	0,386072	$Q_{inc}$	0,050424
$k_{oi}$	<b>0,025315</b>	$Algas_0$	<b>0,038536</b>	$Porg_{esq}$	0,915645	$U_{med}$	0,245236
$k_{spo}$	0,216260	$Porg_0$	<b>0,000007</b>	$Q_{esq}$	0,169005	$H_{med}$	0,386686
$R_{pa}$	0,845984	$Q_0$	<b>0,000150</b>	$Algas_M$	<b>0,011768</b>	$U_{tmed}$	0,062512
$T$	<b>0,038705</b>	$Algast_0$	0,165148	$Porg_M$	<b>0,000001</b>	$H_{tmed}$	0,485272
$\theta_2$	0,901874	$Porg_0$	0,165969	$Q_M$	0,427054		
$\theta_8$	<b>0,001226</b>	$Qt_0$	0,571293	$Porg_{inc}$	<b>0,000453</b>		

P inorgânico

$k_g$	0,146155	$Algas_0$	<b>0,002258</b>	$Algas_{esq}$	0,378262	$Porg_{inc}$	<b>0,031094</b>
$k_{oi}$	0,068388	$Porg_0$	0,599606	$Porg_{esq}$	<b>0,018467</b>	$Pinorg_{inc}$	<b>0,000066</b>
$S_{pinorg}$	0,931572	$Pinorg_0$	<b>0,000069</b>	$Pinorg_{esq}$	0,414006	$Q_{inc}$	<b>0,000008</b>
$R_{pa}$	0,227205	$Q_0$	<b>0,000003</b>	$Q_{esq}$	0,790772	$U_{med}$	0,051927
$T$	<b>0,000166</b>	$Algast_0$	0,352042	$Algas_M$	0,452170	$H_{med}$	0,857145
$\theta_7$	0,244639	$Porg_0$	0,227794	$Porg_M$	0,882244	$U_{tmed}$	0,778835
$\theta_8$	<b>0,000064</b>	$Pinorg_0$	0,851976	$Pinorg_M$	<b>0,000027</b>	$H_{tmed}$	0,250266
$\theta_{11}$	<b>0,000009</b>	$Qt_0$	0,074161	$Q_M$	0,685938		

Algas

$k_g$	<b>0,000092</b>	$\theta_{12}$	<b>0,021423</b>	$Alga_{esq}$	0,943496	$U_{med}$	0,839843
$k_{ra}$	0,128504	$Algas_0$	<b>0,000007</b>	$Q_{esq}$	0,175636	$H_{med}$	0,262548
$V_a$	0,602068	$Q_0$	0,200701	$Algas_M$	<b>0,000004</b>	$U_{tmed}$	0,979116
$T$	<b>0,000005</b>	$Algast_0$	0,131230	$Q_M$	<b>0,039881</b>	$H_{tmed}$	0,105431
$\theta_{11}$	<b>0,000057</b>	$Qt_0$	0,744180	$Q_{inc}$	0,433707		

E. coli

$k_b$	<b>0,049083</b>	$CTMt_0$	0,021393	$Q_M$	<b>0,000001</b>	$U_{tmed}$	0,497414
$T$	<b>0,039710</b>	$Qt_0$	0,588608	$CTM_{inc}$	0,134586	$H_{tmed}$	0,116058
$\theta_9$	<b>0,000045</b>	$CTM_{esq}$	<b>0,000005</b>	$Q_{inc}$	0,800326		
$CTM_0$	0,569766	$Q_{esq}$	<b>0,000545</b>	$U_{med}$	0,343603		
$Q_0$	<b>0,000070</b>	$CTM_M$	<b>0,000047</b>	$H_{med}$	0,206360		

**ANEXO III - RESULTADOS DO TESTE ESTATÍSTICO MANN-WHITNEY  
APLICADO AOS RESULTADOS DO MODELO EMPREGADO PARA  
REPRESENTAR O TVR OPERANDO COMO RESERVATÓRIOS EM  
SÉRIE (COM SOLEIRAS VERTENTES)**

## DBO

$k_1$	<b>0,000010</b>	DBO <sub>inc</sub>	0,931053	L <sub>2</sub>	0,691870	H <sub>5</sub>	0,803187
$k_d$	<b>0,000003</b>	Q <sub>inc</sub>	0,901919	L <sub>3</sub>	0,447000	H <sub>6</sub>	0,872222
$k_s$	0,271612	V <sub>1</sub>	0,493199	L <sub>4</sub>	0,074579	H <sub>7</sub>	0,572550
$T$	<b>0,000007</b>	V <sub>2</sub>	0,633276	L <sub>5</sub>	0,311138	<b>TDH<sub>1</sub></b>	<b>0,000001</b>
$\theta_1$	<b>0,000003</b>	V <sub>3</sub>	0,376344	L <sub>6</sub>	0,695604	<b>TDH<sub>2</sub></b>	<b>0,000001</b>
$\theta_2$	<b>0,000002</b>	V <sub>4</sub>	0,671389	L <sub>7</sub>	0,967817	<b>TDH<sub>3</sub></b>	<b>0,000002</b>
DBO <sub>0</sub>	<b>0,000012</b>	V <sub>5</sub>	0,575996	H <sub>1</sub>	0,426517	<b>TDH<sub>4</sub></b>	<b>0,000045</b>
Q <sub>0</sub>	<b>0,000085</b>	V <sub>6</sub>	0,123890	H <sub>2</sub>	0,900178	<b>TDH<sub>5</sub></b>	<b>0,000001</b>
DBO <sub>t</sub>	0,135284	V <sub>7</sub>	0,936648	H <sub>3</sub>	0,053535	<b>TDH<sub>6</sub></b>	<b>0,000011</b>
Q <sub>t</sub>	0,888961	L <sub>1</sub>	0,966940	H <sub>4</sub>	0,337353	<b>TDH<sub>7</sub></b>	<b>0,000253</b>

## OD

$k_d$	0,900897	$k_{2\ 1}$	<b>0,029297</b>	DBO <sub>inc</sub>	0,754298	L <sub>6</sub>	0,963018
$k_{ra}$	0,999031	$k_{2\ 2}$	<b>0,005932</b>	Namon <sub>inc</sub>	0,828950	L <sub>7</sub>	0,811867
$k_d$	<b>0,000001</b>	$k_{2\ 3}$	<b>0,000048</b>	Nnitr <sub>inc</sub>	0,511622	H <sub>1</sub>	0,126646
S <sub>d</sub>	0,872212	$k_{2\ 4}$	<b>0,001014</b>	OD <sub>inc</sub>	0,399662	H <sub>2</sub>	0,989694
$k_{an}$	0,760933	$k_{2\ 5}$	<b>0,042899</b>	Q <sub>inc</sub>	0,753711	H <sub>3</sub>	0,761690
$k_{nn}$	0,634679	$k_{2\ 6}$	<b>0,000081</b>	<b>f<sub>nitr</sub></b>	<b>0,000002</b>	H <sub>4</sub>	0,675326
OD <sub>sat</sub>	0,206568	$k_{2\ 7}$	0,089108	<b>vel vento</b>	<b>0,005688</b>	H <sub>5</sub>	0,180782
R <sub>O2amon</sub>	0,651292	<b>Algas<sub>0</sub></b>	<b>0,000009</b>	V <sub>1</sub>	0,078715	H <sub>6</sub>	0,893384
R <sub>O2nitri</sub>	0,191439	<b>DBO<sub>0</sub></b>	<b>0,000001</b>	V <sub>2</sub>	0,995684	H <sub>7</sub>	0,126811
R <sub>oca</sub>	0,570037	Namon <sub>0</sub>	0,318067	V <sub>3</sub>	0,478614	TDH <sub>1</sub>	0,115425
R <sub>opa</sub>	0,245665	Nnitri <sub>0</sub>	0,855027	<b>V<sub>4</sub></b>	<b>0,010305</b>	<b>TDH<sub>2</sub></b>	<b>0,014136</b>
T	0,482667	<b>OD<sub>0</sub></b>	<b>0,000001</b>	V <sub>5</sub>	0,144561	<b>TDH<sub>3</sub></b>	<b>0,016854</b>
<b>kn</b>	<b>0,049572</b>	<b>Q<sub>0</sub></b>	<b>0,001020</b>	V <sub>6</sub>	0,781874	<b>TDH<sub>4</sub></b>	<b>0,010305</b>
<b><math>\theta_3</math></b>	<b>0,000036</b>	Algas <sub>t</sub>	0,173554	V <sub>7</sub>	0,992073	<b>TDH<sub>5</sub></b>	<b>0,003133</b>
$\theta_5$	0,986083	DBO <sub>t</sub>	0,890155	L <sub>1</sub>	0,383131	<b>TDH<sub>6</sub></b>	<b>0,016874</b>
$\theta_6$	0,537455	Namon <sub>t</sub>	0,688202	L <sub>2</sub>	0,918575	<b>TDH<sub>7</sub></b>	<b>0,002999</b>
$\theta_{10}$	0,558846	Nnitri <sub>t</sub>	0,775946	L <sub>3</sub>	0,534535		
$\theta_{11}$	0,996300	Odt	0,153739	L <sub>4</sub>	0,957387		
$\theta_{12}$	0,614208	Q <sub>t</sub>	0,984938	L <sub>5</sub>	0,673391		

## N orgânico

$k_{ra}$	0,744453	<b>Norg<sub>inc</sub></b>	<b>0,047753</b>	L <sub>3</sub>	0,333832	H <sub>7</sub>	0,652297
$k_{so}$	0,753030	Q <sub>inc</sub>	0,429259	L <sub>4</sub>	0,647286	TDH <sub>1</sub>	0,872076
$k_{oa}$	0,517919	V <sub>1</sub>	0,994444	L <sub>5</sub>	0,052403	TDH <sub>2</sub>	0,773603
R <sub>na</sub>	0,325340	V <sub>2</sub>	0,786182	L <sub>6</sub>	0,500882	TDH <sub>3</sub>	0,209915
T	0,711661	<b>V<sub>3</sub></b>	<b>0,049880</b>	L <sub>7</sub>	0,331804	<b>TDH<sub>4</sub></b>	<b>0,005529</b>
$\theta_2$	0,457994	<b>V<sub>4</sub></b>	<b>0,000145</b>	H <sub>1</sub>	0,763849	TDH <sub>5</sub>	0,244599
<b><math>\theta_4</math></b>	<b>0,007925</b>	V <sub>5</sub>	0,056180	H <sub>2</sub>	0,766727	TDH <sub>6</sub>	0,744124
<b><math>\theta_{12}</math></b>	<b>0,002445</b>	V <sub>6</sub>	0,236519	H <sub>3</sub>	0,846554	TDH <sub>7</sub>	0,150014
Algas <sub>0</sub>	0,161810	V <sub>7</sub>	0,256136	H <sub>4</sub>	0,708852		
Norg <sub>0</sub>	0,180870	L <sub>1</sub>	0,656905	<b>H<sub>5</sub></b>	<b>0,000127</b>		
Q <sub>0</sub>	0,894862	L <sub>2</sub>	0,674406	H <sub>6</sub>	0,160207		

N amoniaca

$k_g$	0,420345	$Norg_0$	0,122252	$V_4$	0,248101	$H_3$	0,808887
$S_{amon}$	0,954852	$Namon_0$	0,338676	$V_4$	0,248101	$H_2$	0,486853
$k_{oa}$	<b>0,001151</b>	$Q_0$	<b>0,000020</b>	$V_5$	0,932766	$H_4$	0,327116
$k_{an}$	<b>0,026135</b>	$Algas_t$	0,622169	$V_6$	<b>0,000493</b>	$H_5$	<b>0,041809</b>
$R_{na}$	<b>0,033611</b>	$Norg_t$	0,151090	$V_7$	0,219494	$H_6$	0,930397
$T$	<b>0,000002</b>	$Namon_t$	<b>0,000015</b>	$L_1$	0,561290	$H_7$	0,137731
$K_n$	<b>0,000638</b>	$Q_t$	<b>0,009605</b>	$L_2$	0,057008	$TDH_1$	<b>0,004901</b>
$fnitr$	<b>0,000011</b>	$Norg_{inc}$	0,819296	$L_3$	0,311138	$TDH_2$	<b>0,000011</b>
$\theta_4$	<b>0,000556</b>	$Namon_{inc}$	0,239844	$L_4$	0,725083	$TDH_3$	<b>0,000006</b>
$\theta_5$	<b>0,001183</b>	$Q_{inc}$	0,767432	$L_5$	0,447408	$TDH_4$	<b>0,000004</b>
$\theta_7$	0,407896	$V_1$	0,131608	$L_6$	0,845858	$TDH_5$	<b>0,000155</b>
$\theta_{11}$	<b>0,000003</b>	$V_2$	0,296478	$L_7$	0,994330	$TDH_6$	<b>0,000001</b>
$Algas_0$	0,604141	$V_3$	0,129016	$H_1$	0,349667	$TDH_7$	<b>0,001009</b>

Nitrito

$k_{an}$	<b>0,000840</b>	$Nnitri_t$	<b>0,000022</b>	$V_7$	<b>0,003178</b>	$H_4$	0,838138
$k_{nn}$	<b>0,026281</b>	$Q_t$	<b>0,615950</b>	$L_1$	0,518737	$H_5$	0,129082
$T$	<b>0,000010</b>	$Namon_{inc}$	0,020161	$L_2$	0,417192	$H_6$	0,509814
$K_n$	<b>0,000518</b>	$Nnitri_{inc}$	0,433385	$L_3$	0,289001	$H_7$	0,395813
$fnitr$	<b>0,000003</b>	$Q_{inc}$	0,063997	$L_4$	0,297817	$TDH_1$	<b>0,031303</b>
$\theta_5$	<b>0,000078</b>	$V_1$	0,083962	$L_5$	0,642248	$TDH_2$	<b>0,000014</b>
$\theta_6$	<b>0,000085</b>	$V_2$	0,225538	$L_6$	0,554471	$TDH_3$	<b>0,000059</b>
$Namon_0$	0,160172	$V_3$	0,373669	$L_7$	0,489824	$TDH_4$	<b>0,000129</b>
$Nnitri_0$	0,675432	$V_4$	0,453424	$H_1$	0,567779	$TDH_5$	<b>0,016652</b>
$Q_0$	<b>0,000001</b>	$V_5$	0,290526	$H_2$	0,549474	$TDH_6$	<b>0,000006</b>
$Namon_t$	<b>0,000201</b>	$V_6$	<b>0,000163</b>	$H_3$	0,585832	$TDH_7$	<b>0,000003</b>

Nitrato

$k_g$	<b>0,004939</b>	$Algas_t$	0,481137	$V_6$	<b>0,028670</b>	$H_4$	0,206452
$k_{nn}$	0,666708	$Nnitri_t$	0,160259	$V_7$	0,533984	$H_5$	0,406021
$R_{na}$	0,098729	$Nnitra_t$	0,929013	$L_1$	0,634361	$H_6$	0,942182
$T$	0,583165	$Q_t$	0,380766	$L_2$	0,629156	$H_7$	0,472153
$k_n$	0,958742	$Nnitri_{inc}$	0,175406	$L_3$	0,099070	$TDH_1$	0,786800
$fnitr$	0,357504	$Nnitra_{inc}$	0,322695	$L_4$	0,548003	$TDH_2$	0,487311
$\theta_6$	0,124373	$Q_{inc}$	<b>0,000390</b>	$L_5$	0,775173	$TDH_3$	0,910569
$\theta_{11}$	<b>0,000003</b>	$V_1$	0,921162	$L_6$	0,272072	$TDH_4$	0,502484
$Algas_0$	<b>0,020149</b>	$V_2$	0,156360	$L_7$	0,777829	$TDH_5$	0,601892
$Nnitri_0$	0,163649	$V_3$	0,771439	$H_1$	0,418683	$TDH_6$	0,075235
$Nnitra_0$	<b>0,000273</b>	$V_4$	0,504203	$H_2$	0,177542	$TDH_7$	0,791148
$Q_0$	0,689069	$V_5$	0,560298	$H_3$	0,515081		

P orgânico

$k_g$	0,860749	$Algas_t$	0,084086	$V_7$	0,791153	$H_4$	0,691027
$k_{oi}$	0,767434	$Porg_t$	0,718866	$L_1$	0,460289	$H_5$	0,148272
$S_{pinorg}$	0,543103	$Q_t$	0,600821	$L_2$	0,952861	$H_6$	0,227015
$R_{pa}$	0,219346	$Porg_{inc}$	0,147151	$L_3$	0,916938	$H_7$	0,590274
$T$	0,084086	$Q_{inc}$	0,866668	$L_4$	0,668258	$TDH_1$	0,253754
$\theta_2$	0,323012	$V_1$	0,782772	$L_5$	0,304545	$TDH_2$	0,170922
$\theta_8$	<b>0,007897</b>	$V_2$	0,578607	$L_6$	0,242664	$TDH_3$	0,251429
$\theta_{12}$	0,158900	$V_3$	0,722224	$L_7$	0,691972	<b><math>TDH_4</math></b>	<b>0,004809</b>
$Algas_0$	0,275213	<b><math>V_4</math></b>	<b>0,005739</b>	$H_1$	0,666276	$TDH_5$	0,870829
$Porg_0$	0,481178	$V_5$	0,277333	$H_2$	0,564557	$TDH_6$	0,633646
$Q_0$	0,164897	$V_6$	0,201726	$H_3$	0,847678	$TDH_7$	0,616630

P inorgânico

$k_g$	<b>0,000404</b>	<b><math>Algas_t</math></b>	<b>0,042235</b>	$V_6$	0,595036	$H_4$	0,706318
$k_{oi}$	<b>0,000255</b>	$Porg_t$	0,481938	$V_7$	0,991280	$H_5$	0,249412
$S_{pinorg}$	0,954824	<b><math>Pinorg_t</math></b>	<b>0,046132</b>	$L_1$	0,730645	$H_6$	0,574976
<b><math>R_{pa}</math></b>	<b>0,001706</b>	$Q_t$	0,856601	$L_2$	0,561253	<b><math>H_7</math></b>	<b>0,039260</b>
<b><math>T</math></b>	<b>0,000002</b>	$Porg_{inc}$	0,641054	$L_3$	0,182010	$TDH_1$	0,638833
$\theta_7$	0,568726	$Pinorg_{inc}$	0,094201	$L_4$	0,904112	<b><math>TDH_2</math></b>	<b>0,042374</b>
<b><math>\theta_8</math></b>	<b>0,000002</b>	$Q_{inc}$	0,458276	$L_5$	0,053610	$TDH_3$	0,811240
<b><math>\theta_{11}</math></b>	<b>0,000047</b>	$V_1$	0,509752	$L_6$	0,300884	$TDH_4$	0,861380
<b><math>Algas_0</math></b>	<b>0,012888</b>	<b><math>V_2</math></b>	<b>0,006680</b>	$L_7$	0,516473	$TDH_5$	0,773436
<b><math>Porg_0</math></b>	<b>0,007806</b>	$V_3$	0,842489	$H_1$	0,146790	$TDH_6$	0,920166
<b><math>Pinorg_0</math></b>	<b>0,002913</b>	$V_4$	0,895264	$H_2$	0,678281	$TDH_7$	0,835015
$Q_0$	0,873400	$V_5$	0,939216	$H_3$	0,180025		

Algas

$k_g$	0,372615	$Q_{inc}$	0,502321	$L_3$	0,811905	$H_6$	0,357014
$k_{ra}$	0,096418	$V_1$	0,643667	$L_4$	0,935839	$H_7$	0,754906
$v_a$	0,594319	$V_2$	0,527982	$L_5$	0,472012	$TDH_1$	0,318905
<b><math>T</math></b>	<b>0,000010</b>	$V_3$	0,849361	$L_6$	0,740850	$TDH_2$	0,365611
<b><math>\theta_{11}</math></b>	<b>0,000267</b>	<b><math>V_4</math></b>	<b>0,000003</b>	$L_7$	0,084016	$TDH_3$	0,494899
<b><math>\theta_{12}</math></b>	<b>0,006785</b>	<b><math>V_5</math></b>	<b>0,038915</b>	$H_1$	0,454175	<b><math>TDH_4</math></b>	<b>0,001967</b>
<b><math>Algas_0</math></b>	<b>0,015892</b>	$V_6$	0,933731	$H_2$	0,897549	$TDH_5$	0,060438
$Q_0$	0,48725	$V_7$	0,253119	<b><math>H_3</math></b>	<b>0,021319</b>	$TDH_6$	0,647948
<b><math>Algas_t</math></b>	<b>0,012577</b>	$L_1$	0,621973	$H_4$	0,130881	$TDH_7$	0,400404
$Q_t$	0,875572	<b><math>L_2</math></b>	<b>0,042879</b>	$H_5$	0,755074		

E. coli

<b><math>k_b</math></b>	<b>0,000058</b>	$V_2$	0,953639	$L_5$	0,559575	<b><math>TDH_1</math></b>	<b>0,000005</b>
<b><math>T</math></b>	<b>0,000006</b>	$V_3$	0,763803	<b><math>L_6</math></b>	<b>0,001626</b>	<b><math>TDH_2</math></b>	<b>0,000041</b>
<b><math>\theta_9</math></b>	<b>0,000002</b>	$V_4$	0,253383	$L_7$	0,103713	<b><math>TDH_3</math></b>	<b>0,005781</b>
$CTM_0$	0,578098	$V_5$	0,700686	<b><math>H_1</math></b>	<b>0,012139</b>	<b><math>TDH_4</math></b>	<b>0,000046</b>
<b><math>Q_0</math></b>	<b>0,000019</b>	<b><math>V_6</math></b>	<b>0,000049</b>	$H_2$	0,826643	<b><math>TDH_5</math></b>	<b>0,000578</b>
<b><math>CTM_t</math></b>	<b>0,000047</b>	$V_7$	0,853673	$H_3$	0,342825	$TDH_6$	0,393037
<b><math>Q_t</math></b>	<b>0,000824</b>	$L_1$	0,509325	<b><math>H_4</math></b>	<b>0,000070</b>	<b><math>TDH_7</math></b>	<b>0,000249</b>
$CTM_{inc}$	0,181094	$L_2$	0,047643	$H_5$	0,926307		
$Q_{inc}$	0,199453	$L_3$	0,515990	$H_6$	0,130415		
$V_1$	0,224258	<b><math>L_4</math></b>	<b>0,000004</b>	$H_7$	0,496619		