

FLÁVIA MARIANI BARROS

**DINÂMICA DO NITROGÊNIO E DO FÓSFORO E ESTADO TRÓFICO NAS ÁGUAS  
DO RIO TURVO SUJO**

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

VIÇOSA  
MINAS GERAIS – BRASIL  
2008

FLÁVIA MARIANI BARROS

**DINÂMICA DO NITROGÊNIO E DO FÓSFORO E ESTADO TRÓFICO NAS ÁGUAS  
DO RIO TURVO SUJO**

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

APROVADA EM: 23 de julho de 2008

---

Prof. Antonio Teixeira de Matos  
(Co-orientador)

---

Prof. Alisson Carraro Borges

---

Prof. Edvaldo Fialho dos Reis

---

Prof. Rosane Maria de Aguiar Euclides

---

Prof. Mauro Aparecido Martinez  
(Orientador)

*“Seja a mudança que você quer ver no mundo”*

Mahatma Gandhi

## AGRADECIMENTOS

Quero aproveitar para dizer que nada na vida se conquista sozinho. A pesquisa é difícil, mas surpreendente e todo esforço vale a pena. O mais importante é a aprendizagem. E como existem coisas a serem aprendidas, por isso, serei sempre uma aprendiz!

Agradeço à Deus pela vida. Sem Ele, nada é possível e tudo é sem sentido.

Aos meus pais Carlito e Ângela, pelos ensinamentos, pelo amor e exemplo de vida.

Ao meu irmão Marcelo e sua esposa Emmanuelle, por sempre estarem ao meu lado.

Aos meus primos, tios, tias e avós, que estão sempre presentes em minha caminhada.

Ao Gabriel, pelo amor, confiança, dedicação e compreensão ao longo de todos esses anos.

À Universidade Federal de Viçosa, especialmente ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola.

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), pelo apoio financeiro.

Ao meu orientador, professor Mauro Aparecido Martinez, pela orientação e, principalmente pela amizade, compreensão e confiança. Entusiasmo, inteligência, energia e dedicação são palavras pequenas demais para descrevê-lo.

Ao professor Antonio Teixeira de Matos, por partilhar seu conhecimento e experiência, pela sua ajuda em todos os momentos e pela disponibilização de aparelhos e laboratórios para realização deste trabalho.

Ao professor Paulo Roberto Cecon, pela valiosa colaboração, pelo exemplo de vida e pela amizade.

Ao professor Edvaldo Fialho dos Reis, meu primeiro orientador, pela amizade, pelas orientações e apoio desde o início de minha carreira científica e, principalmente, por ter confiado em meu potencial.

Ao professor Alisson, pela disponibilidade em ajudar e pelas sábias sugestões.

À professora Rosane e ao professor Luizão, pela colaboração e pela disponibilização de aparelhos e laboratórios para realização deste trabalho.

Às amigas de república, Elen, Josi, Myriam e Vivi, pelos maravilhosos momentos desfrutados ao longo desses anos, pelo convívio agradabilíssimo e pelo apoio, sem obstáculos.

À minha querida e sempre amiga Marcela, que está comigo em todos os momentos, independente da hora, da distância e da situação.

À Débora, à Denise e à Vivi, que estiveram sempre dispostas a ajudar, independente da hora e do serviço.

Ao Reynaldo, pela ajuda imprescindível na elaboração dos mapas.

Ao José de Alencar e Peninha, pelos ensinamentos e pelo auxílio nas campanhas de medição de vazão.

À Edna e ao Renato, secretários da Pós-Graduação do DEA, pela dedicação incondicional.

Ao Simão, pelo apoio e disponibilidade em todos os momentos.

Ao Eduardo, funcionário do Laboratório de Hidráulica e ao Fernando, pela amizade e disponibilidade em ajudar.

Ao David, pela valiosa colaboração nas campanhas de campo.

A todos os amigos e funcionários do Departamento de Engenharia Agrícola da UFV, pela prazerosa convivência e àqueles que contribuíram para realização deste trabalho.

A vocês, alma de meu trabalho, meus agradecimentos.

## **BIOGRAFIA**

Flávia Mariani Barros, filha de Ângela Maria Mariani Barros e Carlito de Amorim Barros, nasceu em Vitória, ES, em 17 de outubro de 1979.

Em 1994, iniciou o curso Técnico em Estradas, concluindo-o em 1996, na Escola Técnica Federal do Espírito Santo, em Vitória-ES.

Em 1998, ingressou no curso de Engenharia Agrônômica na Universidade Federal do Espírito Santo, em Alegre, concluindo-o em 2003.

Durante a graduação, foi monitora, bolsista de Iniciação Científica do PIBIC/UFES e estagiária do Núcleo de estudos e de Difusão de Tecnologia em Floresta, Recursos Hídricos e Agricultura Sustentável (NEDTEC).

No ano de 2003, iniciou o mestrado no Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola na Universidade Federal de Viçosa-MG, concentrando seus estudos na área de recursos hídricos e ambientais, diplomando-se em fevereiro de 2005; em março de 2005, iniciou o Programa de Doutorado na mesma linha de pesquisa e instituição, submetendo-se à defesa de tese em julho de 2008.

## ÍNDICE

	Página
LISTA DE FIGURAS.....	xi
LISTA DE TABELAS.....	xiv
RESUMO.....	xvii
ABSTRACT.....	xix
1. INTRODUÇÃO.....	1
2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	3
2.1. Poluição hídrica.....	3
2.2. Variáveis de qualidade das águas.....	4
2.2.1. Variáveis físicas.....	4
2.2.1.1. Turbidez.....	4
2.2.1.2. Temperatura.....	5
2.2.2. Variáveis químicas.....	6
2.2.2.1. Potencial hidrogeniônico.....	6
2.2.2.2. Condutividade elétrica.....	7
2.2.2.3. Oxigênio dissolvido.....	8
2.2.2.4. Demanda bioquímica de oxigênio.....	9
2.2.2.5. Fósforo.....	10
2.2.2.6. Nitrogênio.....	12
2.2.2.7. Elementos químicos potencialmente tóxicos.....	15
2.2.2.7.1. Cobre.....	17
2.2.2.7.2. Zinco.....	17
2.2.2.7.3. Crômio.....	18
2.2.2.7.4. Níquel.....	19
2.2.2.7.5. Chumbo.....	19
2.2.2.7.6. Cádmio.....	20

2.2.2.7.7. Manganês.....	21
2.2.2.7.8. Ferro.....	22
2.2.3. Variáveis biológicas.....	23
2.2.3.1 Clorofila a.....	23
2.3. Eutrofização de cursos de água.....	24
2.3.1. Cianobactérias.....	26
2.3.2. Influência da concentração de fósforo e nitrogênio na eutrofização e desenvolvimento de cianobactérias.....	28
2.3.2.1. “Lei do mínimo” e nutrientes limitantes ao crescimento do fitoplâncton.....	30
2.3.3. Influência da velocidade de escoamento da água na eutrofização e desenvolvimento de cianobactérias.....	33
2.3.3.1. Estado trófico em ambientes lênticos e lóticos.....	36
2.4. Balanço de oxigênio dissolvido nos cursos de água.....	44
2.4.1. Desoxigenação de cursos de água.....	46
2.4.2. Reaeração de cursos de água.....	49
3. MATERIAL E MÉTODOS.....	56
3.1. Caracterização da área de estudo.....	56
3.2. Plano de amostragem da água e variáveis analisadas.....	57
3.2.1. Pontos de coleta de água.....	57
3.2.2. Procedimentos de coleta de água e armazenamento das amostras..	60
3.2.3. Determinação das variáveis físicas, químicas e biológicas da água..	60
3.2.3.1. Variáveis físicas.....	61
3.2.3.2. Variáveis químicas.....	61
3.2.3.2.1. Elementos potencialmente tóxicos.....	61
3.2.3.3. Variáveis biológicas.....	61
3.3. Determinação da velocidade e da vazão do rio Turvo Sujo.....	62
3.4. Estimativa dos coeficientes de autodepuração.....	65
3.4.1. Estimativa do coeficiente de desoxigenação .....	65
3.4.2. Estimativa do coeficiente de reaeração.....	66
3.5. Características climatológicas da área em estudo.....	66
3.6. Análises estatísticas.....	67
4. RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	69
4.1. Variáveis hidrológicas .....	69
4.2. Variáveis de qualidade de água.....	70

4.2.1. Variáveis físicas.....	70
4.2.1.1. Turbidez.....	70
4.2.1. 2. Temperatura.....	72
4.2.2. Variáveis químicas.....	73
4.2.2.1. Demanda bioquímica de oxigênio.....	73
4.2.2.2. Potencial hidrogeniônico.....	76
4.2.2.3. Condutividade elétrica.....	79
4.2.2.4. Nitrogênio.....	82
4.2.2.4.1. Nitrogênio total.....	82
4.2.2.4.2. Nitrato.....	83
4.2.2.4.3. Amônio.....	87
4.2.2.5. Fósforo .....	90
4.2.2.5.1. Fósforo total.....	90
4.2.2.5.2. Fósforo total dissolvido.....	93
4.2.2.5.3. Fósforo inorgânico dissolvido.....	95
4.2.2.5.4. Fósforo total no resíduo.....	97
4.2.2.5.5 Fósforo orgânico dissolvido.....	98
4.2.2.6. Elementos químicos potencialmente tóxicos.....	100
4.2.2.6.1. Cobre.....	101
4.2.2.6.2. Manganês.....	103
4.2.2.6.3. Ferro.....	104
4.2.2.6.4. Zinco.....	105
4.2.2.6.5. Crômio.....	106
4.2.2.6.6. Cádmio.....	107
4.2.2.6.7. Chumbo.....	108
4.2.3. Variáveis biológicas.....	109
4.2.3.1. Clorofila a.....	109
4.2.3.1.1. Modelos para predição da clorofila a no rio Turvo Sujo.....	109
4.2.3.1.2. Correlações entre clorofila a e outras variáveis de qualidade de água.....	114
4.2.3.1.3. Índice de estado trófico.....	118
4.2.3.1.4. Nutrientes limitantes ao crescimento do fitoplâncton.....	121
4.2.3.1.5. Clorofila a versus fósforo.....	125
4.2.3.1.6. Clorofila a versus nitrogênio .....	128

4.2.3.1.7. Influência da velocidade da água e de variações sazonais nas concentrações de clorofila <i>a</i> .....	131
4.3. Balanço de oxigênio dissolvido nos cursos de água.....	134
4.3.1. Coeficiente de desoxigenação.....	134
4.3.2. Coeficiente de reaeração.....	136
4.3.2.1. Comparação entre os valores de $K_2$ obtidos por meio da equação de balanço de oxigênio e os obtidos por meio de outras equações citadas na literatura.....	139
5. CONCLUSÕES.....	142
6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	144

## LISTA DE FIGURAS

	Página
Figura 1. Esquema simplificado do ciclo do fósforo no ambiente aquático.....	11
Figura 2. Perfil esquemático da concentração da matéria orgânica, bactérias decompositoras e oxigênio dissolvido ao longo do percurso no curso de água e delimitação das zonas de autodepuração.....	45
Figura 3. Demanda bioquímica de oxigênio (DBO) exercida (oxigênio consumido) e DBO remanescente (matéria orgânica remanescente) ao longo do tempo.....	48
Figura 4. Localização dos pontos de coleta de água no rio Turvo Sujo.	58
Figura 5. Pontos de coleta de água.....	59
Figura 6. a- Posicionamento das estacas e da corda para posterior medição da velocidade; b - barco preso à corda por meio de um gancho; c - barco adaptado para o posicionamento do molinete; d - molinete; e - contador de giros da hélice do molinete; f - detalhe do contador de giros programado para contagem do número de voltas da hélice do molinete durante 30 segundos.....	63
Figura 7. Esquema para demonstração da divisão do perfil transversal do rio em subseções, indicando a profundidade da vertical anterior ( $P_a$ ), profundidade da vertical superior ( $P_b$ ) e largura do intervalo na superfície ( $L_s$ ).....	65
Figura 8. Precipitações totais mensais, na cidade de Viçosa-MG.....	67
Figura 9. Temperaturas médias mensais na cidade de Viçosa-MG.....	67

Figura 10.	Valores observados e estimados da turbidez (TUR) em função da distância em relação ao ponto inicial de coleta de água (DIST), em diferentes épocas, no rio Turvo Sujo.....	71
Figura 11.	Valores observados e estimados da demanda bioquímica de oxigênio (DBO) em função da distância em relação ao ponto inicial de coleta de água (DIST), em diferentes épocas, no rio Turvo Sujo.....	74
Figura 12.	Valores observados e estimados do potencial hidrogeniônico (pH) em função da vazão (Q) no rio Turvo Sujo.....	77
Figura 13.	Valores observados e estimados do potencial hidrogeniônico (pH), em função da distância em relação ao ponto inicial de coleta de água (DIST), em diferentes épocas, no rio Turvo Sujo.....	78
Figura 14.	Valores observados e estimados da condutividade elétrica (CE), em função da vazão (Q) no rio Turvo Sujo.....	80
Figura 15.	Valores observados e estimados da condutividade elétrica (CE), em função da distância em relação ao ponto inicial de coleta de água (DIST), em diferentes épocas, no rio Turvo Sujo.....	81
Figura 16.	Estimativas da concentração de nitrato ( $\text{NO}_3^-$ ), em função do potencial hidrogeniônico (pH) e da temperatura (TEMP), no rio Turvo Sujo.....	84
Figura 17.	Estimativas da concentração de nitrato ( $\text{NO}_3^-$ ), em função do oxigênio dissolvido (OD) e da distância em relação ao ponto inicial de coleta de água (DIST), em diferentes épocas, no rio Turvo Sujo.....	85
Figura 18.	Estimativas da concentração de amônio ( $\text{NH}_4^+$ ) em função da vazão (Q) e da temperatura (TEMP), no rio Turvo Sujo....	88
Figura 19.	Valores observados e estimados da concentração de amônio ( $\text{NH}_4^+$ ) em função da distância em relação ao ponto inicial de coleta de água (DIST), em diferentes épocas, no rio Turvo Sujo.....	89

Figura 20.	Valores observados e estimados da concentração de fósforo total (PT) em função da distância em relação ao ponto inicial de coleta de água (DIST), em diferentes épocas, no rio Turvo Sujo.....	91
Figura 21.	Valores observados e estimados da concentração de fósforo total dissolvido (PTD) em função da distância em relação ao ponto inicial de coleta de água (DIST), em diferentes épocas, no rio Turvo Sujo.....	94
Figura 22.	Valores observados e estimados da concentração de fósforo inorgânico dissolvido (PID) em função da distância em relação ao ponto inicial de coleta de água (DIST), em diferentes épocas, no rio Turvo Sujo.....	96
Figura 23.	Valores observados e estimados da concentração de fósforo orgânico dissolvido (POD) em função da distância em relação ao ponto inicial de coleta de água (DIST), em diferentes épocas, no rio Turvo Sujo.....	99
Figura 24.	Estimativas da concentração de clorofila <i>a</i> (Cl <sub>a</sub> ) no rio Turvo Sujo, em função do fósforo total dissolvido (PTD) e amônio (AMO) na primavera (vazão = 1,32 m <sup>3</sup> s <sup>-1</sup> ) e em função do fósforo total (PT) e amônio no outono (vazão = 3,55 m <sup>3</sup> s <sup>-1</sup> )..	112
Figura 25.	Concentrações observadas e estimadas de clorofila <i>a</i> versus fósforo total, na primavera (vazão = 1,32 m <sup>3</sup> s <sup>-1</sup> ).....	126
Figura 26.	Concentrações observadas e estimadas de clorofila <i>a</i> versus fósforo total, no outono (vazão = 3,55 m <sup>3</sup> s <sup>-1</sup> ).....	126
Figura 27.	Concentrações observadas e estimadas de clorofila <i>a</i> versus nitrato (a), amônio (b) e nitrogênio total (c) na primavera (vazão = 1,32 m <sup>3</sup> s <sup>-1</sup> ).....	129
Figura 28.	Concentrações observadas e estimadas de clorofila <i>a</i> versus nitrato (a), amônio (b) e nitrogênio total (c) no outono (vazão = 3,55 m <sup>3</sup> s <sup>-1</sup> ).....	130
Figura 29.	Curvas de evolução da demanda bioquímica de oxigênio (DBO) no tempo (t), em diferentes épocas referentes a diferentes vazões.....	135

Figura 30. Valores observados e estimados do coeficiente de reeração em função da vazão, em diferentes épocas, no rio Turvo Sujo..... 137

## LISTA DE TABELAS

	Página	
Tabela 1	Valores máximos de fósforo total, para águas doces de classes 1, 2 e 3.....	12
Tabela 2	Limites de concentração de fósforo por produto.....	29
Tabela 3	Limites para diferentes categorias tróficas, segundo o sistema de classificação proposto pela OECD (1982).....	37
Tabela 4	Limites para diferentes categorias tróficas, segundo o sistema de classificação proposto por Salas e Martino (2001).....	38
Tabela 5	Limites para diferentes categorias tróficas, segundo o sistema de classificação proposto por Toledo (1990).....	39
Tabela 6	Limites para diferentes categorias tróficas, segundo o sistema de classificação proposto por Lamparelli (2004) para rios do Estado de São Paulo.....	42
Tabela 7	Índice de estado trófico (IET) e equivalência com medidas de fósforo total (PT), clorofila a (Cl) e transparência (S) em rios.....	43
Tabela 8	Limites para diferentes categorias tróficas, em ambientes lênticos e lóticos, segundo o sistema de classificação proposto por Dodds et al. (1998).....	44
Tabela 9	Valores típicos do coeficiente de desoxigenação ( $K_1$ ) (base e, 20° C).....	48
Tabela 10	Valores típicos do coeficiente de reaeração ( $K_2$ ) (base e, 20°C).....	52
Tabela 11	Modelos para estimação do coeficiente de reaeração ( $K_2$ ) baseados em dados hidráulicos (base e, 20°C).....	53

Tabela 12	Localização dos pontos de coleta de água e distância destes em relação ao primeiro ponto (ponto 1).....	57
Tabela 13	Largura do curso de água e intervalo entre as distâncias horizontais recomendáveis para o posicionamento do molinete.....	64
Tabela 14	Profundidade recomendada para o posicionamento vertical do molinete de acordo com a profundidade do curso de água (H) e equações para cálculo da média das velocidades (VM) por intervalo.....	64
Tabela 15	Valores de vazão e velocidade da água no rio Turvo Sujo para diferentes épocas avaliadas.....	69
Tabela 16	Valores de vazão, médias e desvios-padrão da temperatura da água do rio Turvo Sujo nas diferentes épocas e pontos avaliados.....	72
Tabela 17	Valores de vazão, médias e desvios-padrão da concentração de nitrogênio total no rio Turvo Sujo, em diferentes épocas e pontos avaliados.....	83
Tabela 18	Valores de vazão, médias e desvios-padrão das concentrações de fósforo total no resíduo no rio Turvo Sujo.....	97
Tabela 19	Valores de vazão, médias e desvios-padrão das concentrações de elementos potencialmente tóxicos em amostras de água coletadas no rio Turvo Sujo, nas diferentes épocas e pontos avaliados.....	102
Tabela 20	Valores de vazão, temperatura, velocidade da água e concentrações de clorofila <i>a</i> no rio Turvo Sujo, em diferentes pontos e épocas.....	110
Tabela 21	Classificação do rio Turvo Sujo de acordo com as categorias tróficas, considerando os diferentes limites de fósforo e clorofila <i>a</i> estabelecidos por diversos autores.....	119

Tabela 22	Relação entre concentrações de nitrogênio total e de fósforo total e entre concentrações de nitrogênio inorgânico e de fósforo inorgânico dissolvido, temperatura, velocidade da água e concentrações de clorofila <i>a</i> para o rio Turvo Sujo, em diferentes pontos e vazões.....	122
Tabela 23	Valores de vazão (Q), velocidade (V), coeficiente de desoxigenação ( $K_1$ ), demanda última de oxigênio ( $L_0$ ), déficit inicial de oxigênio ( $D_0$ ) e demanda bioquímica de oxigênio ( $DBO_5$ ) em diferentes épocas, no trecho avaliado do rio Turvo sujo.....	134
Tabela 24	Valores de velocidade (V), coeficiente de reaeração ( $K_2$ ) em diferentes épocas, referentes a diferentes vazões (Q) no trecho avaliado do rio Turvo Sujo.....	137
Tabela 25	Valores de velocidade (V) e relações entre o coeficiente de desoxigenação ( $K_1$ ) e reaeração ( $K_2$ ) e entre os valores da demanda última de oxigênio ( $L_0$ ) e o déficit inicial de oxigênio ( $D_0$ ), em diferentes estações do ano, referente a diferentes vazões (Q).....	139
Tabela 26	Valores do coeficiente de reaeração ( $K_2$ ) obtidos por meio de diferentes equações.....	139
Tabela 27	Valores do coeficiente de reaeração ( $K_2$ ) obtidos por meio da utilização de diferentes equações, propostas por Almeida (2006) para o rio Pomba.....	140

## RESUMO

BARROS, Flávia Mariani. D.Sc., Universidade Federal de Viçosa, julho de 2008.

**Dinâmica do nitrogênio e do fósforo e estado trófico nas águas do rio Turvo Sujo.** Orientador: Mauro Aparecido Martinez. Co-orientadores: Antonio Teixeira de Matos e Paulo Roberto Cecon.

Dentre os vários problemas advindos da poluição dos recursos hídricos estão a eutrofização acelerada e a contaminação das águas com elementos químicos potencialmente tóxicos. A eutrofização é reconhecida como um dos problemas de qualidade da água de maior importância na atualidade. A velocidade da água é uma das variáveis que deve ser considerada na avaliação do índice de estado trófico, sendo que, ambientes com maior velocidade da água tendem a apresentar uma menor produtividade fitoplanctônica. A capacidade de incorporação de poluentes, pelos cursos de água, depende das interações entre as condições físicas, químicas e biológicas destes, sendo que, a reaeração atmosférica é o principal fator responsável pela introdução de oxigênio no meio líquido, possibilitando, assim, que o curso de água atinja condições adequadas de oxigênio dissolvido para sobrevivência de espécies aeróbias. Desta forma, objetivou-se com o presente trabalho, avaliar a dinâmica de algumas variáveis de qualidade da água em um trecho do rio Turvo Sujo, em diferentes épocas do ano, com vistas à predição da eutrofização e contaminação com elementos potencialmente tóxicos. O estudo foi realizado no rio Turvo Sujo, em um trecho de aproximadamente 5 km, localizado após o encontro deste rio com o ribeirão São Bartolomeu. Foram quantificadas as variáveis clorofila *a*, nitrogênio total, nitrato, amônio, diferentes formas de fósforo, potencial hidrogeniônico, turbidez, condutividade elétrica, oxigênio dissolvido, demanda bioquímica de oxigênio, cobre, manganês, ferro, zinco, cromo, níquel, cádmio e chumbo. A quantificação das variáveis de qualidade da água e da

velocidade da água foram realizadas em diferentes épocas do ano em cinco diferentes pontos. Os valores do coeficiente de desoxigenação ( $K_1$ ) foram obtidos utilizando-se o método de quantificação do consumo de oxigênio da amostra, com posterior análise de regressão dos dados. Os valores do coeficiente de reaeração ( $K_2$ ) foram obtidos por meio da equação de Streeter-Phelps. Equações para estimativa dos valores de  $K_2$  em função de características hidráulicas do curso de água também foram obtidas. Os dados foram analisados por meio de regressão. Os valores de turbidez e da demanda bioquímica de oxigênio foram maiores nas épocas de verão e outono, correspondentes às maiores vazões no rio Turvo Sujo, enquanto que os valores de condutividade elétrica e potencial hidrogeniônico foram mais elevados nas épocas de ocorrência de maiores precipitações (primavera e verão). As concentrações de nitrogênio total e amônio foram maiores nas épocas de outono e inverno, enquanto as concentrações de nitrato foram maiores nas épocas de primavera e verão. Houve grande variabilidade nas concentrações de fósforo, o que pode ter ocorrido devido à ressuspensão do sedimento de fundo do rio. As concentrações de cobre e manganês foram maiores na época do verão, devido ao maior escoamento superficial ocorrido nesta enquanto que os elementos mais tóxicos como o crômio, cádmio e chumbo foram observados, em maiores concentrações, na primavera, época esta onde foi verificada a menor vazão. As variáveis que melhor contribuíram para o ajuste da equação de predição da clorofila *a* foram o fósforo total dissolvido, nitrogênio total e velocidade da água. Em praticamente todas as classificações em relação ao índice de estado trófico para o rio Turvo Sujo, a concentração de fósforo conduziu a uma classificação do ambiente em classe trófica superior à obtida quando a clorofila *a* foi tomada como referência; portanto, em rios, a velocidade da água é um fator de extrema importância e que deve estar sempre vinculado aos dados de clorofila *a* para predição da eutrofização e para cálculo do índice de estado trófico. Na época chuvosa (primavera e verão) o coeficiente de desoxigenação foi mais alto que na época da seca (outono e inverno). A vazão do rio teve maior influência no coeficiente  $K_2$  que os valores da velocidade, sendo os valores de  $K_2$  mais altos em menores vazões.

## ABSTRACT

BARROS, Flávia Mariani. D.Sc., Universidade Federal de Viçosa, July 2008. **The nitrogen and phosphorus dynamics and the trophic state in waters of the Turvo Sujo river.** Adviser: Mauro Aparecido Martinez. Co-advisers: Antonio Teixeira de Matos and Paulo Roberto Cecon.

The accelerated eutrophication and the water contamination with chemical potentially toxic elements are among several problems proceeding from the pollution of the water resources. Nowadays, the eutrophication is recognized as one of the most important problems concerning to quality of the water. The water speed is one variable that should be considered in the evaluation of the trophic state index, as the environments with higher water speed rather tend to present a lower phytoplanktonic productivity. The pollutant incorporation capacity of the watercourses depends on their interactions with the physical, chemical and biological conditions, and the atmospheric reaeration is the main factor responsible for the introduction of oxygen into liquid medium, therefore turning possible the watercourse to reach the appropriate conditions of dissolved oxygen for the aerobic species survival. So, this study was conducted to evaluate the dynamics of the water quality variables within a section of the Turvo Sujo river at different yearly times, as aiming at prediction of the eutrophication and contamination with potentially toxic elements. The study was carried out in the Turvo Sujo river at a 5 km section approximately, that was located after the encounter of this river with the São Bartolomeu creek. The following variables were quantified: chlorophyll-a, total nitrogen, nitrate, ammonium, different phosphorus forms, hydrogenionic potential, turbidity, electric conductivity, dissolved oxygen, oxygen biochemistry demand, copper, manganese, iron, zinc, chromium, nickel, cadmium and lead. The quantification of the water quality and water speed were accomplished in five different points at different times over the year. The values

of the deoxygenation coefficient ( $K_1$ ) were obtained, by applying the method for quantification of the sample oxygen consumption and subsequent data regression analysis. The values of the reaeration coefficient ( $K_2$ ) they were obtained, by using the Streeter-Phelps equation. The equations for estimating the  $K_2$  values as a function of hydraulic characteristics of the watercourse were also obtained. The regression analysis was used to analyze the data. The values of the turbidity and biochemical oxygen demand were higher over summer and autumn times, as corresponding to the highest flow rates in the Turvo Sujo river, whereas the values of the electric conductivity and hydrogenionic potential were higher at the times with higher occurrence of higher precipitations (spring and summer). The concentrations of the total nitrogen and ammonium were higher in autumn and winter times, whereas the nitrate concentrations were higher in both spring and summer times. A wide variability occurred in the phosphorus concentrations, what might have happened due to resuspension of the river bottom sediment. The concentrations of copper and manganese were higher at summer time due to the highest surface runoff, whereas the most toxic elements such as chromium, cadmium and lead at higher concentrations were observed during spring, when the lowest surface runoff occurred. The variables providing better contribution to the adjustment of the a chlorophyll-a prediction equation were the total dissolved phosphorus, total nitrogen and the water speed. In practically all classifications concerning to the trophic state index for the Turvo Sujo river, the phosphorus concentration led to classify the environment into trophic class superior to that obtained when the chlorophyll-a was taken as reference; therefore, in rivers, the water speed is an extremely important factor that should be always linked to the chlorophyll-a data for either prediction of the eutrophization and the calculation of the trophic state index. At rainy seasons (spring and summer), the deoxygenation coefficient was higher than the drought time (autumn and winter). The flow rate of the river had stronger influence on  $K_2$  coefficient than the speed values, as the  $K_2$  values being higher in lower flow rates.

## 1. INTRODUÇÃO

A poluição das águas é proveniente de, praticamente, todas as atividades humanas, sejam elas domésticas, comerciais ou industriais. Cada uma dessas atividades gera poluentes característicos, que têm diferentes implicações na qualidade do corpo de água receptor. Os esgotos domésticos e as águas residuárias provenientes de criatórios de animais e agroindústrias contribuem com elevadas cargas orgânicas, as indústrias com uma série de compostos sintéticos e elementos químicos potencialmente tóxicos e as atividades agrícolas com a contaminação por pesticidas e fertilizantes na água (Lima et al., 2001).

O enriquecimento dos cursos de água com nutrientes, especialmente nitrogênio e fósforo, tem sido razão de grande preocupação para as empresas responsáveis pela captação, tratamento e distribuição de água e para os gestores de qualidade da água.

O nitrogênio e o fósforo presentes nos rios e lagos são nutrientes de grande importância à cadeia alimentar. Entretanto, quando descarregados, em altas concentrações, em águas superficiais, provocam o enriquecimento do meio, tornando-o mais fértil e possibilitando o crescimento intensivo de comunidades fitoplanctônicas, processo este denominado eutrofização (Agujaro e Isaac, 2002). A resposta biológica à eutrofização pode ser inferida pela concentração de clorofila *a* (Cruz et al., 1996), sendo que esta concentração é um indicativo da presença de algas (Smaha e Gobbi, 2003).

Atualmente, a eutrofização é reconhecida como um dos problemas mais importantes concernentes à qualidade de água. Dentre os fatores que influenciam a eutrofização, além das concentrações de fósforo e nitrogênio, podem ser citados a velocidade da água, a turbidez, a profundidade do curso de água, a temperatura e outros.

Um dos impactos mais preocupantes da aceleração do processo de eutrofização é o aumento da probabilidade de ocorrência de florações de algas, principalmente as cianobactérias potencialmente tóxicas, as quais podem alterar a qualidade das águas, sobretudo no que tange ao abastecimento público.

A severidade da poluição não é determinada apenas pela intensidade dos poluentes, mas também pela capacidade de assimilação dos cursos de água, que dependem das interações entre condições físicas, químicas e biológicas do ambiente. A reaeração atmosférica é o principal fator responsável pela introdução de oxigênio no meio líquido, possibilitando, assim, que o curso de água atinja condições adequadas de oxigênio dissolvido para sobrevivência das espécies aeróbias.

Diante do exposto, o objetivo geral do presente trabalho foi avaliar a dinâmica das variáveis de qualidade da água em um trecho do rio Turvo Sujo, em diferentes épocas do ano, com vistas à predição da eutrofização e contaminação com elementos potencialmente tóxicos. Os objetivos específicos foram: a) determinar as variações sazonais das variáveis químicas, físicas e biológicas relacionadas à qualidade da água; b) determinar as relações entre os nutrientes nitrogênio e fósforo e as variáveis hidráulicas e de qualidade da água do rio; c) ajustar modelos estatísticos, que possibilitem a descrição da dinâmica das formas de nitrogênio e fósforo em função da distância ao longo do curso de água e da vazão deste; d) ajustar modelos, que relacionem a clorofila *a* com o fósforo, o nitrogênio e a velocidade da água; e) avaliar o estado trófico do rio Turvo Sujo, por meio de diferentes metodologias; e) ajustar os coeficientes do modelo, que estabelece a relação entre o coeficiente de reaeração ( $K_2$ ) e a vazão do curso de água; f) comparar o coeficiente de reaeração ( $K_2$ ) obtido por meio do modelo de Streeter-Phelps, com os obtidos por meio de equações, que relacionam variáveis hidráulicas; e g) verificar a variação sazonal dos coeficientes de desoxigenação e reaeração do rio Turvo Sujo.

## **2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA**

### **2.1. Poluição hídrica**

Em cada etapa do ciclo hidrológico, a água entra em contato com o meio em que ela se encontra e, naturalmente, incorpora, em sua composição, elementos existentes neste. Desta forma, a água que escoar na superfície e no subsolo passa a ter impurezas orgânicas e inorgânicas, sendo que tais substâncias caracterizam, qualitativamente, as águas (Larentis, 2004).

Os processos físicos, químicos e biológicos, que ocorrem no ambiente, atuam dentro de um equilíbrio construído durante longos períodos. Entretanto, com o desenvolvimento populacional e industrial na bacia, propiciado pela ação do homem, a interação entre estes processos e o ecossistema sofre ruptura, ao mesmo tempo em que há um aumento na carga de poluentes carregada para os corpos de água (Clapham et al., 1999).

A poluição das águas é proveniente, praticamente, de todas as atividades humanas, sejam elas domésticas, comerciais ou industriais. Cada uma dessas atividades gera poluentes característicos, com diferentes implicações na qualidade do corpo receptor. Os efeitos de um determinado poluente no ambiente dependem, entre outros fatores, de suas concentrações, do tipo de corpo de água que o recebe e dos usos da água.

De forma genérica, a poluição das águas decorre da adição de substâncias ou de formas de energia que, direta ou indiretamente, alteram as características físicas, químicas e biológicas do corpo de água, de maneira a prejudicar a utilização das águas. Segundo Tucci (1998), as fontes de poluição podem ser atmosféricas, pontuais, difusas e mistas.

As fontes de poluição atmosférica são classificadas em fixas (principalmente indústrias) e móveis (veículos automotores, trens, aviões, navios, etc.). A poluição

atmosférica possui efeitos mais globais, devido maior facilidade de dispersão dos poluentes envolvidos neste tipo de poluição, pois, geralmente, são emissões de gases e particulados sob temperaturas da ordem de centenas de graus Celsius e velocidades que podem atingir valores muito altos.

O segundo tipo de poluição, denominado como poluição pontual, refere-se àquelas em que os poluentes são lançados em pontos específicos dos corpos de água e de forma individualizada, sendo que os lançamentos ocorrem de forma controlada, podendo-se identificar um padrão médio. Exemplos típicos de fontes pontuais de poluição são os lançamentos de esgotos e efluentes industriais.

A poluição difusa ocorre, quando os poluentes atingem aleatoriamente, os corpos de água, não havendo possibilidade de estabelecer qualquer padrão de lançamento, seja em termos de quantidade, frequência ou composição. Por este motivo, seu controle é bastante difícil, em comparação com a poluição pontual. Exemplos típicos de poluição difusa são os lançamentos das drenagens urbanas, escoamento de água de chuva sobre campos agrícolas e acidentes com produtos químicos ou combustíveis.

As fontes mistas são aquelas que englobam características de cada uma das fontes, anteriormente, descritas (Pereira, 2004).

Cada uma das fontes de poluição determina certo grau de poluição no corpo hídrico atingido, e que é mensurado por meio de características físicas, químicas e biológicas das impurezas existentes que, por sua vez, são identificadas por variáveis de qualidade das águas.

## **2.2. Variáveis de qualidade das águas**

### **2.2.1. Variáveis físicas**

#### **2.2.1.1. Turbidez**

A turbidez de uma amostra de água é definida como o grau de atenuação de intensidade, que um feixe de luz sofre ao atravessá-la (CETESB, 2003). A turbidez não depende estritamente da concentração de sedimentos em suspensão, mas também de outras características do sedimento, tais como tamanho, composição mineral, cor e quantidade de matéria orgânica (Santos et al., 2001).

A avaliação da turbidez é importante, pois, ela influencia a intensidade de luz difundida e a absorção de calor no compartimento aquático. Altos valores de turbidez podem ocasionar aumento de temperatura, redução da luz disponível para as plantas, com alteração na taxa de fotossíntese, além de interferir nos usos doméstico, industrial e recreacional de um corpo de água. A elevação no valor da turbidez pode ser causada por erosão das margens dos rios e áreas adjacentes, crescimento excessivo de algas, alterações no fluxo do rio, efluentes domésticos e industriais (USEPA, 1997).

Avaliando algumas variáveis de água no rio Cuiabá-MT, Lima (2001) encontrou valores de turbidez no ponto na seção a montante do perímetro urbano, numa faixa de variação entre 1,7 a 65,0 UNT, durante a seca, e de 4,0 a 275,0 UNT durante a época de cheia. O ponto a jusante do perímetro urbano apresentou variações entre 1,2 e 65,1 UNT e entre 12,0 e 160,0 UNT, nos períodos de seca e cheia, respectivamente.

Segundo os padrões de qualidade de água, estabelecidos na Resolução CONAMA n.º 357 (Brasil, 2005), os valores de turbidez para as águas de classes 1, 2 e 3 não devem exceder 40, 100 e 100 UNT, respectivamente.

### **2.2.1.2. Temperatura**

A temperatura é uma característica física do meio, influenciando diretamente a maioria dos processos físicos, químicos e biológicos que ocorrem nos corpos de água. A temperatura da água influencia, por exemplo, a concentração de oxigênio dissolvido (a solubilidade dos gases na água é inversamente proporcional à mesma), a velocidade do processo de degradação da matéria orgânica, a taxa de mortalidade de microrganismos, como os coliformes, e os processos de estratificação térmica (Larentis, 2004).

As variações de temperatura fazem parte do regime climático normal, sendo que corpos de água naturais apresentam variações sazonais e diurnas, bem como estratificação vertical. A temperatura superficial da água é influenciada por fatores, como a latitude, altitude, estação do ano, período do dia e nível de água do rio (Ribeiro, 2002).

Ribeiro (2002), avaliando a qualidade da água na bacia do rio Doce em Minas Gerais, no período de estiagem (julho, agosto e setembro de 2001), observou

valores de temperatura de 18,1 e 19,5 °C, respectivamente, antes e após o encontro do rio Turvo Sujo com o ribeirão São Bartolomeu.

Santos (2001), no inverno de 2001, observou o valor de temperatura de 12°C tanto no encontro do ribeirão São Bartolomeu com o rio Turvo Sujo quanto no encontro do rio Turvo Sujo com o rio Turvo Limpo.

A Resolução CONAMA n.º 357 (Brasil, 2005) estabelece, para o lançamento de efluentes, que a temperatura destes deve ser inferior a 40 °C, sendo que a variação de temperatura do corpo receptor não deverá exceder 3 °C na zona de mistura.

## **2.2.2. Variáveis químicas**

### **2.2.2.1. Potencial hidrogeniônico**

O potencial hidrogeniônico (pH) indica a condição de acidez, alcalinidade ou neutralidade da água. O pH pode ser resultado de fatores naturais e antrópicos. Altos valores de pH em águas podem estar associados à proliferação de vegetais, pois, com o aumento das taxas fotossintéticas, há consumo de gás carbônico e, portanto, diminuição do ácido carbônico da água e conseqüente aumento do pH (von Sperling, 1996).

O pH é uma importante variável, que influencia muitos processos biológicos e químicos no corpo de água e, conseqüentemente, todos os processos associados ao tratamento de água e abastecimento. Um exemplo desta importância está associado ao fato de o pH, juntamente com a temperatura, influenciar a transformação do íon amônio em amônia molecular (NH<sub>3</sub>), forma potencialmente mais tóxica no ambiente hídrico (Ellis, 1989).

A acidez no meio aquático é causada, principalmente, pela presença de gás carbônico, ácidos minerais e sais hidrolisados. A acidificação do meio pode ocorrer devido à liberação do íon hidrogênio, quando um ácido reage com a água. As variações do pH no meio aquático estão relacionadas, ainda, à dissolução de rochas, absorção de gases da atmosfera, oxidação da matéria orgânica e fotossíntese (Pereira, 2004).

Durante o acidente com o navio tanque Bahamas, no porto do Rio Grande, localizado no Rio Grande do Sul, quando houve necessidade de descarregar a carga ácida no canal de navegação, uma das preocupações era que a água não chegasse

a um pH muito baixo, pois, poderia solubilizar os metais do sedimento, tornando-os biodisponíveis (Pereira e Niencheski, 2003; Mirlean et al., 2001).

Lima (2001) encontrou no rio Cuiabá, em Mato Grosso, valores do pH na seção a montante do perímetro urbano, numa faixa de variação entre 5,90 e 8,60 durante a seca e de 6,30 a 7,96 na época de cheia. A jusante do perímetro urbano, o mesmo autor encontrou variações entre 5,80 a 8,39 e 6,60 a 7,84 nos períodos de seca e cheia, respectivamente.

Jordão et al. (2007) avaliando a qualidade da água na bacia do rio Doce, durante o período de estiagem (julho, agosto e setembro de 2001), observaram valores de pH de 6,0 e 7,1 antes e após o encontro do rio Turvo Sujo com o ribeirão São Bartolomeu, respectivamente. Desta maneira, o autor concluiu que o ribeirão São Bartolomeu contribuiu para o aumento do pH no rio Turvo Sujo.

Santos (2001) verificou, no inverno de 2001, valores de pH de 7,78 e 7,30 no encontro do ribeirão São Bartolomeu com o rio Turvo Sujo e de 7,28 e 7,24 no encontro do rio Turvo Sujo com o rio Turvo Limpo.

Segundo os padrões de qualidade de água, estabelecidos na Resolução CONAMA n.º 357 (Brasil, 2005), os valores de pH para as águas de classes 1, 2 e 3 devem estar na faixa de 6,00 a 9,00.

#### **2.2.2.2. Condutividade elétrica**

A condutividade elétrica da água representa sua capacidade de transmitir a corrente elétrica. Ocorre devido à presença de substâncias dissolvidas, que se dissociam em ânions e cátions, sendo, portanto, uma variável física indicativa da quantidade de sais dissolvidos na água (Guimarães-Silva et al., 2007).

Esteves (1998) salienta que esta variável é muito importante, pois, pode fornecer informações sobre o metabolismo do ecossistema aquático, sobre a produção primária (redução dos valores da condutividade elétrica) e decomposição (aumento dos valores da condutividade elétrica), bem como sobre outros fenômenos que ocorrem na bacia de drenagem. Avaliando os valores de condutividade elétrica, pode-se detectar, ainda, algumas fontes poluidoras nos ecossistemas aquáticos (Cruz, 2003).

Alguns fatores como a geologia da bacia e o regime das chuvas podem influenciar a composição iônica dos corpos de água. Os sais presentes na água,

segundo Ayers e Westcot (1991), originam-se da dissolução ou intemperização das rochas e solos, incluindo a dissolução lenta do calcário, do gesso e outros minerais.

Guimarães-Silva et al. (2007), avaliando a qualidade da água no rio Ponte e seus afluentes, em Ouro Preto-MG, encontraram valores de condutividade elétrica entre 7,18 e 142,70  $\mu\text{S cm}^{-1}$ , sendo os locais que apresentaram valores mais baixos localizados em dois tributários: córregos da Lavrinha e da Cachoeira, que representam, visualmente, áreas com pouca interferência antrópica e águas límpidas. Já os locais que apresentaram maiores valores estão localizados próximos aos distritos, recebendo grande quantidade de carga poluente destes.

Ribeiro (2002) observou que o ribeirão São Bartolomeu não contribuiu para a elevação da condutividade elétrica nas amostras de água coletadas no rio Turvo Sujo, sendo estes valores de 15 e 10  $\mu\text{S cm}^{-1}$ , antes e após o encontro deste com o ribeirão São Bartolomeu, respectivamente. Segundo o autor, isso se deve ao efeito diluidor (maior volume de água deste corpo hídrico).

### **2.2.2.3. Oxigênio dissolvido**

O oxigênio é um elemento de essencial importância para organismos aeróbios, sendo o gás mais abundante na água, depois do nitrogênio (Vinatea, 1997).

A mensuração das concentrações de oxigênio dissolvido possibilita a avaliação das condições aeróbias dos cursos de água, sendo de fundamental importância para avaliar as condições naturais da água e detectar impactos ambientais, como a eutrofização e poluição orgânica (Jordão et al., 2007; Carmouze, 1994).

Uma concentração apropriada de oxigênio dissolvido é essencial à manutenção dos processos naturais de autodepuração em sistemas aquáticos. Baixos conteúdos de oxigênio dissolvido indicam a presença de substâncias, como material orgânico biodegradável e íons em mais baixo estado de oxidação como  $\text{Fe}^{2+}$  e  $\text{Mn}^{2+}$  (Jordão et al., 2007), pois, as bactérias decompositoras fazem uso do oxigênio em seus processos respiratórios, durante a estabilização do material orgânico.

Dependendo da intensidade com que o oxigênio é consumido e da taxa de aeração do ambiente, pode ocorrer a morte de diversos seres aquáticos devido à ausência deste elemento. Caso o oxigênio seja totalmente consumido, têm-se condições anaeróbias do ambiente e geração de condições redutoras, aumentando a toxicidade de muitos elementos químicos que, assim, tornam-se mais solúveis (Balls et al., 1996).

As principais fontes de oxigênio na água são a troca com a atmosfera (aeração), a produção pelos organismos produtores primários via fotossíntese e a própria água.

A quantidade de oxigênio pode variar em função da temperatura, altitude local e salinidade da água (Jordão et al., 2007), sendo que ao nível do mar, à temperatura de 20 °C, a concentração de saturação de oxigênio dissolvido é de 9,2 mg L<sup>-1</sup> (von Sperling, 1996).

Jordão et al. (2007) observaram que o ribeirão São Bartolomeu contribuiu para a diminuição da concentração de oxigênio dissolvido no rio Turvo Sujo, sendo os valores de 9,1 e 0,9 mg L<sup>-1</sup> antes e após o encontro deste com o ribeirão, respectivamente. O ribeirão São Bartolomeu possui grande quantidade de material orgânico, pois, recebe grandes descargas de esgoto doméstico proveniente da cidade de Viçosa-MG.

Segundo os padrões de qualidade de água, estabelecidos na Resolução CONAMA n.º 357 (Brasil, 2005), os limites mínimos de oxigênio dissolvido estabelecidos para as águas de classes 1, 2 e 3 são 6, 5 e 4 mg L<sup>-1</sup>, respectivamente.

#### **2.2.2.4. Demanda bioquímica de oxigênio**

A demanda bioquímica de oxigênio (DBO) é a quantidade de oxigênio necessária para oxidar a matéria orgânica biodegradável presente na água (Jordão et al., 2007; Matos, 2004; Pereira, 2004). Se a quantidade de matéria orgânica é pequena, as bactérias decompositoras necessitarão de pouco oxigênio para decompô-la e então, a DBO será baixa (Pereira, 2004).

As moléculas orgânicas de estruturas complexas e altos valores energéticos são utilizadas pelas bactérias, como fonte de alimento e energia. Para ocorrer o processo de nutrição e, assim, a liberação de energia, é necessário que os organismos aeróbios respirem. Ao respirar, esses microrganismos consomem certa quantidade de oxigênio, ou seja, provocam demanda de oxigênio.

Segundo Matos (2004), a determinação da DBO em águas superficiais tem sido feita com o intuito de se ter uma idéia do grau de poluição orgânica dos corpos hídricos, sendo uma das variáveis mais importantes na determinação da qualidade da água. Em ambientes naturais, não poluídos, a concentração de DBO deve ser

baixa (1 a 10 mg L<sup>-1</sup>); caso o corpo de água receba poluição orgânica, os valores de DBO devem ser bem mais elevados.

Durante o período de estiagem, Jordão et al. (2007) observaram valores de DBO de 18,9 e 20,5 mg L<sup>-1</sup> antes e após o encontro do rio Turvo Sujo com o ribeirão São Bartolomeu, respectivamente. Assim, os autores concluíram que o ribeirão São Bartolomeu contribuiu para o aumento na carga orgânica do rio Turvo Sujo e, conseqüentemente, com o aumento no valor da DBO.

Santos (2001), no inverno de 2001, encontrou valores de 163,1 e 120,8 mg L<sup>-1</sup> para DBO, no encontro do rio Turvo Sujo com o ribeirão São Bartolomeu e 179,4 e 42,3 mg L<sup>-1</sup> no encontro do rio Turvo Sujo com o rio Turvo Limpo.

Segundo os padrões de qualidade de água, estabelecidos na Resolução CONAMA n.º 357 (Brasil, 2005), os valores máximos de DBO para as águas de classes 1, 2 e 3 são 3,0; 5,0 e 10,0 mg L<sup>-1</sup>, respectivamente.

#### **2.2.2.5. Fósforo**

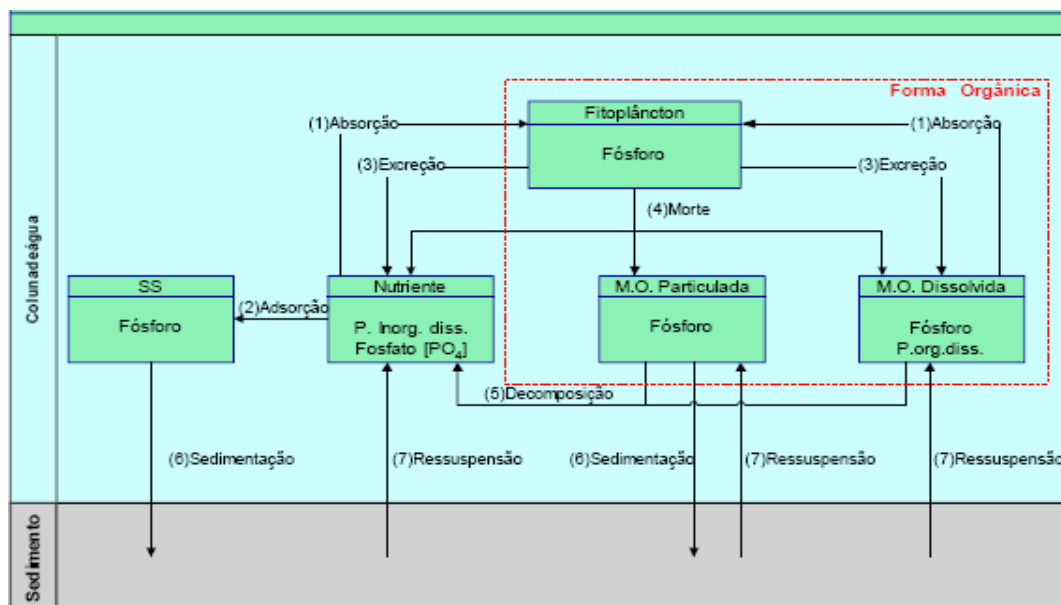
Em águas naturais, o fósforo apresenta-se predominantemente na forma de fosfatos. Estes são classificados em ortofosfatos, fosfatos condensados (piro, meta e outros polifosfatos) e fosfatos aderidos a sólidos. Podem estar em solução, particulados ou aderidos em organismos aquáticos (APHA, 1995). Chapra (1997) apresenta uma nomenclatura representativa para as diferentes formas de fósforo encontradas em águas naturais, conforme apresentado a seguir.

- Fósforo inorgânico dissolvido - chamado de ortofosfato ou fósforo reativo dissolvido. É a principal forma de fosfato assimilado pelos vegetais aquáticos e pode ser constatado sob diferentes espécies iônicas, em função do pH do meio: H<sub>2</sub>PO<sub>4</sub><sup>-</sup>, HPO<sub>4</sub><sup>-2</sup> e PO<sub>4</sub><sup>-3</sup>;
- Fósforo orgânico particulado - presente nos seres vivos e nos detritos orgânicos;
- Fósforo orgânico não particulado - dissolvido ou presente em colóides de compostos orgânicos que contenham fósforo. É originado da decomposição do fósforo orgânico particulado;
- Fósforo inorgânico particulado - fosfatos minerais e fosfatos complexados ou adsorvidos a materiais sólidos;

- Fósforo inorgânico não particulado: fosfatos condensados, como os encontrados nos detergentes.

Segundo Esteves (1998), o fósforo presente em ecossistemas aquáticos continentais origina-se de fontes naturais e artificiais. Dentre as fontes naturais, as rochas da bacia de drenagem constituem a fonte básica de fósforo. Outros fatores naturais, que permitem o aporte de fósforo, podem ser apontados, como o material particulado presente na atmosfera e o fósforo resultante da decomposição de organismos de origem alóctone (originado fora do lugar em que se encontra). As fontes artificiais de fósforo mais importantes são os esgotos domésticos e industriais e o material particulado de origem industrial contido na atmosfera (Silva, 1997).

O fósforo atua como fator limitante na produção primária dos ecossistemas aquáticos, podendo conduzir à eutrofização, a qual pode ocasionar modificações nas propriedades físicas, químicas e biológicas do meio, levando a perdas em sua produtividade e biodiversidade (Lamparelli, 2004). O fósforo é constituinte importante nos sistemas biológicos. Esta importância é devida à sua participação em processos fundamentais do metabolismo dos seres vivos, tais como o armazenamento de energia (forma uma fração essencial da molécula de ATP) e a estruturação da membrana celular (por meio dos fosfolipídios) (Esteves, 1998). Na Figura 1, é apresentada uma simplificação do ciclo do fósforo em ambientes aquáticos.



Fonte: Chapra (1997), adaptado por Silva (2006)

Nota: SS – sólidos suspensos; M.O. – matéria orgânica; P – fósforo

Figura 1. Esquema simplificado do ciclo do fósforo no ambiente aquático.

No Brasil, era adotado um padrão de qualidade de água cuja concentração máxima de fósforo total permitida, estabelecida pela Resolução CONAMA n.º 20 (Brasil, 1986), era de 25  $\mu\text{g L}^{-1}$  para águas doces, enquadradas nas classes 1 e 2. No entanto, no ano de 2003, foi criado um grupo de trabalho para revisão da legislação em questão e, então, foram propostos novos valores para o fósforo total. A Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental (CETESB) acompanhou os trabalhos desenvolvidos e, na ocasião, os participantes entenderam que o padrão anterior era muito restritivo e não refletia a realidade brasileira. A nova proposta foi aceita, vindo a fazer parte do conteúdo da Resolução CONAMA n.º 357 (Brasil, 2005). Os novos padrões para cada tipo de ambiente aquático são apresentados na Tabela 1.

Jordão et al. (2007) observaram, no período de estiagem, valores de fosfato total de 2170  $\mu\text{g L}^{-1}$  no ribeirão São Bartolomeu e de 137 e 1249  $\mu\text{g L}^{-1}$  no rio Turvo Sujo, respectivamente, antes e após o encontro deste com o ribeirão São Bartolomeu, observando, então, que o ribeirão contribuiu para o aumento do grau de poluição no rio Turvo Sujo

Tabela 1. Valores máximos de fósforo total, para águas doces de classes 1, 2 e 3

Classes	Ambiente	Fósforo Total ( $\mu\text{g L}^{-1}$ )
Classe 1	Lêntico	20,0
	Intermediário*	25,0
	Lótico	100,0
Classe 2	Lêntico	30,0
	Intermediário*	50,0
	Lótico	100,0
Classe 3	Lêntico	50,0
	Intermediário*	75,0
	Lótico	150,0

\* Ambientes com tempo de residência entre 2 e 40 dias ou tributários de ambientes lênticos.

#### 2.2.2.6. Nitrogênio

O nitrogênio, assim como o fósforo, também desempenha papel fundamental nos ecossistemas aquáticos, sendo um dos elementos mais importantes desses

ecossistemas, possuindo comportamento químico complexo em virtude das várias formas que pode assumir e dos impactos que a mudança do estado de oxidação pode trazer aos organismos vivos (Lima et al., 2001).

Dentro de seu ciclo na biosfera, o nitrogênio se alterna entre várias formas e estados de oxidação, como resultado de diversos processos bioquímicos. No meio aquático, o nitrogênio pode ser encontrado nas formas de nitrogênio molecular ( $N_2$ ), nitrogênio orgânico, amônia ( $NH_3$ ), amônio ( $NH_4^+$ ), nitrito ( $NO_2^-$ ) e nitrato ( $NO_3^-$ ) (von Sperling, 1996).

Amônio ( $NH_4^+$ ), nitrito ( $NO_2^-$ ) e nitrato ( $NO_3^-$ ) são as formas iônicas (reativas) mais comuns de nitrogênio inorgânico dissolvido em ecossistemas aquáticos (Rabalais, 2002). Estes íons podem estar presentes naturalmente, como resultado da deposição atmosférica, escoamento superficial e subterrâneo, dissolução de rochas ricas em nitrogênio, fixação de  $N_2$  por certos seres procariontes (em particular cianobactérias com heterocistos) e degradação biológica da matéria orgânica (Wetzel, 2001; Rabalais, 2002).

Além de fontes naturais, o nitrogênio inorgânico pode, em ecossistemas aquáticos, ser proveniente de fontes derivadas de atividades humanas. Fontes não pontuais geralmente são de maior relevância que fontes pontuais, pois, estas normalmente são maiores e de mais difícil controle (Howarth et al., 2000).

O nitrogênio amoniacal ocorre, naturalmente, nas águas de superfície e em águas residuárias, pois, a amônia é o principal produto de excreção dos organismos aquáticos (Campbel, 1973). O nitrogênio amoniacal se apresenta em duas formas dissolvidas: o amoníaco ou amônia e o íon amônio, cujas proporções dependem do pH, da temperatura e da salinidade presente no ambiente. Como o nitrogênio na forma de amônia é mais tóxico, as concentrações de amônio pode elevar-se sem que sua toxicidade se torne crítica (se o pH e a temperatura se mantiveram dentro de certos limites). O amônio tende a ser transformado em nitrito e, posteriormente, em nitrato ( $NH_4^+ \rightarrow NO_2^- \rightarrow NO_3^-$ ) em um processo que consiste de duas etapas, em que atuam bactérias aeróbias autotróficas (*Nitrossomonas* e *Nitrobacter*, respectivamente) (Wetzel, 2001).

O nitrogênio na forma de nitrito é o estado intermediário entre o amônio e o nitrato. Em baixas concentrações de oxigênio, pode haver redução do nitrato (desnitrificação), elevando as concentrações de nitrito. Altas concentrações de nitrito podem significar grande atividade bacteriana e carência de oxigênio (Baumgarten e Niencheski, 1995).

O nitrato é a forma mais estável do nitrogênio, sendo um dos principais nutrientes utilizados pelos produtores primários. É regenerado por via bacteriana a partir do nitrogênio orgânico que, pela decomposição da matéria orgânica, transforma-se em nitrogênio amoniacal. Portanto, a produção do nitrato resulta da oxidação bacteriana do amônio, tendo o nitrito como intermediário (Baumgarten e Pozza, 2001). O nitrato está associado a doenças como a metahemoglobinemia (síndrome do bebê azul) e, possivelmente, a algumas formas de câncer no estômago e intestino (Matos, 2004).

Todavia, amônio, nitrito e nitrato podem ser removidos da água por macrófitas, algas e bactérias, as quais podem assimilar estas formas de nitrogênio. Em águas anaeróbias e sedimentos anóxicos, bactérias anaeróbias facultativas (exemplo: *Achromobacter*, *Bacillus*, *Micrococcus*, *Pseudomonas*) podem utilizar nitrito e nitrato como acceptor final de elétrons, resultando na formação de  $N_2O$  e  $N_2$  (Wetzel, 2001; Paerl et al., 2002).

As diferentes formas dos compostos de nitrogênio, encontradas no meio aquático, podem ser utilizadas como indicadores da qualidade sanitária das águas (Lima et al., 2001). von Sperling (1996) salienta que o nitrogênio orgânico e o amônio estão associados a efluentes e águas recém poluídas. Com o passar do tempo, o nitrogênio orgânico é convertido em nitrogênio amoniacal e, posteriormente, se condições aeróbias estão presentes, a oxidação da amônia acontece transformando-se em nitrito e nitrato, respectivamente, indicando poluição mais remota.

Camargo e Alonso (2006) salientam que os três principais problemas ambientais, em relação à poluição com nitrogênio inorgânico, são: (1) aumento da concentração de íons de hidrogênio nos ecossistemas aquáticos, quando há o processo de nitrificação, resultando em acidificação desses sistemas ecológicos; (2) estímulo ou aumento do desenvolvimento, manutenção e proliferação de produtores primários, o que pode ocasionar a eutrofização de ecossistemas aquáticos, podendo, em alguns casos, induzir a ocorrência de algas tóxicas; (3) limitação e, ou redução da capacidade de sobrevivência, crescimento e reprodução de animais aquáticos, como resultado da toxicidade direta de compostos nitrogenados inorgânicos.

Jordão et al. (2007) observaram valores de 0,54 a 4,8 mg L<sup>-1</sup> para nitrato e de 6,5 a 28,0 mg L<sup>-1</sup> para nitrogênio amoniacal no ribeirão São Bartolomeu. No rio Turvo Sujo, esses autores encontraram, antes e após o encontro deste rio com o

ribeirão São Bartolomeu, concentrações de nitrato de 2,95 e 1,35 mg L<sup>-1</sup> e de nitrogênio amoniacal de 5,6 e 2,8 mg L<sup>-1</sup>.

Os limites máximos estabelecidos na Resolução CONAMA n.º 357 (Brasil, 2005) para concentrações de nitrato e nitrito, respectivamente, são de 10 e 1 mg L<sup>-1</sup>, para águas de classe 1, 2 e 3. Os valores máximos da concentração de nitrogênio amoniacal total são dependentes do pH, sendo de 3,7; 2,0; 1,0 e 0,5 mg L<sup>-1</sup> para valores de pH de 7,5; 7,5 <pH≤8,0; 8,0<pH≤8,5; pH>8,5, respectivamente.

### **2.2.2.7. Elementos químicos potencialmente tóxicos**

O termo “metal pesado” é frequentemente utilizado para classificar grupos de metais e semi-metais que têm sido associados à contaminação, toxicidade ou ecotoxicidade potencial. Entretanto, segundo Duffus (2002) e Hodson (2004), este termo não tem nenhuma base terminológica ou científica fundamentadas.

Muitos autores se baseiam na densidade, para definir se um elemento é um “metal pesado” ou não. Bjerrum (1936) definiu o termo “metais pesados” como sendo elementos com densidade acima de 7 g cm<sup>-3</sup>. Entretanto, com o passar dos anos, essa definição foi modificada por vários autores, que definiram os “metais pesados” como sendo elementos com densidade acima de 4 g cm<sup>-3</sup> (van Nostrand, 1964). Pouco tempo depois, Parker (1989) e Morris (1992) definiram “metais pesados” como sendo elementos químicos de densidade maior que 5 g cm<sup>-3</sup>. Segundo Duffus (2002), as idéias de definição de metais pesados baseadas na densidade devem ser abandonadas, pois, é impossível obter um consenso com tantas definições diferentes.

Outros grupos de definição são baseados na massa atômica do elemento químico. Alguns autores descrevem como “metais pesados” aqueles elementos cuja massa atômica é superior a 23 (Bennet, 1986; Lewis, 1993), enquanto outros autores (Rand et al., 1995) os classificam como elementos com massa atômica acima de 40. Segundo Duffus (2002), o problema de denominar metal pesado como elementos químicos de massa atômica maior que 23 é que, nesta classificação, passam a ser incluídos entre os “metais pesados” metais essenciais como o magnésio e o potássio, que categoricamente se opõem à base histórica de definição baseada em densidade.

O termo “metal traço” tem sido utilizado para metais encontrados em baixas concentrações, em frações de massa de parte por milhão ou menos, em algumas

fontes específicas como solo, planta, água, e outras. No entanto, algumas vezes, este termo tem implicações confusas (Duffus, 2002).

Portanto, como a definição do termo “metais pesados” é controversa, pois, na literatura, encontram-se diversas designações com base em critérios variados, o termo “elementos químicos potencialmente tóxicos” será adotado neste tópico.

Alguns elementos químicos são essenciais à vida, em pequenas quantidades (sódio, potássio, cálcio, manganês, ferro, molibdênio, níquel, cobalto, cobre e zinco). No entanto, em grandes quantidades, podem ocasionar danos à saúde. Outros elementos como o mercúrio e o chumbo não são essenciais e têm efeitos tóxicos sobre o organismo.

Elementos potencialmente tóxicos encontram-se presentes naturalmente no ambiente, devido sua existência nos materiais de origem dos solos. Estes elementos atingem os corpos de água, por meio de processos físicos e químicos naturais, como o intemperismo ou a infiltração em solos e rochas. Entretanto, as atividades antrópicas podem favorecer o desequilíbrio na concentração desses elementos, podendo ocasionar contaminação à biota e à saúde humana.

Nos ambientes aquáticos, os elementos podem sofrer transformações químicas, que os tornam ainda mais nocivos ao ambiente. Segundo Solomons e Förstner (1984), as transformações químicas às quais os elementos estão submetidos são, ainda, mais acentuadas em ambientes ricos em nutrientes e com temperaturas elevadas.

No Brasil, existem vários relatos de contaminação da água e de organismos aquáticos por elementos potencialmente tóxicos. Alguns relatos evidenciam a ocorrência de bioacumulação em moluscos, como: a contaminação da Baía de Todos os Santos-BA, por cádmio, mercúrio, chumbo e zinco, provocada pelos despejos de efluentes domésticos, industriais, petroquímicos e metalúrgicos; da Baía de Guanabara-RJ, por crômio, cobre, manganês e zinco, também devido ao lançamento de esgoto urbano e efluente de indústrias petroquímicas e metalúrgicas; da Barra da Tijuca-RJ, por cobre, manganês e zinco, sem causa definida; da Baía de Sepetiba-RJ, por cádmio, crômio e zinco, provocado pelo efluente de indústria metalúrgica; e do Complexo Estuarino-lagunar de Iguape-Cananéia-SP, por chumbo, oriundo da atividade mineradora no leito do Rio Ribeira de Iguape (Pfeiffer et al., 1985; José, 1997).

A seguir, é apresentada uma breve descrição dos elementos potencialmente tóxicos, avaliados neste estudo.

### **2.2.2.7.1. Cobre**

O cobre (Cu) é um micronutriente indispensável às plantas e seres humanos, quando em baixas concentrações; entretanto, é tóxico quando em concentrações elevadas. Pode ocorrer nas formas  $\text{Cu}^{+2}$  ou  $\text{Cu}^{+3}$ . Este elemento forma complexos com a matéria orgânica, podendo, assim, tornar-se mais móvel (Nascentes, 2006; Carvalho, 2005).

O cobre tem várias aplicações e usos diários, sendo utilizado em latas ou tampas de garrafa, nas fiações elétricas, nos canos de sistemas de aquecimento de água para usos industriais e domésticos, nos equipamentos de destilação de bebidas, nos tradicionais tachos de cobre para cozimento e fritura de alimentos, na técnica de cobreamento galvânico de superfícies, nas represas para controle de algas e também como aditivo em alimentos (Carvalho, 2005).

Segundo Carvalho (2005), a ingestão de doses excessivamente altas de Cu pode provocar irritação e corrosão da mucosa, danos capilares, problemas hepáticos e renais e irritação no sistema nervoso central, seguido de depressão. Por outro lado, a falta de cobre no organismo pode ocasionar anemia, neutropenia (leucócitos e neutrófilos abaixo do número normal) e desmineralização óssea em crianças mal nutridas (Castro, 2002).

Na Resolução CONAMA n.º 357 (Brasil, 2005), estabelecem-se as concentrações de cobre dissolvido em águas de classe 1, 2 e 3, sendo estas 9, 9 e  $13 \mu\text{g L}^{-1}$ , respectivamente.

### **2.2.2.7.2. Zinco**

O zinco (Zn) é um elemento essencial para animais e plantas, podendo formar precipitados solúveis com os íons  $\text{CO}_3^{-2}$ ,  $\text{SO}_3^{-2}$  e  $\text{PO}_4^{-3}$ . Este elemento é utilizado na galvanização, mergulhando-se as peças metálicas em banho de zinco derretido por um curto período (forma uma película protetora anticorrosiva). É ainda utilizado na galvanização eletrolítica, na fabricação de baterias secas, chapas para diversas finalidades, moedas, pigmentos, tintas, produtos para a indústria de borracha, produtos cosméticos e sabões. Na forma de sulfeto de zinco (ZnS), é utilizado para fabricação de placas luminosas, telas de TV e de raio-X e nas lâmpadas fluorescentes. Uma das ligas mais importantes de zinco é o latão, que consiste na mistura deste elemento com o cobre.

Por meio da inalação de vapores de óxido de zinco, os mamíferos podem contrair a “febre dos fundidores”, antigamente denominada "paludismo do latón", que apresenta sintomas tais como dores, desmaios, arrepios e abundante transpiração. Intoxicações agudas pelo zinco podem ocorrer, ao se consumir alimentos ácidos, que foram conservados durante longo tempo em recipientes deste material. Quando presente em altas concentrações no organismo, o zinco pode causar sérios problemas nos pulmões e ser corrosivo à pele (Cassert e Doull's, 1986).

Na Resolução CONAMA n.º 357 (Brasil, 2005), estabelecem-se as concentrações de zinco total para as águas de classe 1, 2 e 3, sendo estas, respectivamente, 180, 180 e 5000  $\mu\text{g L}^{-1}$ .

### **2.2.2.7.3. Crômio**

O crômio é um metal essencial ao metabolismo humano. O  $\text{Cr}^{3+}$  e a insulina contribuem para manutenção do nível de glicose no sangue (Silva, 2001). Este elemento ocorre nos estados de oxidação de -1 a +6, mas são comuns somente os estados fundamental (0), +2, +3 e +6. O  $\text{Cr}^{+2}$  é instável na maioria dos compostos, sendo rapidamente oxidado pelo ar para  $\text{Cr}^{+3}$ , restando apenas este e o  $\text{Cr}^{+6}$  como importantes do ponto de vista ambiental e da saúde. O  $\text{Cr}^{+3}$  é completamente diferente do  $\text{Cr}^{+6}$ , quanto às propriedades químicas e quanto aos efeitos biológicos: o primeiro é um nutriente essencial para os seres humanos, enquanto o segundo é carcinogênico para os pulmões (Sussuline e Arruda, 2006; Castro, 2002).

O crômio é um metal, que ocorre no ecossistema como resultado da intemperização do material de origem dos solos, podendo ser introduzido por meio de deposições de resíduos de origem industrial, como curtumes e siderurgia (Castilhos et al., 2001). Segundo a EPA (1998), as principais fontes de crômio para as águas superficiais são as enxurradas, as deposições vindas do ar e os resíduos municipais e industriais.

Em águas subterrâneas, em geral, o crômio hexavalente ( $\text{Cr}^{+6}$ ) é móvel e solúvel, enquanto o crômio trivalente ( $\text{Cr}^{+3}$ ) é imóvel e insolúvel (Fetter, 1993).

O principal mecanismo de remoção do  $\text{Cr}^{+3}$  na água é a formação do precipitado de  $\text{Cr}_2\text{O}_3 \cdot \text{XH}_2\text{O}$  seguido de sedimentação. Entretanto, o  $\text{Cr}^{+4}$  pode existir e persistir no ambiente aquático por períodos longos, o que é verdadeiro para águas não poluídas por matéria orgânica ou outros agentes redutores; nas águas poluídas, o  $\text{Cr}^{+4}$  é rapidamente transformado para  $\text{Cr}^{+3}$  (Castro, 2002).

Doses de cromo acima das recomendáveis podem provocar intoxicações e uma série de doenças (Nascentes, 2006). As doses tóxicas do  $\text{Cr}^{3+}$  e do  $\text{Cr}^{6+}$  são bem diferentes. O  $\text{Cr}^{6+}$  apresenta elevada toxicidade, o que pode ser explicado pelo fato deste penetrar através da membrana celular com muita facilidade e ser um agente oxidante muito forte, podendo até mesmo interagir com constituintes da célula, inclusive material genético (Nascentes, 2006)

Na Resolução CONAMA n.º 357 (Brasil, 2005), estabelecem-se as concentrações de cromo total para as águas de classe 1, 2 e 3, como sendo de  $50 \mu\text{g L}^{-1}$ .

#### **2.2.2.7.4. Níquel**

O níquel (Ni) é um elemento importante nas atividades enzimáticas, na estabilidade estrutural de macromoléculas biológicas e no metabolismo em geral (Ribeiro, 2002).

A queima de combustíveis fósseis contribui para o aumento da concentração de níquel no meio ambiente. Os processos de mineração e fundição do metal, fusão e modelagem de ligas e as indústrias de eletrodeposição também se enquadram como contribuintes principais. Como fonte secundária deste elemento, merecem destaque os processos de fabricação de alimentos, de produtos de panificadoras, de refrigerantes e de sorvetes aromatizados (Philippi et al., 2004).

Doses elevadas de níquel podem causar dermatites nos indivíduos mais sensíveis e afetar nervos cardíacos e respiratórios (Philippi et al., 2004). O níquel é considerado de baixa toxicidade, embora sua ingestão possa causar asfixia e sua inalação provocar câncer. Tem sido considerado como muito tóxico para plantas e para a vida aquática (Carvalho, 2001).

Na Resolução CONAMA n.º 357 (Brasil, 2005), estabelecem-se as concentrações de níquel dissolvido em águas de classe 1, 2 e 3, como sendo de  $25 \mu\text{g L}^{-1}$ .

#### **2.2.2.7.5. Chumbo**

O chumbo (Pb), juntamente com o cádmio, são os elementos mais preocupantes, pois, não exercem nenhuma função biológica conhecida em vegetais ou animais. Este elemento pode ser encontrado em dois estados de oxidação:  $\text{Pb}^{2+}$

e  $Pb^{4+}$  que são estáveis; mas, no ambiente, o elemento predominante é o íon  $Pb^{2+}$  (Takamatsu, 1995).

O chumbo constitui um dos maiores problemas ambientais do mundo moderno, sendo, notoriamente, o elemento que oferece maior risco de envenenamento aos seres humanos, especialmente às crianças (Gratão et al., 2005; Shen et al., 2002).

O chumbo pode estar presente no ar, no tabaco, nas bebidas e nos alimentos; nestes últimos, naturalmente, por contaminação direta ou da embalagem; pode também estar presente na água devido às descargas de efluentes industriais como, por exemplo, os efluentes das indústrias de baterias, pois é utilizado na fabricação destas (Farias, 2006). É utilizado na fabricação de pigmentos, munição e soldas (Gutierrez, 2006). O chumbo e seus compostos também são utilizados em eletrodeposição e metalurgia (Farias, 2006). Em condições naturais, apenas traços desse elemento são encontrados nas águas.

O chumbo apresenta alta toxicidade, tem efeito cumulativo e pode levar à intoxicação crônica, que pode ser fatal. Este metal acumula-se nos rins, no fígado, no cérebro e, principalmente, nos ossos (Bastos e Nefussi, 1986). Disfunção renal, anemia, problemas pulmonares e paralisia são alguns dos efeitos que este elemento pode causar ao homem, mesmo em pequenas quantidades. Este elemento pode provocar envenenamento crônico, denominado saturnismo, com efeito sobre o sistema nervoso central com sérias conseqüências (Farias, 2006).

Na Resolução CONAMA n.º 357 (Brasil, 2005), estabelecem-se as concentrações de chumbo total para as águas de classe 1, 2 e 3, como sendo de 10, 10 e 33  $\mu g L^{-1}$ , respectivamente.

#### **2.2.2.7.6. Cádmio**

O cádmio (Cd) é um elemento relativamente raro e não é encontrado na natureza em seu estado puro. Está associado principalmente a sulfetos em minérios de zinco, chumbo e cobre (Oliveira, 2003), não possui função biológica e é altamente tóxico às plantas e animais (Takamatsu, 1995).

Como resultado da necessidade crescente do Cd pela indústria, a poluição ambiental por este elemento tem aumentado, rapidamente, nas últimas décadas. É utilizado principalmente como revestimento protetor no aço, várias ligas, pigmentos para plásticos e vidros, estabilizantes para plásticos, baterias secas de níquel-cádmio e outros usos, incluindo células fotovoltaicas (Carvalho, 2005).

O intemperismo é uma das fontes principais de cádmio para os rios e isso representa o principal fluxo deste elemento para os oceanos. Em condições naturais, é encontrado na água, em traços mínimos, mas pode ser nela introduzido por contato com recipientes ou canalizações onde esteja presente, em geral, como contaminante do zinco empregado na galvanização, bem como por despejos da indústria de galvanoplastia (Braile e Cavalcanti, 1993). Altas concentrações nos solos são encontradas em áreas contendo depósitos de minérios de zinco, chumbo e cobre, o que leva a presença de altas concentrações nas águas dessas regiões (Castro, 2002).

O maior risco à saúde humana provém de sua acumulação crônica nos rins, podendo causar disfunção no córtex em concentrações acima de  $200 \text{ mg kg}^{-1}$  de massa fresca. Os alimentos são a principal via pela qual o Cd entra no corpo, mas o fumo e as exposições ocupacionais aos vapores de CdO também são fontes importantes de contaminação (Takamatsu, 1995).

O cádmio interfere no metabolismo do cálcio em animais e peixes, causando hipocalcemia. No entanto, quando presente em maiores concentrações nas águas, o cálcio inibe a absorção de cádmio pelos peixes. O zinco aumenta a toxicidade do cádmio em invertebrados aquáticos. A absorção de cádmio é aumentada, quando a exposição ocorre na presença de cobre e manganês (Hall e Brown, 2002).

Na Resolução CONAMA n.º 357 (Brasil, 2005), estabelecem-se as concentrações de chumbo total para as águas doce de classe 1, 2 e 3, como sendo 1, 1 e  $10 \mu\text{g L}^{-1}$ , respectivamente.

#### **2.2.2.7.7. Manganês**

O manganês (Mn) é um nutriente indispensável às plantas e aos seres humanos, quando em baixas concentrações, mas é tóxico em altas concentrações (Nascentes, 2006).

Este elemento está presente em quase todos os solos, principalmente na forma de dióxido de manganês. É muito utilizado na indústria de aço e na fabricação de ligas metálicas e baterias, bem como na indústria química, em tintas, vernizes, fogos de artifício e fertilizantes, podendo ser encontrado em pilhas comuns e alcalinas (Farias, 2006).

Em águas naturais, o manganês pode ocorrer em pequenas concentrações, devido à lixiviação de minerais e solos. Maiores concentrações decorrem dos

lançamentos de efluentes industriais (Lemes, 2001). Confere sabor, coloração marrom e turbidez às águas, além de formar depósitos em tubulações (Lemes, 2001).

O manganês é um dos elementos com grande potencial tóxico, podendo ser acumulado principalmente no fígado, nos rins e nas glândulas endócrinas, bem como no cérebro e ossos (Schuartsman, 1985). A intoxicação crônica pode provocar disfunções do sistema neurológico e afetar o cérebro, provocando agressividade, euforia, apatia, psicose mangânica, depressão, amnésia, insônia, tremores, dores musculares e fibrose pulmonar (Galvão e Corey, 1987).

Na Resolução CONAMA n.º 357 (Brasil, 2005), são estabelecidas as concentrações de manganês total para as águas doces de classe 1, 2 e 3 como sendo 100, 100 e 500  $\mu\text{g L}^{-1}$ , respectivamente.

#### **2.2.2.7.8. Ferro**

O ferro (Fe) é um elemento fundamental associado a várias funções metabólicas na maioria dos seres vivos, com exceção de alguns microrganismos da família *Lactobacillus* (Ponka, 2000). Participa no transporte de oxigênio, síntese de DNA, reações redox na cadeia de transporte de elétrons, além de compor a estrutura molecular de diversas proteínas e enzimas (Crichton et al., 2002).

O ferro está presente na forma insolúvel ( $\text{Fe}^{3+}$ ) em grande quantidade de tipos de solos. Na ausência de oxigênio dissolvido (ex: água subterrânea ou fundo de lagos), ele se apresenta na forma solúvel ( $\text{Fe}^{2+}$ ). Caso a água contendo as formas reduzidas seja exposta ao ar atmosférico, o ferro volta a se oxidar às suas formas insolúveis, o que pode causar cor na água, além de manchas nas roupas durante sua lavagem (von Sperling, 1996).

O gás sulfídrico formado pela ação de bactérias nos esgotos pode se combinar com o ferro, originando sulfetos ferrosos de cor preta. O ferro também prejudica a água para fins industriais. As fábricas de papel, de tecidos e de conservas, por exemplo, não podem empregar água com qualquer vestígio de ferro (Braile e Cavalcanti, 1993).

O acúmulo de ferro nos tecidos, células e organelas, tem sido associado a diversos processos patológicos, tais como câncer, doenças hepáticas e cardíacas, diabetes, disfunções hormonais e do sistema imunológico e mesmo doenças crônico-degenerativas (Gardi et al., 2002; Trinder et al., 2002).

Um estudo realizado em homens voluntários demonstrou que a suplementação da alimentação com sulfato ferroso, na concentração de 19 mg d<sup>-1</sup>, durante duas semanas, resultou um aumento nas concentrações de ferro e radicais livres nas fezes desses indivíduos (Lund et al., 1999). Esses resultados corroboram com a tese de aumento de susceptibilidade a processos carcinogênicos, em indivíduos suplementados com ferro (Siqueira et al., 2006).

O fígado é um dos órgãos mais afetados pelos altos níveis de ferro no organismo, pois, as células hepáticas constituem o principal sítio de armazenamento desse elemento. Portanto, a ingestão em excesso induz ao acúmulo de ferro neste órgão (Siqueira et al., 2006). Tais efeitos podem levar a uma disfunção hepática (Gardi et al., 2002; Trinder et al., 2002) devido ao excesso de ferro, que parece estimular a síntese de colágeno, iniciando a fibrogênese e, conseqüentemente, a necrose hepatocelular (Gardi et al., 2002). Além disso, danos no DNA causados pelos radicais livres gerados podem induzir uma proliferação e diferenciação desordenada das células troncohepáticas resultando o carcinoma hepático (Trinder et al., 2002).

Elevados estoques de ferro têm sido associados ao aumento no risco de infarto do miocárdio, assim como diversos dados sugerem que níveis decrescentes do íon podem prevenir algumas doenças (Salonen, 1992; Tuomainen et al., 1998). Além disso, o envolvimento do ferro em processos neurodegenerativos, como o Mal de Alzheimer, tem sido identificado (Smith et al., 1997).

Na Resolução CONAMA n.º 357 (Brasil, 2005), estabelecem-se as concentrações de ferro dissolvido para as águas doces de classe 1, 2 e 3, sendo, respectivamente, 300, 300 e 5000 µg L<sup>-1</sup>.

### **2.2.3. Variáveis biológicas**

#### **2.2.3.1 Clorofila a**

As clorofilas são os pigmentos naturais mais abundantes presentes nas plantas. Ocorrem nos cloroplastos das folhas e em outros tecidos vegetais (von Elbe, 2000).

Os pigmentos fotossintéticos presentes e a sua abundância variam de acordo com a espécie. A clorofila a está presente em todos os organismos, que realizam fotossíntese oxigênica. A clorofila a é o pigmento utilizado para realizar a etapa

fotoquímica (o primeiro estágio do processo fotossintético), enquanto os demais pigmentos auxiliam na absorção de luz e na transferência da energia radiante para os centros de reação, sendo assim chamados de pigmentos acessórios (Streit et al., 2005).

Devido à dificuldade de mensuração direta da produção primária do fitoplâncton, as análises de pigmentos são as técnicas mais utilizadas para a caracterização trófica dos sistemas aquáticos. A clorofila *a* é o pigmento clorofilado dominante nas algas, podendo ser utilizada tanto para caracterizar o estado de trofia no corpo de água quanto para estimar a biomassa algal (população fitoplanctônica) (Mansor, 2005).

### **2.3. Eutrofização de cursos de água**

O nitrogênio e o fósforo presentes nos rios e lagos constituem dois nutrientes que dão suporte à cadeia alimentar. No entanto, os problemas advindos do aumento nas concentrações destes elementos se refletem na proliferação de algas, no efeito tóxico da amônia aos peixes e nos déficits de oxigênio, consumido nos processos de degradação destes nutrientes (Lima et al., 2001).

Nos processos biológicos, o nitrogênio e o fósforo são considerados macronutrientes, por serem elementos exigidos em grandes quantidades pelas células vivas. Quando descarregados em águas superficiais, provocam o enriquecimento do meio, tornando-o mais fértil e possibilitando o crescimento intensivo de comunidades fitoplanctônicas, processo este denominado como eutrofização (Agujaro e Isaac, 2002).

A alta proliferação de plantas aquáticas é, basicamente, resultante da conversão dos nutrientes inorgânicos em material orgânico, por meio da fotossíntese. Observa-se, principalmente em lagos, que a eutrofização é um processo que dá preferência ao desenvolvimento de organismos autotróficos como o fitoplâncton, sendo a radiação solar um fator limitante (Silva e Savi, 2002).

Segundo Wetzel (1993), a eutrofização é um dos estados da sucessão natural dos ecossistemas aquáticos. À medida que o tempo passa e os nutrientes vão se acumulando, havendo um desenvolvimento cada vez maior das populações de fitoplâncton, observa-se, com frequência, o florescimento de algas. A eutrofização é gradual e muito lenta, quando ocorre naturalmente (Rivera, 2003). Entretanto, quando este processo é acelerado, há aumento desordenado na produção de

biomassa, impossibilitando sua incorporação pelo sistema aquático com a mesma velocidade, provocando, assim, um desequilíbrio ecológico (Souza, 1993).

A eutrofização é reconhecida como um dos problemas de qualidade da água de maior importância na atualidade. Investigações demonstraram que 53% dos lagos europeus se encontram eutrofizados, o mesmo ocorre a 28% dos lagos situados na África, 48% e 41% dos lagos que se localizam, respectivamente, na América do Norte e na América do Sul, enquanto, no continente asiático, a proporção atinge 54% (Chorus e Bartram, 1999). Alterações do ambiente e da escala das atividades humanas têm contribuído para a degradação da qualidade das águas, tanto subterrâneas como superficiais, sendo que nestas últimas, a eutrofização é um dos aspectos mais visíveis deste problema.

A eutrofização pode ocasionar efeitos maléficos ao ambiente, tais como:

- Anoxia (ausência de oxigênio dissolvido), devido ao grande consumo de oxigênio necessário à degradação da matéria orgânica, que estará presente em maiores quantidades em ambientes eutrofizados;
- Florescimento de algas e crescimento incontrolável de outras plantas aquáticas;
- Altas concentrações de matéria orgânica, as quais, quando tratadas com cloro, podem criar compostos carcinogênicos;
- Deterioração do valor recreativo de um lago ou de um reservatório, devido à diminuição na transparência da água;
- Acesso restrito à pesca e às atividades recreativas, devido ao acúmulo de plantas aquáticas;
- Menor número de espécies de plantas e animais (biodiversidade);
- Alterações na composição de espécies;
- Diminuição na produção de peixes, causada por depleção de oxigênio na coluna de água.

Dentre os diversos impactos causados pela aceleração do processo de eutrofização, uma das consequências mais preocupantes é o aumento da probabilidade de ocorrência de florações de algas, principalmente as cianobactérias potencialmente tóxicas, as quais podem causar sérios prejuízos à qualidade das águas, sobretudo ao abastecimento público.

Na publicação da Organização Mundial da Saúde (Chorus e Bartram, 1999) são relatados diversos episódios, em diferentes continentes, em que florações desses microrganismos trouxeram prejuízos à saúde humana.

### **2.3.1. Cianobactérias**

Embora a eutrofização venha sendo considerada, desde a década de cinquenta do século vinte, como um problema de qualidade da água, apenas recentemente foi estabelecida a relação entre este problema e a possível ocorrência das toxinas. Se a eutrofização induz à proliferação de cianobactérias e estas produzem toxinas, então a probabilidade de ocorrência de toxinas em meios eutrofizados, as quais por meio de ingestão ou contato com a pele representem um risco para a saúde humana, de animais domésticos ou mesmo da vida selvagem é mais elevada (Chorus e Bartram, 1999).

Em ambientes eutrofizados, as cianobactérias geralmente dominam a população fitoplanctônica durante o verão e início do outono, sendo substituídas por diatomáceas à medida que o inverno se aproxima e à medida que aumenta a turbulência da massa de água (Chorus e Bartram, 1999).

De acordo com a resolução CONAMA n.º 357 (Brasil, 2005), cianobactérias são microrganismos procarióticos autotróficos, também denominados como cianofíceas (algas azuis), capazes de ocorrer em qualquer manancial superficial, especialmente naqueles com elevado nível de nutrientes (nitrogênio e fósforo), podendo produzir toxinas com efeitos adversos à saúde.

Estima-se que a origem das cianobactérias, descobertas a partir de fósseis em rochas sedimentares do noroeste da Austrália, tenha ocorrido a cerca de 3,5 bilhões de anos (Pádua, 2002).

As cianobactérias vivem nos mais diversos ambientes, tais como solos, rochas, águas doce, salobra e salgada. Quanto à aquicultura e abastecimento, os ambientes de água doce são muito propícios ao desenvolvimento destes organismos, pois, a maioria das espécies apresentam melhor desenvolvimento em águas neutras a alcalinas, com pH de 5 a 9, temperatura a partir de 15°C (podendo ocorrer em ambientes com temperatura de até 70°C) e concentrações elevadas de oxigênio dissolvido. Águas com pH entre 5 e 7 e temperatura elevada apresentam maior predominância de *Oscillatoria* sp, *Microcystis* sp, *Anabaena* sp, entre outras.

As intoxicações humanas por cianofíceas podem ocasionar problemas hepáticos (hepatotóxicos), neurológicos (neurotóxicos), distúrbios gastrointestinais e reações respiratórias e alérgicas. As neurotoxinas funcionam como bloqueadores musculares, dentre outros. As anatoxinas-a são neurotoxinas organofosfatadas, que causam a hipersalivação em animais e morte devido à inibição da acetilcolinesterase. As saxitoxinas (neurotoxinas carbamato-alcalóides) provocam envenenamento com paralisia, quando mariscos contaminados são consumidos. Quanto às hepatotoxinas, nas quais se incluem as microcistinas, nodularinas e cilindrospermopsinas, podem ocasionar sintomas como fraqueza, palidez, extremidades frias, respiração ofegante, vômito e diarreia. Podem, também, ocasionar morte por parada respiratória, hemorragia hepática e tumores hepáticos (Castelo Branco, 1991).

A exposição humana às cianotoxinas pode, em geral, ocorrer de diferentes maneiras, como o contato primário com as águas contendo as toxinas, ingestão oral e intravenosa (no tratamento por hemodiálise) e ingestão de animais, como peixes e moluscos, que se alimentaram continuamente de cianofíceas, acumulando as toxinas em seus tecidos (Magalhães, 2001).

Há suspeita de que o longo contato de seres humanos com essas toxinas possa promover o desenvolvimento de câncer, sendo as microcistinas, entre outras, promotoras de tumores (Carmichael, 1994). Esse autor atribui as altas taxas de câncer de fígado e desordens crônicas do trato gastrointestinal à presença e exposição contínua a níveis subletais de hepatotoxinas.

De acordo com Sant'Anna e Azevedo (2000), a espécie *Microcystis aeruginosa* apresenta a distribuição mais ampla no Brasil e *Anabaena* é o gênero com o maior número de espécies potencialmente tóxicas (*A. circinalis*, *A. flos-aquae*, *A. planctonica*, *A. solitaria* e *A. spiroides*). Entretanto, na última década, tem sido observado um grande aumento na ocorrência da espécie *Cylindrospermopsis raciborskii*, em diferentes regiões brasileiras (Huszar et al., 2000).

Observa-se, nos últimos anos, um incremento no número de atendimentos a emergências relacionadas às florações de algas, reclamações de gosto e odor na água distribuída, problemas associados a toxinas de cianobactérias em clínicas de hemodiálise, mortalidade de peixes e proliferação excessiva de macrófitas aquáticas. Em sua maioria, estes episódios estão associados a despejos de esgotos nos corpos de água, ao represamento dos rios e à crescente demanda de água (Lamparelli, 2004).

O gerenciamento e controle de algas, cianobactérias e cianotoxinas nos sistemas de abastecimento de água envolve ações de caráter preventivo e de caráter corretivo, que devem ser desenvolvidas segundo níveis hierárquicos. As ações de prevenção do processo de eutrofização no manancial de abastecimento devem ser prioritárias e baseiam-se no manejo dos fatores, que controlam o crescimento das algas e cianobactérias, particularmente do aporte de nutrientes (FUNASA, 2003).

### **2.3.2. Influência da concentração de fósforo e nitrogênio na eutrofização e desenvolvimento de cianobactérias**

Em lagos e reservatórios tropicais e subtropicais, ao contrário de regiões de clima temperado, a temperatura não tem efeitos significativos sobre a variação temporal do fitoplâncton, pois, está acima de valores limitantes ao crescimento. A disponibilidade de nutrientes, a radiação subaquática e fatores bióticos (herbivoría e parasitismo) são fatores mais importantes (Borges, 1998).

A importância da avaliação do fósforo, presente em ecossistemas aquáticos, para a estimativa da produtividade primária é indiscutível, uma vez que ele é, na maioria dos ambientes, o fator limitante a este processo. Em outras palavras, o fósforo disponível será um dos fatores mais importantes na regulação da produtividade do sistema (Lamparelli, 2004).

A concentração do fosfato solúvel reativo ou ortofosfato tem sido determinada e relacionada ao crescimento do fitoplâncton, pois, esta fração do fósforo total está diretamente disponível para ser absorvida. Entretanto, já foi demonstrado que a reciclagem das moléculas de fosfato dentro da comunidade fitoplanctônica é extremamente rápida (de 5 a 100 minutos) e que o fosfato liberado pela degradação de substâncias orgânicas é reabsorvido por bactérias e algas mais rapidamente que a capacidade analítica em detectá-lo (Chorus e Bartram, 1999).

O limite máximo de biomassa que as cianobactérias, ou outros grupos fitoplanctônicos podem alcançar em um dado corpo de água é, portanto, freqüentemente determinado pela quantidade de fosfato intracelular, sendo que o total de fósforo na forma de fosfato é a variável que precisa ser conhecida para o manejo dessa biomassa (FUNASA, 2003). Isto não é equivalente ao fósforo total, que inclui as formas minerais que não são biologicamente absorvíveis. Entretanto,

por uma questão de simplificação, o termo fósforo total tem sido bastante utilizado para representar o total de fósforo na forma de fosfato (Chorus e Bartram, 1999).

Segundo Esteves (1998), o fosfato presente em ecossistemas aquáticos continentais tem origem em fontes naturais e artificiais. Dentre as fontes naturais, as rochas da bacia de drenagem constituem a fonte básica de fosfato. Outros fatores naturais que permitem o aporte de fosfato podem ser apontados, como o material particulado presente na atmosfera e o fosfato resultante da decomposição de organismos de origem alóctone. As fontes artificiais de fosfato mais importantes são os esgotos domésticos e industriais e o material particulado de origem industrial contido na atmosfera (Silva, 1997).

Visando à redução, e eventual eliminação, do aporte de fósforo proveniente de despejos de esgotos nos corpos de água, em 29 de abril de 2005, foi aprovada a Resolução CONAMA n.º 359 (Brasil, 2005a), que dispõe sobre a regulamentação do teor de fósforo em detergentes em pó para uso em todo o território nacional. Assim, esta resolução estabelece limites para a concentração máxima de fósforo por produto (Tabela 2).

Muitos países baniram ou controlaram o uso de polifosfatos em detergentes, uma das fontes responsáveis pelo enriquecimento dos corpos de água. Existem ainda muitos programas, que visam reduzir as fontes difusas ligadas à agricultura, tanto para o fósforo como para o nitrogênio (Lamparelli, 2004).

Tabela 2. Limites de concentração de fósforo por produto

Prazo de adequação a partir da publicação desta Resolução	Limite máximo de P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> por formulação (%)	Limite máximo de P <sup>1</sup> por formulação (%)	Média ponderada máxima de P por GFI <sup>2</sup> (%)	Média ponderada máxima de STPP <sup>3</sup> por GFI (%)
6 meses	12,71	5,55	3,91	15,50
18 meses	12,14	5,30	3,41	13,50
36 meses	10,99	4,80	3,16	12,50

Fonte: ANEXO I - CONAMA n.º 359 DE 03/05/2005;

Nota: 1 – Fósforo; 2 - GFI – GRUPO FABRICANTE/IMPORTADOR; 3 - STPP -tripolifosfato de sódio

### 2.3.2.1. “Lei do mínimo” e nutrientes limitantes ao crescimento do fitoplâncton

A eutrofização dos corpos de água depende, principalmente, de suas cargas de nutrientes. O conceito de limitação de nutrientes pode ser considerado a “chave” na pesquisa da eutrofização. Com efeito, isto implica que: (a) um nutriente-chave será o principal fator limitante para o crescimento de plantas em dado ecossistema; (b) o crescimento de plantas em dado ecossistema será proporcional à razão de fornecimento do nutriente; e (c) o controle da eutrofização será associado por restrição da carga deste nutriente para o ecossistema (Smith, 1999).

A utilização de um nutriente por um organismo obedece à “Lei do Mínimo” estabelecida por Liebig, segundo a qual o crescimento de um organismo é limitado pela substância disponível nas quantidades mínimas relativas às suas necessidades para crescimento e reprodução (Odum, 1988).

O conceito de nutriente limitante é baseado na premissa de que, a uma dada estequiometria celular das plantas aquáticas, o nutriente que irá controlar a máxima quantidade de biomassa vegetal é o nutriente que será exaurido primeiramente, ou aquele que atinge um valor mínimo antes dos outros (Salas e Martino, 2001).

Se forem considerados somente o fósforo e o nitrogênio, para cada átomo de fósforo são necessários vinte átomos de nitrogênio para formar as moléculas das células dos organismos vivos. Se a relação nitrogênio/fósforo (N/P) num corpo de água fosse 30/1, certamente todo o fósforo seria consumido antes de todo nitrogênio; por outro lado, se a relação fosse 6/1, a remoção mais rápida do nitrogênio limitaria o crescimento biótico (O'Neill, 1993).

Lee e Jones-Lee (1998) discutem a determinação do nutriente limitante para o crescimento do fitoplâncton em reservatórios e consideram que um ambiente é limitado por fósforo, quando os resultados da razão da concentração de nitrogênio inorgânico (amônio e nitrato) e de ortofosfato são superiores a 7,5/1.

Apesar da disponibilidade de diversos trabalhos que comprovam a aplicabilidade do conceito de nutriente limitante, baseado na “Lei do Mínimo” proposta por Liebig, algumas questões que interferem na sua aplicação devem ser consideradas, uma vez que, diferentemente do pressuposto de estado constante na proposta teórica da “Lei do Mínimo”, na prática, os nutrientes podem atuar como limitantes concomitantemente, alternando suas concentrações no meio. Há ainda efeitos complementares, como para o fósforo e o magnésio em trabalho apresentado

por Wetzel (1993), cuja adição individual não provocou o crescimento das algas, mas sua adição em conjunto resultou em aumento da biomassa.

Apesar da controvérsia sobre a influência da razão entre o nitrogênio e o fósforo na estrutura da comunidade fitoplanctônica e na determinação de nutrientes limitantes, alguns trabalhos como o de Reynolds (1999) demonstraram a utilidade do conceito de nutriente limitante e a possibilidade de utilizar modelos preditivos para a relação carga de fósforo afluyente e concentração de clorofila *a* (Lee e Jones-Lee, 1998).

Segundo Lee e Jones-Lee (1998), a definição de nutriente limitante somente seria aplicável na época de desenvolvimento excessivo de algas. Além disso, este conceito de nutriente limitante baseia-se no princípio de que todo o nutriente é absorvido pelas algas e imediatamente utilizado, pois, quando esgotado ou em baixas concentrações no ambiente, impede o crescimento do fitoplâncton. No entanto, diversos trabalhos demonstram que várias espécies de algas são capazes de armazenar nutrientes, como o fósforo, além de suas necessidades imediatas, quando estes estão abundantes no meio. Esses nutrientes armazenados serão utilizados no futuro, quando a disponibilidade no ambiente não for mais adequada. Assim, pode-se manter a multiplicação de células e seu crescimento durante algumas gerações, mesmo em baixas concentrações de nutrientes (Chorus e Bartram, 1999).

Salas e Martino (2001), analisando vários corpos de água em áreas tropicais e subtropicais da América do Sul e do Caribe, observaram que a limitação do crescimento do fitoplâncton nos mesmos é devido, principalmente, ao fósforo.

Segundo Esteves (1998), na maioria das águas continentais, o fósforo é o principal fator limitante da produtividade fitoplanctônica. Além disso, tem sido apontado como o principal responsável pela eutrofização desses ecossistemas.

Concentrações de fósforo acima de  $20 \mu\text{g L}^{-1}$  em lagos, geralmente aceleram o processo de eutrofização. Este valor é menor que as concentrações críticas na fração do solo para o crescimento de plantas ( $200$  a  $300 \mu\text{g L}^{-1}$ ). Esses valores realçam a disparidade entre as concentrações críticas de fósforo nos lagos e nos solos e a importância do controle das perdas de fósforo para limitação da eutrofização (Sharpley et al., 2001).

O trabalho de Chiaudani e Vighi (1974) realizado em 26 lagos italianos, demonstrou que o fósforo era o fator limitante do crescimento do fitoplâncton na maioria desses ambientes e que concentrações de ortofosfato entre  $10$  e  $12 \mu\text{g L}^{-1}$ ,

na época de inverno, estabeleciam o limite acima do qual começava o processo de eutrofização para os ambientes estudados. Nesse trabalho, os autores consideraram que a relação entre as concentrações de nitrogênio inorgânico e ortofosfato, avaliadas na massa do fitoplâncton, variaram entre 4,5/1 e 9/1 e, portanto, valores superiores a estes sugerem que o fósforo esteja atuando como fator limitante, sendo o inverso verdadeiro para o nitrogênio.

Razões de suprimento de nitrogênio total/fósforo total (NT/PT) são tipicamente altas em bacias hidrográficas bem drenadas e despoluídas, localizadas em médias e altas latitudes. Estas razões de suprimento estão bem acima da razão de demanda do protoplasma do fitoplâncton, sugerindo ser o fósforo o nutriente comumente mais limitante no crescimento das algas.

Uma razão de nitrogênio e fósforo apropriada seria baseada na quantidade disponível de nutrientes e não nas quantidades totais de nitrogênio e fósforo, que incluem as pequenas frações disponíveis (Chiaudani e Vighi, 1974). Ainda assim, segundo Kalff (2002), o fósforo total é a medida que melhor prediz a biomassa (clorofila *a*) produzida. Presume-se que isto é devido ao fato de o fósforo total melhor refletir a quantidade de nutriente que se torna disponível na decomposição.

Cruz et al. (1996) ajustaram modelos de eutrofização para a Baía de Guanabara-RJ, com coeficiente de determinação de 87,23%, tendo-se a clorofila *a* como função da concentração de fósforo total, amônio e temperatura.

Kratzer e Brezonik (1981) estudaram 40 lagos na Flórida e avaliaram a relação NI/PS (nitrogênio inorgânico/ortofosfato solúvel), em massa, bem como realizaram bioensaios para a determinação do nutriente limitante ao crescimento das algas. Os resultados desse estudo indicaram que, em sua maioria, esses lagos apresentavam limitações por nitrogênio, o que foi associado a valores de NI/PS inferiores a 10.

Lamparelli (2004) avaliando a qualidade da água em rios, com base em 180 pares de valores de nitrogênio inorgânico e ortofosfato solúvel, verificou que os valores da relação NI/PS variaram de 1,4 a 3426. Considerando-se que valores de NI/PS inferiores a 10 podem indicar ambientes com limitação por nitrogênio, foi verificado pelo mesmo autor que apenas 5% das amostras se enquadraram nessa categoria. Entretanto, em reservatórios, o autor avaliou 582 pares de valores e observou que apenas 7% das amostras apresentavam limitação por nitrogênio.

Portanto, tanto para rios como para reservatórios, há indicações de que o nutriente limitante é o fósforo. Em geral, quanto maior for a concentração de fósforo, maior será a concentração de clorofila *a*, o que indica uma relação direta entre estas

variáveis. No entanto, é importante considerar que há ocasiões em que a disponibilidade de nitrogênio no ambiente pode ser limitante (Lamparelli, 2004).

Segundo Reynolds (1997), a relação entre carga de fósforo e concentração de clorofila *a* é específica para cada ambiente aquático, enquanto a taxa de biomassa produzida, que pode ser representada pela concentração de clorofila *a*, tem relação estequiométrica de aproximadamente 1/1 com o conteúdo de fósforo intracelular. Isto significa que, para dado ambiente, a carga de fósforo tem relação direta com a biomassa fitoplanctônica desse ambiente, porém os fatores controladores da disponibilidade deste elemento e a sua taxa de reciclagem em dado ambiente são imprevisíveis. Desta forma, é evidente que nem o máximo de clorofila nem a concentração média anual responderão à redução externa de fósforo, até que a disponibilidade deste nutriente esteja próxima da concentração limitante.

Segundo Sas (1989), citado por Reynolds (1997), nenhum caso de restauração de lagos por redução da carga de nutrientes apresentou efeito, enquanto a concentração de fósforo reativo solúvel estava em concentrações acima de  $5 \mu\text{g L}^{-1}$ .

Segundo Cooke et al. (1993), a experiência acumulada com a restauração de ecossistemas aquáticos, durante as últimas décadas, mostra que, para a redução de florações de cianobactérias, as concentrações de fósforo total devem ser de 30 a  $50 \mu\text{g L}^{-1}$ , no máximo. Segundo esses autores, em muitos corpos de água que apresentam esses valores, pode ser obtida redução substancial na densidade das populações de cianobactérias e do fitoplâncton em geral. Entretanto, grande parte desses estudos consideram apenas ambientes de regiões temperadas e, assim há pouca informação disponível sobre esses mecanismos em regiões tropicais e subtropicais.

### **2.3.3. Influência da velocidade de escoamento da água na eutrofização e desenvolvimento de cianobactérias**

As águas doces se apresentam em dois tipos fundamentais: o primeiro tipo constitui um fluxo unidirecional temporário ou permanente de água e de materiais orgânicos e, ou inorgânicos, suspensos ou dissolvidos, correspondente às águas lóticicas (rios e estuários); o segundo tipo não apresenta movimentos unidirecionais significativos e corresponde às águas lênticas (lagos, lagoas e represas). Estes dois grupos apresentam características ecológicas distintas e, portanto, sua gestão ecológica requer conhecimento sobre seu funcionamento.

A natureza dos problemas de qualidade de água nos lagos e reservatórios (águas lênticas) difere, substancialmente, dos problemas equivalentes nos rios e estuários (águas lóxicas). Ainda que, na maior parte das situações, os elementos que venham a contribuir para a existência dos problemas possam ser os mesmos em ambientes lênticos e lóxicos, a escala temporal-espacial dos fenômenos, que ocorrem em um tipo de ambiente, é bastante distinta da escala que ocorre no outro. Como consequência, os processos físicos, químicos e biológicos apresentam características, intensidades e importâncias também bastante diferenciadas nesses dois tipos de ambientes (Nogueira, 1991).

Nos rios, em função da predominância das velocidades longitudinais, os fenômenos que ocorrem na direção montante-jusante são mais importantes para as comunidades ao longo do curso de água do que em reservatórios. Nestes, frequentemente, as grandes profundidades determinam a predominância dos processos verticais sobre os longitudinais (Nogueira, 1991).

Por apresentarem tempos de retenção da água geralmente mais elevados que os rios, os lagos são particularmente vulneráveis à eutrofização, pois, tendem a acumular sedimentos e substâncias químicas a eles associadas. Nestas massas de água, os sedimentos atuam como depósito de nutrientes e fonte dos mesmos, pois, em determinadas condições, voltam a liberá-los e a torná-los novamente assimiláveis pelos organismos fitoplanctônicos (Chorus e Bartram, 1999).

Enquanto nos lagos existe uma estratificação vertical, nos rios ocorre uma estratificação horizontal. Graças à declividade dos rios e à velocidade das águas, o balanço de substâncias e a comunidade de rios e riachos diferem, substancialmente, daquelas de lagos e lagoas. Assim, rios com forte correnteza não mantêm comunidades densas de fitoplâncton porque estes organismos são levados pelo fluxo da água (Schäfer, 1985).

No âmbito dos aspectos hidráulicos, quando há represamento de água, observa-se que o ambiente lótico transforma-se em lêntico, na zona da represa, o que, em certos reservatórios, dependendo da profundidade, favorece o aparecimento da estratificação térmica em certas épocas do ano (Tundisi, 1981).

A redução na velocidade da água, que reflete uma alteração hidrológica, faz com que a represa funcione como decantador natural. A sedimentação provocada pela diminuição da velocidade da água pode influenciar a operação do próprio reservatório, bem como atuar, negativamente, na qualidade da água. A decantação

resulta da baixa velocidade das águas no lago formado, provoca assoreamento no reservatório, podendo ocasionar a diminuição da vida útil da obra (Paiva, 1982).

Em sistemas lóticos, a autodepuração ocorre em seções transversais ao eixo do rio, a partir do ponto em que o efluente atinge o manancial. Nesse local a perturbação é acentuada, estendendo seus efeitos aos quilômetros subseqüentes, reduzindo-se à medida que se avança a jusante do ponto de lançamento (Branco e Rocha, 1980). Nessas condições, a redução das espécies intolerantes e o aumento das tolerantes refletem a degradação da qualidade da água. Como consequência da ação seletiva nas áreas poluídas ou contaminadas, essas áreas tendem a ser habitadas por uma quantidade reduzida de espécies, que aumentam numericamente sua população devido às condições ambientais, que favorecem seu desenvolvimento.

Dentre os fatores físicos que afetam a produtividade fitoplanctônica (luz, temperatura e outros), deve-se levar em consideração também a velocidade da água. Ambientes com maior velocidade da água tendem a apresentar menor produtividade fitoplanctônica. Portanto, em reservatórios, as regras de operação, ou seja, o controle do volume armazenado e da velocidade de saída resultarão em diferentes densidades de algas, mesmo com a manutenção das fontes de nutrientes. Na Austrália, este é um dos mecanismos utilizados para o controle de florações de cianobactérias.

O indicador da velocidade da água em reservatórios é o tempo de residência (Lamparelli, 2004). O conceito de tempo de residência em um reservatório diz respeito ao tempo de percurso de determinada massa de água, desde o momento que aflui ao sistema até o momento de sua saída. Lagos e reservatórios com tempos de residência prolongados podem ser analisados como comunidades essencialmente fechadas, nas quais os alimentos são mantidos ou acumulados por sua circulação nos vários níveis tróficos (Nogueira, 1991).

Jorgensen (2003) discute a manipulação do tempo de residência em dois lagos e um reservatório, com vistas à redução da eutrofização. O autor conclui que, nos dois ambientes estudados, a aplicação de um modelo matemático pôde acompanhar a redução dos efeitos de eutrofização decorrentes da diminuição dos tempos de residência.

Lamparelli (2004) verificou que, para a maioria dos ambientes estudados (lênticos e lóticos), o melhor modelo para introdução do tempo de residência na relação entre clorofila *a* e fósforo total foi o modelo quadrático. Entretanto, ressaltou

que, para ambientes lóticos, não foi possível testar a variável velocidade, uma vez que os dados não estavam disponíveis. No entanto, o autor destaca que, este fator, assim como o tempo de residência em reservatórios, também deve influenciar a produção de clorofila *a*.

As concentrações máximas de biomassa encontradas durante o verão, em certos lagos eutróficos ou rios ricos em nutrientes e com baixa velocidade de escoamento, são de grande importância quando se trata de gerenciamento de saúde pública. Exemplo de um mau gerenciamento relacionado à água foi o grave acidente ocorrido em 1996, em Caruaru-PE, decorrente da ação da *Microcystina LR*, uma toxina de ação letal e cancerígena, liberada por cianobactérias na água destinada ao abastecimento do município. Na ocasião, a água de abastecimento, proveniente da barragem do rio Tabocas-PE, não passou pelo ciclo completo de tratamento antes de ser direcionada à clínica de hemodiálise do município e, conseqüentemente, as cianobactérias presentes liberaram a toxina letal, causando a morte de mais de 50 pacientes (Carmichael et al., 2001).

#### **2.3.3.1. Estado trófico em ambientes lênticos e lóticos**

A caracterização da eutrofização de um lago ou reservatório requer a adoção de um sistema classificatório de níveis de trofia, normalmente, baseado nas concentrações de fósforo total e clorofila *a* e na transparência medida com disco de Secchi.

Lagos e reservatórios podem ser classificados em função do seu estado trófico, como: oligotróficos, mesotróficos e eutróficos. O estado trófico de um corpo de água indica a condição em que este se encontra, em relação à produção fitoplanctônica (Nogueira, 1991).

Ambientes oligotróficos apresentam baixas concentrações de nutrientes e baixa produtividade primária. Ambientes mesotróficos apresentam produtividade intermediária, com possíveis implicações sobre a qualidade da água, mas em níveis aceitáveis, na maioria dos casos. Ambientes eutróficos apresentam alto nível de produtividade e são ricos em matéria orgânica e elementos minerais (nutrientes), tanto em suspensão quanto na região bentônica (Mansor, 2005).

O trabalho clássico de Vollenweider (1968) estabelece valores-limites de fósforo total e nitrogênio para a classificação de corpos de água, segundo os graus de trofia. Outros autores, como Wetzel (1993), além de valores-limites para

nutrientes, consideram também que ambientes com concentrações médias de clorofila *a* superiores a 10 µg L<sup>-1</sup> são eutróficos.

A OECD (Organization for Economic Cooperation and Development) publicou em 1982 (OECD, 1982), os resultados de um amplo estudo sobre o monitoramento, avaliação e controle da eutrofização de ambientes aquáticos, em que foram estabelecidos os limites para classificação trófica (Tabela 3).

Como estes limites foram estabelecidos para lagos de regiões temperadas, Salas e Martino (1991) publicaram um estudo, realizado pelo Centro Pan-americano de Engenharia Sanitária e Ciências Ambientais (CEPIS), ligado à Organização Mundial de Saúde (OMS), o qual eles revisaram em 2001 (Salas e Martino, 2001), propondo um modelo trófico simplificado para fósforo, para lagos e reservatórios tropicais da América Latina e Caribe.

Tabela 3. Limites para diferentes categorias tróficas, segundo o sistema de classificação proposto pela OECD (1982)

Categorias tróficas	Média anual de fósforo total (µg L <sup>-1</sup> )	Média anual de clorofila <i>a</i> (µg L <sup>-1</sup> )	Máximo anual de clorofila <i>a</i>	Média anual de disco de Secchi (m)	Mínimo anual de disco de Secchi (m)
Ultraoligotrófico	≤4,0	≤1,0	≤2,5	≥12	≥6,0
Oligotrófico	≤10,0	≤2,5	≤8,0	>6,0	>3,0
Mesotrófico	10-35	2,5-2,8	8-25	6-3	3-1,5
Eutrófico	35-100	8-25	25-75	3-1,5	1,5-0,7
Hipereutrófico	≥100	≥25	≥75	≤1,5	≤0,7

No trabalho de Salas e Martino (2001), também foi apresentado um sistema de classificação trófica, baseado em distribuição probabilística para concentração de fósforo total (Tabela 4), conforme proposto no trabalho da OECD (1982). Entretanto, se forem calculados os limites numéricos para as classes, estes diferem significativamente dos aplicados a lagos temperados (Lamparelli, 2004).

A avaliação do grau de eutrofização em lagos e reservatórios é feita tradicionalmente em diversos países. A tradição de limnologia no estudo de lagos, seu uso para abastecimento e o aparecimento mais “precoce” de efeitos do enriquecimento de corpos de água lênticos são algumas das razões para a

priorização dos estudos sobre eutrofização nesses ambientes, em relação aos ambientes lóticos (Lamparelli, 2004).

Tabela 4. Limites para diferentes categorias tróficas, segundo o sistema de classificação proposto por Salas e Martino (2001)

Categorias tróficas	Média anual de fósforo total ( $\mu\text{g L}^{-1}$ )	Clorofila <i>a</i> ( $\mu\text{g L}^{-1}$ )
Oligotrófico	$\leq 28$	$\leq 4,8$
Mesotrófico	28-72	4,8-12
Eutrófico	$\geq 72$	$\geq 12$

Em outros países como Estados Unidos e Inglaterra, existem programas que propõem o monitoramento em rios, sendo estes, na sua maioria, baseados nas comunidades bentônicas, sobretudo no perifíton, ou nos índices de diatomáceas (Kelly e Whitton, 1998). No entanto, em grande parte dos estados brasileiros, a maioria das captações, bem como os pontos de monitoramento, são rios de planície (rios de baixo gradiente), os quais têm como características uma alta turbidez de suas águas e fundo com granulometria variando entre areia e argila. Estes ambientes raramente desenvolvem tipos de comunidades bentônicas nos moldes de rios de alto gradiente ou de riachos de alta transparência, como os monitorados em outros países (Lamparelli, 2004).

Devido principalmente à alta relação entre o volume de água e a região marginal, em ambientes lóticos, além de maior velocidade das águas, quando comparados aos ambientes lênticos, são encontradas maiores concentrações de fósforo e menores concentrações de clorofila *a* (Lamparelli, 2004). Uma vez que rios como o Atibaia e o Piracicaba, no Estado de São Paulo, por exemplo, têm apresentado episódios de florações de algas, a questão que se apresenta refere-se à metodologia a ser utilizada para avaliação do grau de eutrofização nesses corpos de água (Lamparelli, 2004).

O índice do estado trófico é composto pelos índices do estado trófico para transparência - IET (S), para fósforo - IET (PT) e para a clorofila *a* - IET (Cla), representados pelas equações 1, 2 e 3, respectivamente. O IET adotado pela Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental (CETESB) é o índice clássico, introduzido por Carlson (1977) e modificado por Toledo et al. (1990) que, por meio de análise estatística por regressão, alterou as expressões originais para adequá-las

aos ambientes subtropicais (Tabela 5). Para a classificação deste índice, foram adotados os estados de trofia: ultraoligotrófico, oligotrófico, mesotrófico, eutrófico e hipereutrófico, apresentados na Tabela 5 (Toledo, 1990).

$$\text{IET (S)} = 10 \{6 - [0,64 + \ln S / \ln 2]\} \quad \text{Eq. 1}$$

$$\text{IET(PT)} = 10 \{6 - [\ln (80,32 / \text{PT}) / \ln 2]\} \quad \text{Eq. 2}$$

$$\text{IET (Cla)} = 10 \{6 - [(2,04 - 0,695 \ln \text{Cla}) / \ln 2]\} \quad \text{Eq. 3}$$

em que

S = transparência, medida por meio do disco de Secchi (m);

PT = concentração de fósforo total, medida à superfície da água ( $\mu\text{g L}^{-1}$ ); e

Cla = concentração de clorofila a, medida à superfície da água ( $\mu\text{g L}^{-1}$ ).

Tabela 5. Limites para diferentes categorias tróficas, segundo o sistema de classificação proposto por Toledo (1990)

Critério	Estado trófico	Transparência	Fósforo total ( $\mu\text{g L}^{-1}$ )	Clorofila a ( $\mu\text{g L}^{-1}$ )
IET $\leq$ 24	Ultraoligotrófico	$\geq$ 7,8	$\leq$ 6,0	$\leq$ 0,51
24<IET $\leq$ 44	Oligotrófico	7,7-2,0	7,0-26,0	0,52-3,81
44<IET $\leq$ 54	Mesotrófico	1,9-1,0	27,0-52,0	3,82-10,34
54<IET $\leq$ 74	Eutrófico	0,9-0,3	53,0-211,0	10,35-76,06
IET>74	Hipereutrófico	<0,3	>211,0	>76,06

Normalmente, na estimativa do estado trófico, a CETESB não considera o cálculo do índice de transparência, pois, esta é afetada pela elevada turbidez decorrente de material em suspensão, comum em reservatórios e rios (Lamparelli, 2004). Portanto, a expressão do índice utilizado pela CETESB é apresentada na Equação 4.

$$\text{IET} = [\text{IET (PT)} + \text{IET (Cla)}] / 2 \quad \text{Eq. 4}$$

O IET foi desenvolvido para reservatórios, no entanto está sendo aplicado também a rios, sendo necessário, portanto, se fazer uma revisão crítica de sua aplicação em ambientes lóticos (Lamparelli, 2004). Lamparelli (2004), ao comparar as classificações do IET, obtidas por meio das concentrações de fósforo, com as

resultantes dos valores de clorofila *a*, verificou grande inconsistência entre elas, quando da aplicação desse índice para ambientes lóticos.

Nos relatórios de qualidade das águas interiores do estado de São Paulo nos anos de 1999 (CETESB, 2000), 2000 (CETESB, 2001) e 2001 (CETESB, 2002), apenas 22, 13 e 14%, respectivamente, das classificações de trofia em rios foram coerentes, comparando-se as variáveis fósforo total e clorofila *a*, enquanto para reservatórios, nesses mesmos anos, 52, 45 e 45% dos pontos, respectivamente, foram classificados na mesma classe trófica, aplicando-se o IET para a clorofila *a* ou para o fósforo. Em praticamente todos os casos em que há discrepância entre as classificações, as concentrações de fósforo classificam o ambiente em classe superior à obtida pelo valor de clorofila *a*. Assim, a avaliação de índice para ambientes lóticos se torna necessária (Lamparelli, 2004).

Lamparelli (2004), avaliando a qualidade da água em diversos ambientes (lênticos e lóticos), verificou que os valores médios de clorofila *a*, fósforo total e nitrogênio total, dependendo do tipo de corpo de água, apresentaram grande variação. As concentrações médias dos nutrientes, sobretudo o fósforo, foram mais elevadas em ambientes lóticos ( $193 \mu\text{g L}^{-1}$ ), em comparação aos ambientes lênticos ( $75 \mu\text{g L}^{-1}$ ). Dos 1175 dados de clorofila *a* analisados pelo mesmo autor, 75% apresentaram concentrações inferiores ou iguais a  $10 \mu\text{g L}^{-1}$ , limite este estabelecido por Wetzel (2001), para ambientes eutrofizados. Quando esses dados foram separados por tipo de corpo de água, observou-se que, em rios, essa porcentagem sobe para 77%, enquanto nos reservatórios 64% dos dados são inferiores ou iguais a  $10 \mu\text{g L}^{-1}$ . O valor médio da clorofila *a* foi maior em reservatórios ( $18,24 \mu\text{g L}^{-1}$ ), comparativamente ao valor médio obtido em rios ( $3,62 \mu\text{g L}^{-1}$ ).

Diversos trabalhos estabelecem valores máximos de clorofila *a* para alertas relativos a diferentes usos das águas. Chorus e Bartham (1999) estabelecem  $50 \mu\text{g L}^{-1}$  como valor de alerta 2, a partir do qual é necessário um sistema de tratamento, que garanta a remoção de eventuais toxinas, para que a água seja utilizada para abastecimento público.

Lamparelli (2004) observou que, em rios, a correlação entre clorofila *a* e ortofosfatos é maior do que a correlação entre clorofila *a* e fósforo total. Assim concluiu que essa poderia ser a variável mais adequada para o cálculo de um índice de estado trófico, uma vez que, em rios, esses valores devem estar mais correlacionados com o fósforo efetivamente disponível para o fitoplâncton. No entanto, como o número de dados de ortofosfato solúvel em rios é reduzido, seria

importante congregar maior conjunto de dados, antes de se propor um índice específico para esta variável. Em ambientes lênticos, entretanto, o autor verificou que as concentrações de ortofosfato solúvel apresentaram menor correlação com as concentrações de clorofila *a* do que o fósforo total.

Dentre os trabalhos levantados, o estudo de Heiskary et al. (2003) sobre rios do Estado de Minnesota (EUA) estabelece uma equação, para os anos de 1999 e 2000, entre as concentrações de nutrientes e a clorofila *a*, no período de verão, em ambientes lóticos (Equação 5). A Equação 5 foi, então, obtida para estimar a concentração de clorofila *a* (Cla) em função do fósforo total (PT), ambos expressos em  $\mu\text{g L}^{-1}$ .

$$\text{Cla} = 0,4 \text{ PT} - 18 \quad \text{Eq. 5}$$

Van Nieuwenhuise e Jones (1996) realizaram uma revisão dos dados disponíveis de fósforo total e clorofila *a* em 115 rios europeus e da América do Norte e apresentaram a Equação 6, para expressar a concentração de clorofila *a* como função do fósforo total, expressos em  $\mu\text{g L}^{-1}$ .

$$\text{Log}_{10}(\text{Cla}) = -1,65 + 1,99 \text{ Log}_{10}(\text{PT}) - 0,28 (\text{Log}_{10}(\text{PT}))^2 \quad \text{Eq. 6}$$

Van Nieuwenhuise e Jones (1996) também procuraram estabelecer a influência do tamanho da bacia hidrográfica na produção planctônica em rios. Concluíram que, em bacias de menores áreas ( $100 \text{ km}^2$ ), a velocidade da água tende a ser maior que em bacias de maiores áreas ( $100,000 \text{ km}^2$ ), sendo que, nas primeiras, a produtividade é reduzida. Assim, esses autores verificaram que, em riachos e rios de menor ordem, a produtividade é reduzida, enquanto em rios de maior ordem, a mesma concentração de fósforo resulta em maiores valores de clorofila *a*, sendo que, em ambientes lênticos, esse valor é ainda mais alto.

Lamparelli (2004), trabalhando com diversos rios do Estado de São Paulo, obteve as equações 7 e 8 para expressar os valores de clorofila *a* ( $\mu\text{g L}^{-1}$ ) em função do fósforo total ( $\mu\text{g L}^{-1}$ ) e nitrogênio total, respectivamente.

$$Cla = 0,00445 PT^{0,425} \quad \text{Eq. 7}$$

$$Cla = 1,34 NT^{0,55} \quad \text{Eq. 8}$$

em que

NT = Nitrogênio total ( $\text{mg L}^{-1}$ ).

Se forem traçados gráficos e comparadas as equações 5, 6 e 7, o modelo apresentado por Lamparelli (2004) é o que apresenta menores valores de clorofila a para as mesmas concentrações de fósforo, sendo que essa diferença aumenta conforme o aumento na concentração de fósforo. É importante lembrar que na relação entre clorofila a e fósforo total para os rios tanto do Estado de Minnesota, EUA (Heiskary et al., 2003) como o proposto por van Nieuwenhuise e Jones (1996) são considerados apenas valores obtidos no período de crescimento do fitoplâncton, assim como é feito para muitos modelos nas regiões temperadas.

Diante das diferenças observadas entre ambientes lênticos e lóticos, Lamparelli (2004) apresentou nova proposta de critérios para avaliação de indicadores de eutrofização em ambientes lóticos, no Estado de São Paulo (Tabela 6).

Tabela 6. Limites para diferentes categorias tróficas, segundo o sistema de classificação proposto por Lamparelli (2004) para rios do Estado de São Paulo

Variável	Estado trófico				
Média anual de clorofila a ( $\mu\text{g L}^{-1}$ )	$0 < x \leq 1$	$1 < x \leq 3$	$3 < x \leq 5$	$5 < x \leq 11,6$	$> 11,6$
	Oligotrófico	Mesotrófico	Eutrófico	Supereutrófico	Hipereutrófico
Potencial de prejuízo decorrente da produtividade algácea					
	Baixo	Moderado	Significativo	Sério	Muito sério
Média anual de fósforo total ( $\mu\text{g L}^{-1}$ )	$x \leq 30$	$30 < x \leq 170$	$170 < x \leq 440$	$440 < x \leq 1800$	$> 1800$
Média anual de nitrogênio total ( $\text{mg L}^{-1}$ )	$x \leq 0,6$	$0,6 < x \leq 4,2$	$4,3 < x \leq 10,5$	$10,5 < x \leq 51$	$> 51$
Potencial para produtividade de algas					
	Negligenciável	Moderado	Significativo	Sério	Muito sério

Com vistas a padronizar as classes obtidas do IET com os valores estabelecidos na Tabela 6 e os limites das classes de trofia estabelecidos para ambientes lóticos, os resultados finais do IET (Cla) e do IET (PT) deverão ser corrigidos, segundo Lamparelli (2004), de acordo com as equações 9 e 10, sendo ambas as variáveis, clorofila *a* e fósforo total, em  $\mu\text{g L}^{-1}$ .

$$\text{IET (Cla)} = 10(6 - ((-0,7 - 0,6(\ln \text{Cla})) / \ln 2)) - 20 \quad \text{Eq. 9}$$

$$\text{IET (PT)} = 10(6 - ((0,42 - 0,36(\ln \text{PT})) / \ln 2)) - 20 \quad \text{Eq. 10}$$

O índice de estado trófico, proposto por Lamparelli (2004) para ambientes lóticos, é resumido na Tabela 7.

Tabela 7. Índice de estado trófico (IET) e equivalência com medidas de fósforo total (PT), clorofila *a* (Cla) e transparência (S) em rios

Nível trófico	Fósforo total ( $\mu\text{gL}^{-1}$ )	Clorofila <i>a</i> ( $\mu\text{gL}^{-1}$ )	S (m)	IET
Ultraoligotrófico	$\leq 13$	$\leq 0,74$	$\geq 2,4$	$\leq 47$
Oligotrófico	$13 < \text{PT} \leq 35$	$0,74 < \text{Cla} \leq 1,31$	$2,4 > \text{S} \geq 1,7$	$47 < \text{IET} \leq 52$
Mesotrófico	$35 < \text{PT} \leq 137$	$1,31 < \text{Cla} \leq 2,96$	$1,7 > \text{S} \geq 1,1$	$52 < \text{IET} \leq 59$
Eutrófico	$137 < \text{PT} \leq 296$	$2,96 < \text{Cla} \leq 4,70$	$1,1 > \text{S} \geq 0,8$	$59 < \text{IET} \leq 63$
Supereutrófico	$296 < \text{PT} \leq 640$	$4,70 < \text{Cla} \leq 7,46$	$0,8 > \text{S} \geq 0,6$	$63 < \text{IET} \leq 67$
Hipereutrófico	$> 640$	$> 7,46$	$< 0,6$	$> 67$

Na Tabela 8, são apresentados os limites estabelecidos por Dodds et al. (1998) para a clorofila *a*, nitrogênio total e fósforo total em ambientes lênticos e lóticos na Nova Zelândia e Estados Unidos.

Chorus e Bartram (1999) relatam que, segundo os critérios da Organização Mundial da Saúde, a equivalência entre o número de células de cianobactérias e a concentração de clorofila seria de  $1 \mu\text{g L}^{-1}$  de clorofila *a* para cada 2000 células  $\text{mL}^{-1}$ . A Portaria do Ministério da Saúde n.º 518 do ano de 2004 (Brasil, 2004), que estabelece procedimentos para o monitoramento da qualidade da água para consumo humano, determina que sempre que o número de cianobactérias na água do manancial, no ponto de captação, não exceder 10.000 células  $\text{mL}^{-1}$  ( $5 \mu\text{g L}^{-1}$  de clorofila *a*), será exigido monitoramento mensal e, quando este valor for superior a 10.000 células  $\text{mL}^{-1}$ , será exigido monitoramento semanal.

Tabela 8. Limites para diferentes categorias tróficas, em ambientes lênticos e lóticos, segundo o sistema de classificação proposto por Dodds et al. (1998)

Ambiente	Variável	Oligo-mesotrófica	Meso-eutrófica
Lóticos	Clorofila <i>a</i> ( $\mu\text{g L}^{-1}$ )	10	30
	Nitrogênio total ( $\mu\text{g L}^{-1}$ )	700	1500
	Fósforo total ( $\mu\text{g L}^{-1}$ )	25	75
Lênticos	Clorofila <i>a</i> ( $\mu\text{g L}^{-1}$ )	8	25
	Nitrogênio total ( $\mu\text{g L}^{-1}$ )	500	1260
	Fósforo total ( $\mu\text{g L}^{-1}$ )	25	71

O monitoramento das cianotoxinas deve ter início nas classes eutróficas, em reservatórios e, na supereutrófica, em rios, o que é aparentemente razoável, considerando o comportamento distinto dos dois tipos de ambientes e que estas classes indicam o comprometimento do corpo de água (Lamparelli, 2004).

#### 2.4. Balanço de oxigênio dissolvido nos cursos de água

A introdução de matéria orgânica em um corpo de água resulta, indiretamente, no consumo de oxigênio dissolvido. Este fato ocorre devido ao processo de estabilização da matéria orgânica, realizado pelas bactérias aeróbias decompositoras, as quais utilizam o oxigênio disponível no meio líquido para sua respiração.

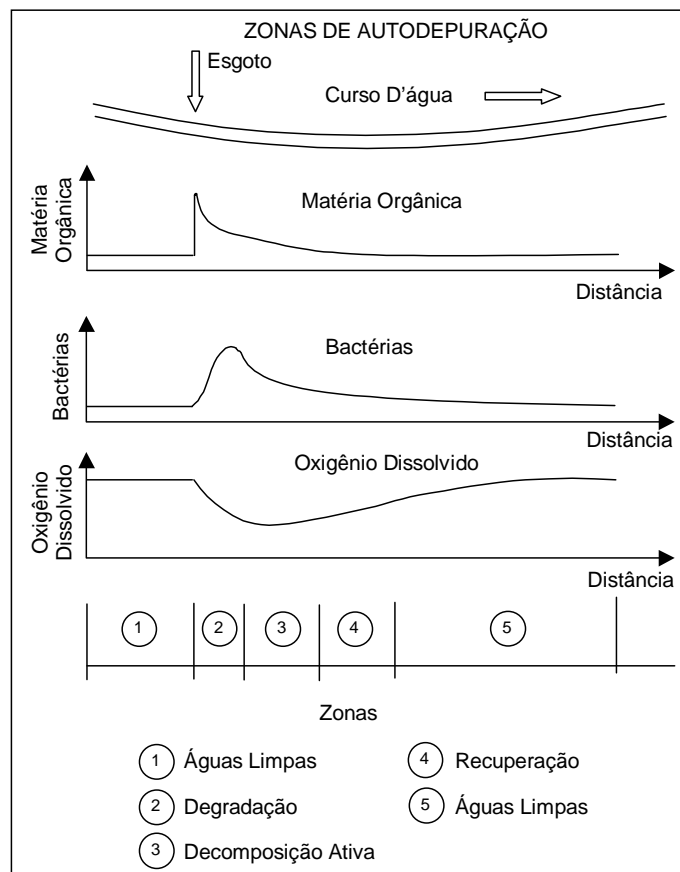
O fenômeno da autodepuração está vinculado ao restabelecimento do equilíbrio no meio aquático, por mecanismos essencialmente naturais, após as alterações induzidas pelos despejos afluentes (von Sperling, 1996).

A importância do conhecimento concernente ao fenômeno de autodepuração e sua quantificação, com o intuito de avaliar a capacidade de assimilação dos rios, é impedir o lançamento de despejos acima do que possa suportar o corpo de água. Desta forma, torna-se necessária a determinação das quantidades de cargas orgânicas que possam ser lançadas, de modo que não prejudiquem a qualidade da água. A capacidade de autodepuração é a base lógica para determinação do grau de tratamento dos despejos.

Após a entrada da fonte de poluição, o equilíbrio entre as comunidades é afetado, resultando uma desorganização inicial, seguida por uma tendência posterior à reorganização. Neste sentido, a autodepuração pode ser entendida como um

fenômeno de sucessão ecológica. Há uma seqüência sistemática de substituições de uma comunidade por outra, até que uma comunidade estável se estabeleça em equilíbrio com as condições locais (von Sperling, 1996).

Quando um corpo aquático lótico recebe poluição, aparecem várias zonas ecológicas com características específicas de acordo com o teor de matéria orgânica, oxigênio, nutrientes e biota presentes (von Sperling, 1996) (Figura 2).



Fonte: von Sperling, 1996.

Figura 2. Perfil esquemático da concentração da matéria orgânica, bactérias decompositoras e oxigênio dissolvido ao longo do percurso no curso de água e delimitação das zonas de autodepuração.

Devido à atividade fotossintética e à oxidação biológica da matéria orgânica proporcionada pela aeração superficial por difusão ou turbulência, a poluição tende a diminuir com o decorrer do tempo e com a extensão percorrida pela água.

Inúmeras são as variáveis que podem ser utilizadas na avaliação do processo de autodepuração. Entretanto, a avaliação do nível de oxigênio dissolvido é mais importante, sendo esta variável utilizada para definição da condição de um curso de

água e para avaliação do mesmo, em relação aos limites para a classe de seu enquadramento (Santos, 2001).

#### **2.4.1. Desoxigenação de cursos de água**

Em termos ecológicos, a repercussão mais nociva da poluição de um curso de água por matéria orgânica é o decréscimo nos níveis de oxigênio dissolvido, causado pela respiração dos microrganismos envolvidos na degradação do material orgânico. O consumo de oxigênio dissolvido ocorre devido à respiração dos microrganismos decompositores, principalmente às bactérias heterotróficas aeróbias.

Segundo Matos (2004), a quantidade de oxigênio necessária para que microrganismos aeróbios mineralizem o material orgânico carbonáceo de uma amostra de água é equivalente à quantidade de carbono orgânico biodegradável presente na mesma.

As bactérias, na presença de oxigênio, convertem a matéria orgânica em compostos simples e inertes, como água e gás carbônico. Com isto, elas tendem a crescer e se reproduzir, gerando mais bactérias, enquanto houver a disponibilidade de alimento (matéria orgânica) e oxigênio no meio (von Sperling, 1996).

O consumo de oxigênio dissolvido devido à oxidação da matéria orgânica pode ser medido, utilizando-se o teste denominado demanda bioquímica de oxigênio (DBO), sendo basicamente governado pelo coeficiente de desoxigenação ( $K_1$ ) que, por sua vez, varia de acordo com a composição e a concentração do material orgânico oriundo das fontes de poluição (Almeida, 2006).

Por uma questão de padronização, freqüentemente, utiliza-se o conceito de  $DBO_5$  (DBO aos 5 dias de incubação à temperatura de 20°C). Entretanto, o consumo de oxigênio dissolvido na amostra varia ao longo do tempo, ou seja, o valor da DBO, em dias distintos, é diferente.

Segundo von Sperling (1996), a importância do coeficiente  $K_1$  e a relatividade do conceito de DBO podem ser analisadas, quando duas amostras distintas apresentam o mesmo valor de  $DBO_5$ , o que aparentemente poderia induzir à conclusão de que o impacto em termos de consumo de oxigênio dissolvido é o mesmo, nas duas situações. No entanto, caso se determine a progressão da DBO em vários dias, os valores desta variável serão diferentes em todos os dias, com

exceção do quinto dia. Desta forma, a interpretação dos dados de DBO deve estar sempre vinculada ao coeficiente de desoxigenação.

A cinética da reação da matéria orgânica remanescente se processa segundo uma reação de primeira ordem. Sendo assim, a progressão da DBO remanescente pode ser expressa de acordo com a Equação 11.

$$\frac{dL}{dt} = -K_1 \cdot L \quad \text{Eq. 11}$$

em que

L = concentração de DBO remanescente ( $\text{mg L}^{-1}$ );

t = tempo (d); e

$K_1$  = coeficiente de desoxigenação base e ( $\text{d}^{-1}$ ).

De acordo com a Equação 11, a taxa de oxidação da matéria orgânica ( $DL/dt$ ) é proporcional à matéria orgânica ainda remanescente (L), em um tempo t qualquer. Assim, quanto maior a concentração de DBO, mais rapidamente se processará a desoxigenação. Integrando-se a Equação 11 entre os limites de  $L = L_0$  e  $L = L_t$ , e  $t = 0$  e  $t = t$ , obtém-se a Equação 12.

$$L = L_0 \cdot e^{-K_1 t} \quad \text{Eq. 12}$$

em que

$L_0$  = DBO remanescente em  $t = 0$  ( $\text{mg L}^{-1}$ ).

Entretanto, geralmente, é necessário trabalhar com valores de DBO exercida (oxigênio consumido para estabilizar a matéria orgânica até determinado instante) e não-remanescente, uma vez que os resultados das análises laboratoriais se referem aos dados de DBO exercida, pois, é medido o consumo de oxigênio que se relaciona com a matéria orgânica já oxidada. A DBO remanescente, L, e a DBO exercida, y, são complementares (Figura 3). Sendo assim, a DBO exercida em cada instante é igual a DBO remanescente no tempo zero ( $L_0$ ) subtraída da DBO remanescente em determinado tempo (L) (Equação 13).

$$y = L_0 - L \quad \text{Eq. 13}$$

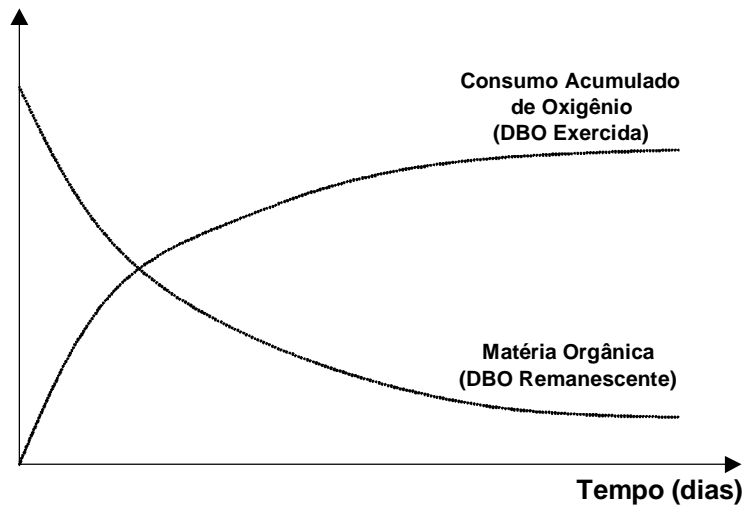


Figura 3. Demanda bioquímica de oxigênio (DBO) exercida (oxigênio consumido) e DBO remanescente (matéria orgânica remanescente) ao longo do tempo.

Substituindo a Equação 12 na Equação 13, tem-se a Equação 14.

$$y = L_0 - L_0^{-K_1 t}$$

$$y = L_0(1 - e^{-K_1 t})$$

Eq. 14

O coeficiente de desoxigenação depende do tipo da matéria orgânica e do grau de tratamento, além da temperatura e da presença de substâncias inibidoras (von Sperling, 1996). Efluentes tratados possuem, por exemplo, taxa de degradação mais lenta, pelo fato de maior parte da matéria orgânica mais facilmente assimilável já ter sido removida, restando apenas a parcela de estabilização mais vagarosa. Valores médios de  $K_1$  são apresentados na Tabela 9.

Tabela 9. Valores típicos do coeficiente de desoxigenação ( $K_1$ ) (base e, 20° C)

Origem	$K_1$ (d <sup>-1</sup> )
Água residuária concentrada	0,35 – 0,45
Água residuária de baixa concentração	0,30 – 0,40
Efluente primário	0,30 – 0,40
Efluente secundário	0,12 – 0,24
Efluente terciário	0,10 – 0,20
Rios com águas limpas	0,09 – 0,21
Água para abastecimento público	< 0,12

Fonte: von Sperling (1996) adaptado de Fair et al. (1973) e Arceivala (1981).

A temperatura exerce grande influência no metabolismo microbiano, sendo, portanto, o valor de  $K_1$  dependente desta. A relação empírica entre a temperatura e a taxa de desoxigenação pode ser expressa, conforme a Equação 15.

$$K_{1T} = K_{1_{20}} \cdot \theta^{(T-20)} \quad \text{Eq. 15}$$

em que

$K_{1T}$  =  $K_1$  a uma temperatura T qualquer ( $d^{-1}$ );

$K_{1_{20}}$  =  $K_1$  a uma temperatura T = 20°C ( $d^{-1}$ );

T = temperatura do líquido (°C); e

$\theta$  = coeficiente de temperatura (adimensional).

Um valor de  $\theta$  usualmente empregado é 1,047 (von Sperling, 1996). A interpretação deste valor, com relação à Equação 16, é que o valor de  $K_1$  aumenta 4,7% a cada acréscimo de 1°C na temperatura da água. A elevação da temperatura aumenta o  $K_1$ , mas não altera a demanda última de oxigênio, que passa a ser mais rapidamente satisfeita.

#### 2.4.2. Reaeração de cursos de água

Um suficiente suprimento de oxigênio dissolvido é vital para a manutenção de ecossistemas aquáticos. São consideradas importantes fontes de oxigênio em cursos de água: processo natural de reaeração, oxigênio derivado da fotossíntese e introdução de oxigênio por outras fontes tais como tributários (Cox, 2003).

A reaeração atmosférica é, freqüentemente, um dos principais fatores responsáveis pela introdução de oxigênio no meio líquido, pois, a fotossíntese é uma fonte de oxigênio limitada pelo período de horas de luz do dia (Cox, 2003) e está, necessariamente, associada a ambientes mais lânticos com maior presença de algas na água.

Quando a água é exposta a um gás, ocorre um contínuo intercâmbio de moléculas da fase líquida para a gasosa e vice-versa. Tão logo a concentração de solubilidade na fase líquida seja atingida, ambos os fluxos passam a ser de igual magnitude, de modo a não ocorrer mudança global nas concentrações do gás em

ambas as fases. Este equilíbrio dinâmico define a concentração de saturação de oxigênio ( $C_s$ ) do gás na fase líquida.

A concentração de saturação de oxigênio dissolvido é dependente da pressão do ar, da temperatura e da salinidade da água. Em rios, o efeito mais importante na concentração de oxigênio dissolvido se deve à temperatura. Vários são os métodos utilizados para cálculo da correção da concentração de oxigênio dissolvido de acordo com a temperatura, sendo a equação desenvolvida por Elmore e Haynes (1960) (Equação 16) mais freqüentemente utilizada (Cox, 2003).

$$C_s = 14,652 - (0,41022T + (0,007991T^2) - (7,7774 \times 10^{-5}T^3)) \quad \text{Eq. 16}$$

em que,

$C_s$  = concentração de saturação de oxigênio ( $\text{mg L}^{-1}$ ); e

T = temperatura ( $^{\circ}\text{C}$ ).

A influência da altitude pode ser computada pela relação descrita na Equação 17 (Qasim, 1985).

$$f_H = \frac{C'_s}{C_s} \left( 1 - \frac{H}{9459} \right) \quad \text{Eq. 17}$$

em que

$f_H$  = fator de correção da concentração de saturação de oxigênio dissolvido pela altitude;

$C'_s$  = concentração de saturação de oxigênio na altitude H ( $\text{mg L}^{-1}$ ); e

H = altitude (m).

A taxa de transferência de oxigênio da fase gasosa para a fase líquida ocorre, basicamente, por meio de dois mecanismos: difusão molecular e difusão turbulenta (von Sperling, 1996).

Em um corpo de água, no qual a massa líquida se movimenta com velocidades muito baixas, predomina a difusão molecular. Esta pode ser descrita como a tendência de qualquer substância a se espalhar, uniformemente, por todo o espaço disponível. No entanto, este mecanismo é bastante lento, requerendo muito tempo

para que um gás atinja as camadas mais profundas do corpo de água (von Sperling, 1996).

Os principais fatores que afetam a taxa de difusão molecular são a temperatura, o gradiente de concentração de oxigênio e a seção transversal onde ocorre a difusão (Abreu, 1989). Estes fatores combinados em uma equação diferencial de difusão estão relacionados pela “Lei de Fick”, a qual é expressa pela Equação 18.

$$dM = D_L \cdot A \cdot \frac{dC}{dx} \quad \text{Eq. 18}$$

em que

$dM$  = taxa de transferência de  $O_2$  ( $kg\ h^{-1}$  de  $O_2$ );

$D_L$  = coeficiente de difusão ( $m^2\ h^{-1}$ );

$A$  = área de superfície interfacial ( $m^2$ ); e

$\frac{dC}{dx}$  = gradiente de concentração de  $O_2$  ( $kg\ m^{-3}\ m$ ).

O mecanismo da difusão turbulenta é bem mais eficiente em relação à difusão molecular, pois, envolve os dois principais fatores de uma eficaz aeração: criação de interfaces e renovação destas interfaces. O primeiro é importante, pois, é por intermédio das interfaces que ocorrem os intercâmbios gasosos. O segundo é também significativo, pois, a renovação das interfaces permite que se evitem pontos de saturação localizada, além de conduzir o gás para as várias profundidades da massa líquida, devido à maior mistura (von Sperling, 1996).

A cinética de reaeração, da mesma forma que a desoxigenação, também, pode ser caracterizada por uma reação de primeira ordem (Equação 19).

$$\frac{dD}{dt} = -K_2 D \quad \text{Eq. 19}$$

em que

$D$  = déficit de oxigênio dissolvido, ou seja, diferença entre a concentração de saturação e a concentração existente em um tempo  $t$ ;

$t$  = tempo (d); e

$K_2$  = coeficiente de reaeração (base e) ( $d^{-1}$ ).

Por meio da Equação 18, verifica-se que a taxa de absorção de oxigênio é diretamente proporcional ao déficit existente. Quanto maior o déficit, maior a “avidez” da massa líquida pelo oxigênio, implicando maior taxa de transferência. Desta forma, caso haja algum consumo do gás dissolvido na fase líquida, o principal fluxo de transferência ocorre na direção gás-líquido, atuando no sentido de restabelecer o equilíbrio. A integração da Equação 18, com  $D_0$  em  $t = 0$ , resulta na Equação 20.

$$D = D_0 \cdot e^{-K_2 t} \quad \text{Eq. 20}$$

em que

$D_0$  = déficit inicial de oxigênio.

Segundo von Sperling (1996), a seleção do valor do coeficiente  $K_2$  tem maior influência nos resultados do balaço de oxigênio dissolvido que o coeficiente  $K_1$ , pelo fato de as faixas de variação do último serem mais estreitas.

Em uma amostra de água, pode-se determinar o valor do coeficiente  $K_2$  por meio de métodos estatísticos. Esse métodos se fundamentam, basicamente, em análise de regressão, sendo os dados de entrada os valores de oxigênio dissolvido em diversos tempos.

Alguns pesquisadores, estudando cursos de água de características variadas, obtiveram valores médios de  $K_2$  (Tabela 10). Os valores tabelados são utilizados na ausência de dados específicos acerca do curso de água.

Tabela 10. Valores típicos do coeficiente de reaeração ( $K_2$ ) (base e, 20°C)

Corpo de água	$K_2$ ( $dia^{-1}$ )	
	Profundo	Raso
Pequenas lagoas	0,12	0,23
Rios vagorosos, 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 de água	>1,15	>1,61

Fonte: Fair et al. (1973), Arceivala (1981).

Conforme se observa na Tabela 10, cursos de água rasos e mais velozes tendem a possuir um maior coeficiente de reaeração, devido à maior mistura ao longo da profundidade e à criação de maiores turbulências na superfície, respectivamente.

Como o coeficiente de reaeração é uma variável muito importante para a modelagem do oxigênio dissolvido, muitas tentativas têm sido feitas no sentido de estimá-lo por meio de outras variáveis, que possam ser simuladas e, ou que possam ser assumidas sem grande variação (Cox, 2003).

Em pesquisa, geralmente, têm sido utilizadas medidas técnicas experimentais para estimar a reaeração em fluxos reais ou canais, nas quais muitas variáveis hidráulicas são também medidas. Estes dados são, então, utilizados para formar uma relação empírica ou para testar modelos teóricos/conceituais da reaeração atmosférica. Na Tabela 11, são apresentados diversos modelos utilizados para estimação do  $K_2$ , baseados em variáveis hidráulicas.

Tabela 11. Modelos para estimação do coeficiente de reaeração ( $K_2$ ) baseados em dados hidráulicos (base e, 20°C)

Equação*	Faixa de aplicação		Referência
	Velocidade	Profundidade	
	média ( $m s^{-1}$ )	média (m)	
$K_2=3,952 V^{0,5} H^{-1,5}$	0,06-1,28	0,27-11,28	O'Connor & Dobbins (1956)
$K_2=5,5773 V^{0,607} H^{-1,689}$	0,04-1,52	0,12-3,48	Bennett & Rathburn (1972)
$K_2=5,3 V^{0,67} H^{1,67}$	0,05-1,50	0,1-0,6	Owens et al. (1964)

\* V - velocidade média ( $m s^{-1}$ ); H - profundidade média (m).

Segundo von Sperling (1996), pode-se correlacionar a vazão do curso de água com o coeficiente  $K_2$ , sendo tal correlação justificada pelo fato de a profundidade e a velocidade estarem intimamente associadas à vazão. Assim, por transitividade, esta pode estar relacionada ao  $K_2$ .

As relações entre  $K_2$  e a vazão e entre  $K_2$ , velocidade e profundidade do curso de água podem ser descritas por meio das equações 21 e 22, respectivamente.

$$K_2 = mQ^n \quad \text{Eq. 21}$$

$$K_2 = a V^b H^{-c} \quad \text{Eq. 22}$$

em que

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

$Q$  = vazão ( $m^3 s^{-1}$ );

$V$  = velocidade média do curso de água ( $m s^{-1}$ );

$H$  = profundidade média do curso de água (m); e

$M, n, a, b, c$  = parâmetros de ajuste.

Por meio de análise de regressão não linear, Almeida (2006) ajustou os parâmetros da Equação 22 no período seco e chuvoso para três trechos do rio Pomba-MG: a jusante da sede do Município de Santa Bárbara do Turgúrio (Equações 23 e 26); a jusante do encontro dos rios Paciência e Pomba (Equações 24 e 27) e a jusante da sede do município do rio Pomba (Equações 25 e 28).

#### Período seco

$$K_2 = 0,1562 V^{0,2894} H^{-2,6684} \quad R^2 = 0,80 \quad \text{Eq. 23}$$

$$K_2 = 1,4009 V^{2,7401} H^{-5,9672} \quad R^2 = 0,89 \quad \text{Eq. 24}$$

$$K_2 = 0,7821 V^{0,1784} H^{0,6701} \quad R^2 = 0,01 \quad \text{Eq. 25}$$

#### Período chuvoso

$$K_2 = 0,1353 V^{1,5010} H^{-3,5582} \quad R^2 = 0,91 \quad \text{Eq. 26}$$

$$K_2 = 0,2161 V^{2,6383} H^{-10,7787} \quad R^2 = 0,95 \quad \text{Eq. 27}$$

$$K_2 = 1,8022 V^{0,9962} H^{0,4756} \quad R^2 = 1,00 \quad \text{Eq. 28}$$

Segundo Cox (2003), nenhum dos modelos do processo de absorção de oxigênio em fluxos de canais abertos foi suficientemente desenvolvido para, sozinho, prever o coeficiente de reaeração com acurácia, utilizando-se apenas variáveis hidráulicas médias.

Para uma situação relativamente simples, em que se consideram apenas a desoxigenação e a reaeração atmosférica no balaço do oxigênio dissolvido, a taxa de variação do déficit de oxigênio com o tempo pode ser expressa pela equação diferencial, advinda da interação das equações de desoxigenação e reaeração (Equação 29).

$$\frac{dD}{dt} = K_1 L - K_2 D \quad \text{Eq. 29}$$

A integração da Equação 29 possibilita a obtenção da Equação 30, que expressa a variação do déficit de oxigênio em função do tempo.

$$D_t = \frac{K_1 L_0}{K_2 - K_1} (e^{-K_1 t} - e^{-K_2 t}) + D_0 e^{-K_2 t} \quad \text{Eq. 30}$$

A curva da concentração de oxigênio dissolvido pode ser obtida diretamente da equação 30, sabendo-se que o oxigênio dissolvido em determinado tempo ( $C_t$ ) é igual à diferença entre a concentração de saturação do oxigênio ( $C_s$ ) e o déficit de oxigênio em determinado tempo ( $D_t$ ), originando a Equação 31.

$$C_t = C_s - \left[ \frac{K_1 L_0}{K_2 - K_1} (e^{-K_1 t} - e^{-K_2 t}) + (C_s - C_0) e^{-K_2 t} \right] \quad \text{Eq. 31}$$

em que

$C_t$  - concentração de oxigênio dissolvido, em um dado instante  $t$  ( $\text{mg L}^{-1}$ );

$C_s$  - concentração de saturação de oxigênio ( $\text{mg L}^{-1}$ );

$K_1$  - coeficiente de desoxigenação ( $\text{d}^{-1}$ );

$K_2$  - coeficiente reaeração ( $\text{d}^{-1}$ );

$L_0$  - demanda última de oxigênio, logo após a mistura ( $\text{mg L}^{-1}$ );

$t$  - tempo (d); e

$C_0$  - concentração inicial de oxigênio, logo após a mistura ( $\text{mg L}^{-1}$ ).

Desta forma, pode-se isolar o coeficiente  $K_2$  e substituir todos os valores constantes na Equação 31.

### 3. MATERIAL E MÉTODOS

#### 3.1. Caracterização da área de estudo

A área do presente estudo abrange um trecho localizado no rio Turvo Sujo, sendo este pertencente à bacia hidrográfica do rio Doce. Esta bacia está compreendida entre as coordenadas geográficas 42° 40' e 43° 00' de longitude Oeste e 20 39' e 20° 55' de latitude Sul, abrangendo parte dos municípios de Viçosa, Cajuri, Coimbra, Teixeiras, Guaraciaba, São Miguel do Anta e Ervália, no Estado de Minas Gerais (Santos, 2001). A bacia apresenta altitude média de 775 metros, com cotas extremas de 600 e 945 metros (Santos, 2001).

A área da bacia apresenta rochas referentes ao período Pré-Cambriano inferior ou Indiviso, compreendendo gnaisses e magmatitos diversos. Sedimentos quaternários ocorrem ao longo dos vales, constituindo depósitos aluvionares de caráter argiloso, argilo-arenoso, representados por terraços e leitos maiores de deposição mais recente (Rezende, 1971; Radambrasil, 1983; Corrêa, 1984).

O clima da região enquadra-se no tipo Cwa (clima inverno seco e verão chuvoso), de acordo com a classificação de Köppen, com temperatura do mês mais frio inferior a 18 °C e, do mês mais quente superior a 22 °C (Baruqui, 1982).

O trecho em estudo foi escolhido com base nas fontes de poluição, sendo localizado após uma fonte pontual de poluição, o ribeirão São Bartolomeu e, posteriormente, sem contribuições de fontes de poluição significativas durante seu percurso. O trecho, no qual foram escolhidos os pontos de amostragem, situa-se entre o encontro do ribeirão São Bartolomeu com o rio Turvo Sujo e o deságüe deste no rio Turvo Limpo. O ribeirão São Bartolomeu foi considerado como fonte pontual inicial de poluição, pois, recebe grande parte do esgoto da cidade de Viçosa-MG.

### 3.2. Plano de amostragem da água e variáveis analisadas

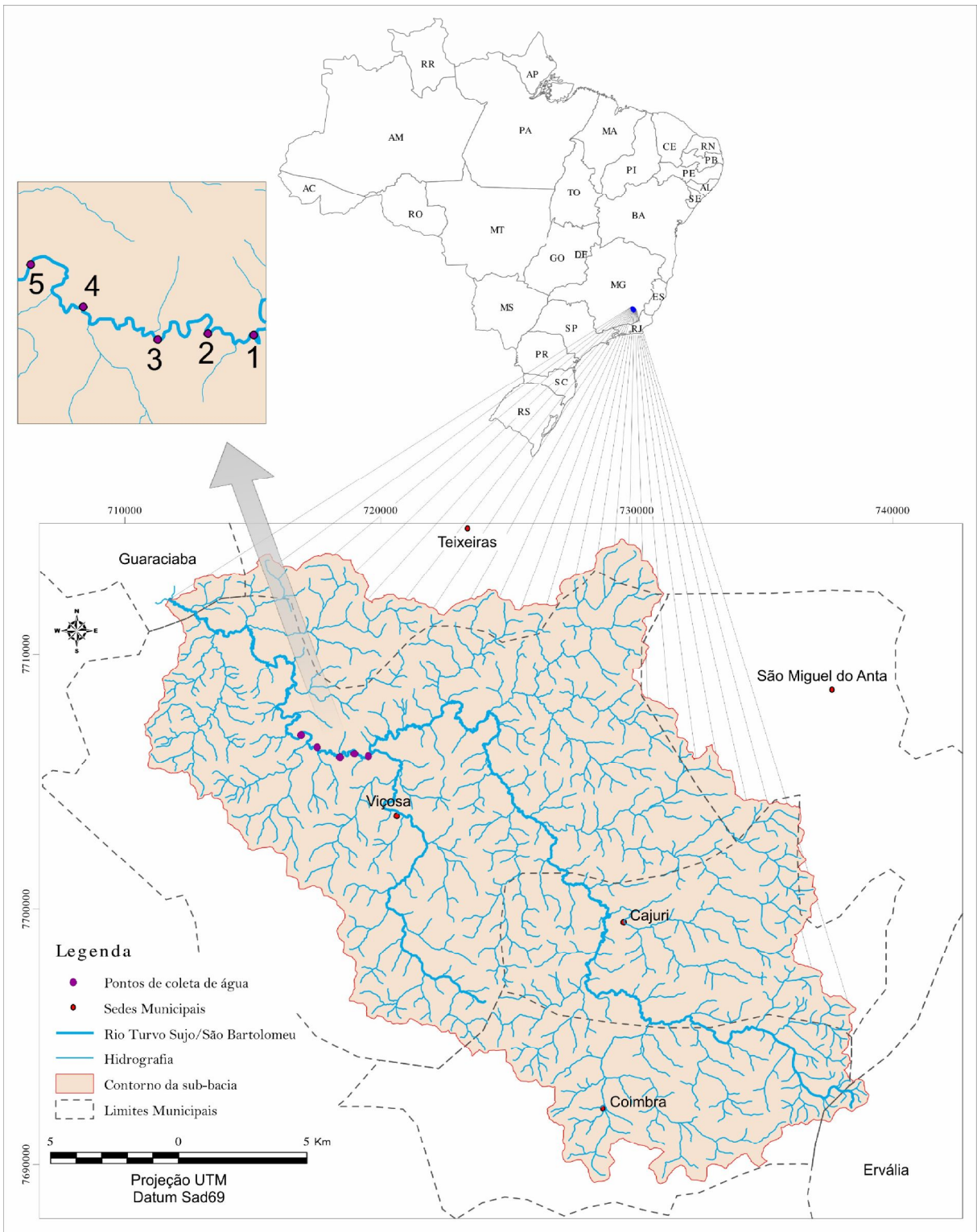
Para avaliação das variáveis de qualidade de água em diferentes vazões do curso de água, as coletas das amostras de água foram realizadas em quatro épocas distintas, coincidentes com as estações do ano: outono (coleta realizada em 14/05/2007), inverno (coleta realizada em 13/08/2007), primavera (coleta realizada em 07/11/2007) e verão (coleta realizada em 13/02/2008).

#### 3.2.1. Pontos de coleta de água

No trecho escolhido para o estudo, foram definidos cinco pontos de coleta de amostras de água. A localização dos pontos e a distância destes em relação ao primeiro ponto (ponto 1) são apresentadas na Tabela 12. Os pontos de coleta foram geoposicionados, utilizando-se GPS de navegação (modelo 12 XL da Garmin) e cartas topográficas na escala 1:50000 do IBGE, vetorizados no software ARCVIEW (Figuras 4 e 5).

Tabela 12. Localização dos pontos de coleta de água e distância destes em relação ao primeiro ponto (ponto 1).

Pontos de coleta de água	Localização	Distância em relação ao primeiro ponto (m)
1	20°43'57.4"S 42°53'32.2"W	0
2	20°43'56.9"S 42°53'50.5"W	748,90
3	20°43'58.5"S 42°54'10.6"W	2000,61
4	20°43'45.5"S 42°54'39.3"W	3859,35
5	20°43'31.2"S 42°55'2.6"W	4909,65



Fonte: Adaptado de Faria Filho (2007)

Figura 4. Localização dos pontos de coleta de água no rio Turvo Sujo.

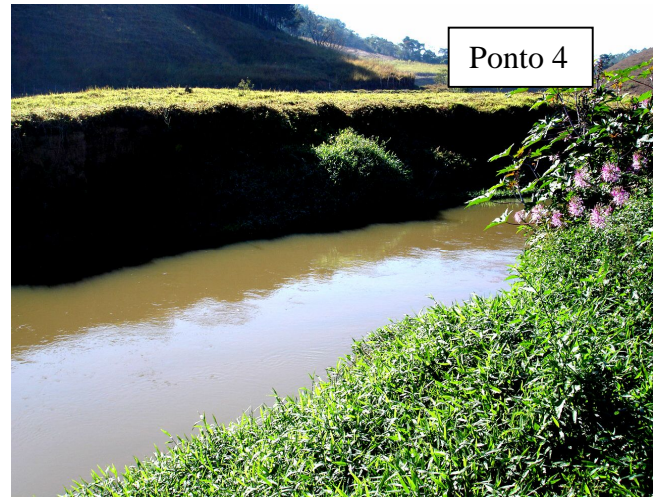


Figura 5. Pontos de coleta de água.

### **3.2.2. Procedimentos de coleta de água e armazenamento das amostras**

As amostragens nos pontos de coleta de água foram realizadas em intervalos de tempo suficientes para que a coluna de água, amostrada no primeiro ponto, se deslocasse deste aos pontos a jusante, de forma a se coletar amostras na mesma coluna de água (considerando-se o regime de fluxo em pistão). Os intervalos de tempo foram calculados, a partir da velocidade média do escoamento das águas do rio e das distâncias entre pontos adjacentes.

As amostras de água coletadas em cada ponto do rio foram do tipo simples, coletadas na calha central deste, na profundidade de 15-20 cm (CETESB, 1988), sendo este procedimento sempre realizado no período da manhã.

Imediatamente antes da coleta, foi realizado o procedimento de “ambientação” do frasco, ou seja, o enxágüe deste de duas a três vezes nas águas onde eram realizadas as amostragens. Posteriormente, o frasco foi mergulhado no rio e virado lentamente no sentido contra a corrente até ser, completamente, preenchido com o líquido.

As amostras de água foram acondicionadas em caixas de isopor contendo gelo e transportadas, imediatamente, ao Laboratório de Qualidade da Água, pertencente ao Departamento de Engenharia Agrícola, da Universidade Federal de Viçosa, onde foram efetuadas as análises de variáveis físicas, químicas e biológicas da água.

### **3.2.3. Determinação das variáveis físicas, químicas e biológicas da água**

Em cada amostra de água coletada, foram quantificadas as concentrações de nitrogênio total, amônio, nitrato, fósforo total, fósforo total dissolvido, fósforo inorgânico dissolvido, oxigênio dissolvido, demanda bioquímica de oxigênio, o potencial hidrogeniônico, a turbidez e a condutividade elétrica, segundo metodologias descritas em Matos (2004). As concentrações de clorofila *a* foram obtidas, de acordo com a metodologia proposta por Vollenweider (1970). As concentrações de cobre, manganês, ferro, zinco, cromo, níquel, cádmio e chumbo foram determinadas segundo metodologias descritas em APHA (1995).

### **3.2.3.1. Variáveis físicas**

As medições de temperatura da água foram efetuadas *in loco*, utilizando-se o termômetro de coluna de mercúrio.

A determinação da turbidez foi realizada em laboratório, pelo método nefelométrico, utilizando-se um turbidímetro marca PoliControl modelo AP 2000.

### **3.2.3.2. Variáveis químicas**

O pH da água foi obtido, por meio do método eletrométrico com peagâmetro marca Quimis modelo Q-400A. A condutividade elétrica foi obtida por meio de condutivímetro marca Marte modelo MB 11. As concentrações de oxigênio dissolvido e a DBO foram obtidas, utilizando-se o método Winkler (iodométrico). O nitrogênio total foi determinado pelo método Kjeldahl modificado, o amônio pelo método do salicilato (Kempers e Zweers, 1986), enquanto as análises de nitrato foram realizadas segundo metodologia descrita por Yang et al. (1998), fundamentadas no método colorimétrico. O fósforo total, o fósforo total dissolvido e o fósforo inorgânico dissolvido foram quantificados, utilizando-se o método colorimétrico. O fósforo total no resíduo foi obtido por diferença entre o fósforo total e o fósforo total dissolvido. O fósforo orgânico dissolvido foi obtido pela diferença entre o fósforo total dissolvido e o fósforo inorgânico dissolvido.

#### **3.2.3.2.1. Elementos potencialmente tóxicos**

As concentrações de cobre, manganês, ferro, zinco, cromo, níquel, cádmio e chumbo foram quantificadas por meio do espectrômetro de emissão de plasma, Perkin Elmer Modelo Optima 3300 TV, após a digestão nitro-perclórico das amostras (APHA, 1995).

#### **3.2.2.3. Variáveis biológicas**

A clorofila *a* foi quantificada, utilizando-se o método espectrofotométrico (Vollenweider, 1970).

### **3.3. Determinação da velocidade e da vazão do rio Turvo Sujo**

As medições das velocidades e o cálculo das vazões foram realizados em cada um dos cinco pontos de coleta nas diferentes épocas do ano. Para medição da velocidade da água, estacas foram fixadas, nas margens direita e esquerda do rio, sendo estas ligadas por uma corda (Figura 6a). Em seguida, com o auxílio de um barco, preso à corda por meio de um gancho (Figura 6b) e previamente preparado e adaptado (Figura 6c) para o posicionamento do molinete (Figura 6d), foram realizadas as medições da velocidade da água no rio Turvo Sujo.

A vazão do curso de água foi obtida, multiplicando-se a velocidade do escoamento da água pela área da seção transversal. A velocidade do curso de água, em cada local de amostragem, foi determinada com o auxílio de um molinete hidrométrico marca M. N. L. 7 (Figura 6d), enquanto a área da seção transversal foi determinada por meio de levantamento batimétrico local, segundo metodologia descrita por Pruski et al. (2006).

As posições horizontais e verticais do molinete, para a determinação da velocidade média, foram definidas de acordo com a largura e profundidade do curso de água, conforme metodologias descritas em Almeida (2006) (Tabela 13) e Pruski et al. (2006) (Tabela 14), respectivamente.



Figura 6. a- Posicionamento das estacas e da corda para posterior medição da velocidade; b - barco preso à corda por meio de um gancho; c - barco adaptado para o posicionamento do molinete; d - molinete; e - contador de giros da hélice do molinete; f - detalhe do contador de giros programado para contagem do número de voltas da hélice do molinete durante 30 segundos.

Tabela 13. Largura do curso de água e intervalo entre as distâncias horizontais recomendáveis para o posicionamento do molinete

Largura do curso de água (m)	Intervalo (m)
Até 3	0,20
3 a 6	0,50
6 a 15	1,00
15 a 30	2,00
30 a 80	4,00
80 a 150	6,00
150 a 250	8,00
> 250	12,00

Tabela 14. Profundidade recomendada para o posicionamento vertical do molinete de acordo com a profundidade do curso de água (H) e equações para cálculo da média das velocidades (VM) por intervalo

Profundidade do rio (m)	Profundidade de medição	Equação para cálculo da VM
$H \leq 0,60$	0,6H	$VM_{0,6H}$
$0,60 < H \leq 1,20$	0,2H e 0,8H	$(VM_{0,2H} + VM_{0,8H})/2$
$1,20 < H \leq 2,00$	0,2H 0,6H e 0,8H	$(VM_{0,2H} + 2VM_{0,6H} + VM_{0,8H})/4$

A velocidade em cada profundidade foi calculada, utilizando-se as equações 32 e 33, aferidas pelo fabricante para o molinete em questão.

$$V_{pp} = 0,019066692 + 0,237607735N \quad (\text{para } N \leq 0,42) \quad \text{Eq. 32}$$

$$V_{pp} = -0,002113104 + 0,287499846N \quad (\text{para } N \geq 0,42) \quad \text{Eq. 33}$$

em que

$V_{pp}$  = velocidade por ponto em cada intervalo ( $m s^{-1}$ ); e

$N$  = número de voltas da hélice do molinete por segundo.

Procedeu-se o cálculo da área da seção transversal do curso de água, utilizando-se o método do trapézio (Figura 7), ou seja, aproximou-se a área de cada subseção transversal do curso de água à área de um trapézio (Equação 34). A soma das áreas das subseções equivale à área total da seção transversal.

$$A = \frac{(P_a + P_p)}{2} L_s$$

Eq. 34

em que

A = área do trapézio correspondente a cada intervalo (m<sup>2</sup>);

P<sub>a</sub> = profundidade da vertical anterior (m);

P<sub>p</sub> = profundidade da vertical posterior (m); e

L<sub>s</sub> = Largura do intervalo na superfície.

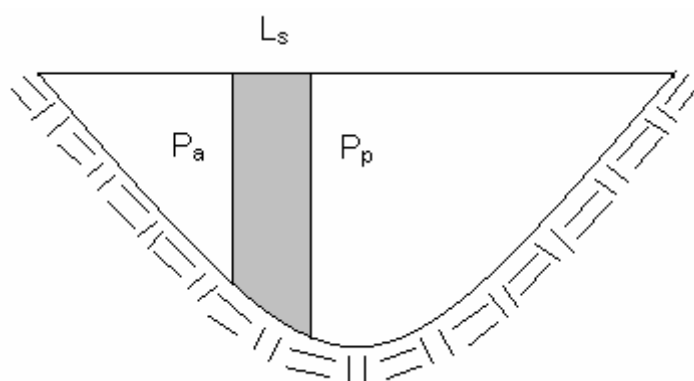


Figura 7. Esquema para demonstração da divisão do perfil transversal do rio em subseções, indicando a profundidade da vertical anterior (P<sub>a</sub>), profundidade da vertical posterior (P<sub>p</sub>) e largura do intervalo na superfície (L<sub>s</sub>).

Para cálculo da vazão em cada subseção do curso de água, foram obtidas as áreas das subseções e, em seguida, essas áreas foram multiplicadas pela velocidade média correspondente. A vazão média da seção foi obtida, somando-se as vazões em cada subseção considerada.

### 3.4. Estimativa dos coeficientes de autodepuração

#### 3.4.1. Estimativa do coeficiente de desoxigenação

Para obtenção do coeficiente de desoxigenação (K<sub>1</sub>), foram utilizadas amostras de água coletadas no rio Turvo Sujo, a jusante do encontro deste com o ribeirão São Bartolomeu (ponto 1) em diferentes épocas do ano. Apenas o ponto 1 foi escolhido, para a coleta de amostras para determinação deste coeficiente, pois, a extensão do

trecho em estudo era pequena (aproximadamente cinco quilômetros) e não possuía contribuições significativas de outros cursos de água e de poluição pontual.

As amostras coletadas de água foram incubadas, sob temperatura de 20°C, adotando-se o mesmo procedimento para determinação da DBO (APHA, 1995), durante períodos de 0, 1, 2, 3, 4, 5, 7, 9, 11, 13, 15, 17, 19 e 21 dias. Com base nos valores de DBO exercida, obtidos ao longo de diferentes tempos de incubação, foram determinados os valores dos parâmetros  $K_1$  e  $L_0$ , por meio de análise de regressão (Equação 14).

O déficit de oxigênio ( $D_0$ ) no rio Turvo Sujo foi obtido, por meio da diferença entre a concentração de saturação de oxigênio deste com a concentração inicial de oxigênio logo após a mistura das águas do ribeirão São Bartolomeu com as águas do rio Turvo Sujo.

#### **3.4.2. Estimativa do coeficiente de reaeração**

O coeficiente de reaeração ( $K_2$ ) foi obtido, utilizando-se a equação desenvolvida por Streeter e Phelps (1925) (Equação 31).

Por meio de regressão entre os valores  $K_2$  obtidos e os correspondentes valores de vazão, velocidade e profundidade do rio Turvo Sujo, foram estimados os parâmetros das equações 20 e 21, propostas por von Sperling (1996) para relacionar, respectivamente,  $K_2$  e vazão e  $K_2$  com velocidade e profundidade do curso de água

Os valores de  $K_2$  também foram estimados por meio de equações (Tabela 11), formuladas por O'Connor e Dobbins (1956), Bennett e Rathburn (1972), Owens et al. (1964) e por equações propostas por Almeida (2006), sendo utilizadas apenas as equações obtidas para condições hidráulicas semelhantes às condições do curso de água contemplado no presente trabalho (Equações 23, 25, 26 e 28). Estes valores foram comparados aos obtidos por meio da estimação do  $K_2$  utilizando-se a equação 31.

#### **3.5. Características climatológicas da área em estudo**

Nas figuras 8 e 9 são apresentadas, respectivamente, os totais de precipitação e as temperaturas médias mensais para a cidade de Viçosa-MG, correspondentes ao período de estudo.

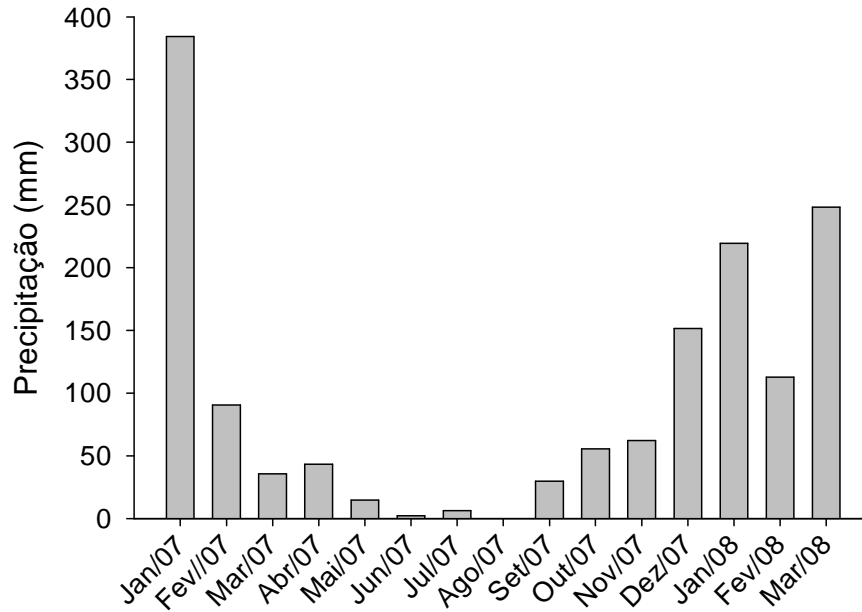


Figura 8. Precipitações totais mensais, na cidade de Viçosa-MG.

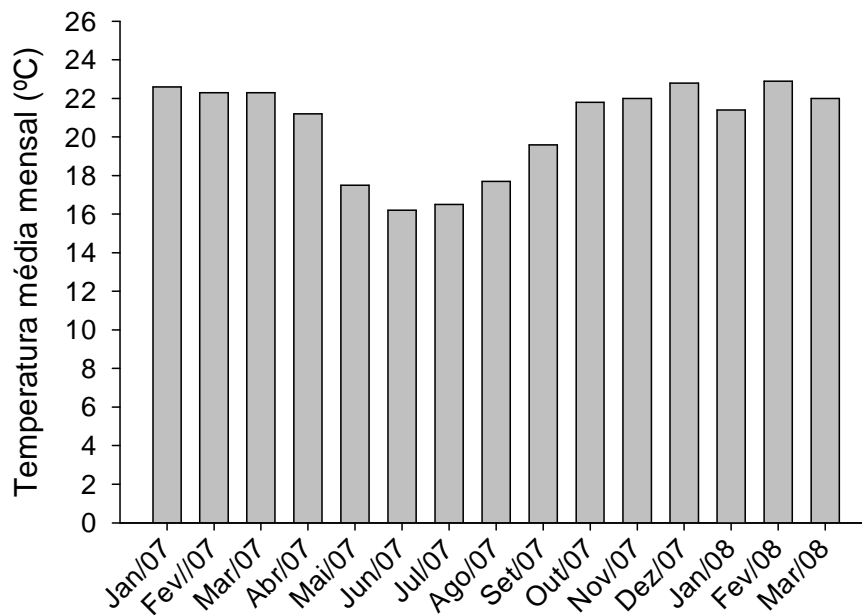


Figura 9. Temperaturas médias mensais na cidade de Viçosa- MG.

### 3.6. Análises estatísticas

A partir dos valores das concentrações das diferentes variáveis de qualidade de água, obtidos nos diferentes pontos de coleta e nas diferentes épocas do ano, referentes às diferentes vazões, foram ajustados modelos para predição da eutrofização do rio Turvo Sujo, cuja resposta biológica foi inferida pelas

concentrações da variável dependente clorofila a e de suas relações causais com as variáveis avaliadas.

Os dados foram analisados por meio de análise de regressão. Os modelos foram escolhidos com base na significância do coeficiente de regressão, no coeficiente de determinação e no fenômeno em estudo.

Para a análise estatística, utilizou-se o Sistema para Análises Estatísticas, SAEG, versão 9.1 (SAEG, 2007).

## 4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

### 4.1. Variáveis hidrológicas

Na Tabela 15 são apresentados os valores das vazões e velocidades médias para as quatro épocas avaliadas no presente estudo.

Tabela 15. Valores de vazão e velocidade da água no rio Turvo Sujo para diferentes épocas avaliadas

Época	Vazão ( $\text{m}^3 \text{s}^{-1}$ )*	Velocidade ( $\text{m s}^{-1}$ )*
Primavera	1,32	0,33
Inverno	2,18	0,47
Verão	2,31	0,38
Outono	3,55	0,57

\* Médias dos cinco pontos de coleta avaliados.

De acordo com os dados apresentados na Tabela 15, a maior vazão e velocidade média ocorreram no outono, enquanto a menor vazão e velocidade média ocorreram na primavera.

No verão, ocorreu a segunda maior vazão ( $2,31 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ ), sendo esta superior à vazão ocorrida no inverno ( $2,18 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ ) (Tabela 15). Embora a vazão no inverno fosse menor, em comparação a esta variável medida no verão, a velocidade média da água nesse período foi maior. Nas épocas correspondentes ao verão e primavera a velocidade das águas do rio Turvo Sujo apresentou os menores valores ( $0,38$  e  $0,33 \text{ m s}^{-1}$ ), respectivamente.

A largura média do rio Turvo Sujo nos locais onde eram coletadas as amostras, variou entre 6,0 e 10,0 m e a profundidade média entre 0,50 e 0,98 m.

## 4.2. Variáveis de qualidade de água

### 4.2.1. Variáveis físicas

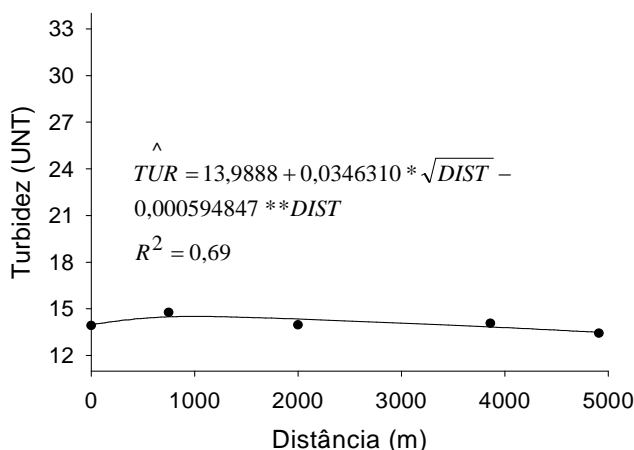
#### 4.2.1.1. Turbidez

Na Figura 10, são apresentados os valores de turbidez, observados e estimados por meio de equações ajustadas em função das diferentes distâncias, contabilizadas a partir do ponto 1. Não foi possível estabelecer uma equação geral, que relacionasse os valores de turbidez à vazão.

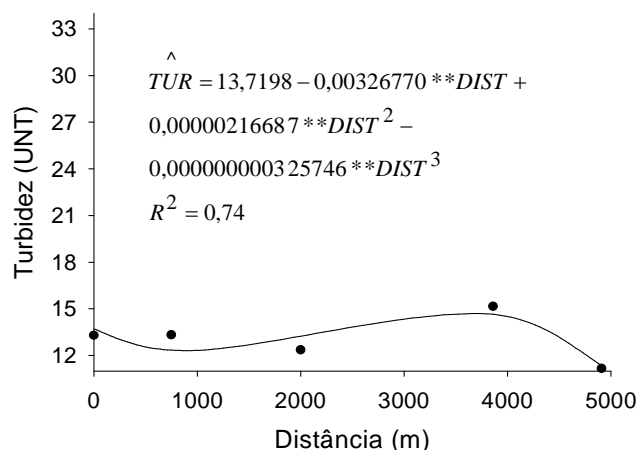
De acordo com os dados apresentados na Figura 10, não houve grande variação nos valores de turbidez, quando a vazão foi de  $1,32 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ . Nas épocas com maiores vazões ( $2,31$  e  $3,55 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ ), os valores de turbidez foram maiores em relação às outras épocas, sendo que valores máximos de turbidez foram constatados na época cuja vazão foi de  $2,31 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ . Nessa época, houve aumento da turbidez com o aumento da distância em relação ao ponto 1, comportamento este diferente daqueles encontrados nas outras épocas. Como a vazão de  $2,31 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$  ocorreu na época do verão, época esta caracterizada por grande quantidade de chuvas, o aumento da turbidez neste período pode estar relacionado à alta quantidade de partículas provenientes do escoamento superficial. O aumento da turbidez ao longo da distância também pode ter sido influenciado pela maior contribuição da ressuspensão do sedimento presente no fundo do rio, nesses trechos.

Fritzsons et al. (2003) constataram que a turbidez tende a elevar-se quando há aumento na vazão, observando forte correlação entre estas duas variáveis, resultados estes que corroboram com Stacciarini (2002) e Isenburg (2005). Segundo Fritzsons et al. (2003), quando as vazões são maiores, os valores referentes à turbidez oscilam mais porque as chuvas que proporcionam grandes vazões apresentam diferentes graus de erosividade, afetando os terrenos das encostas e das margens. Além disso, passadas as primeiras chuvas, após uma estiagem, o rio, apesar de estar com alta vazão, pode apresentar águas mais limpas, uma vez que a entrada de materiais particulados, provenientes das adjacências e da desestabilização de encostas do leito do rio, pode ter ocorrido nas primeiras chuvas.

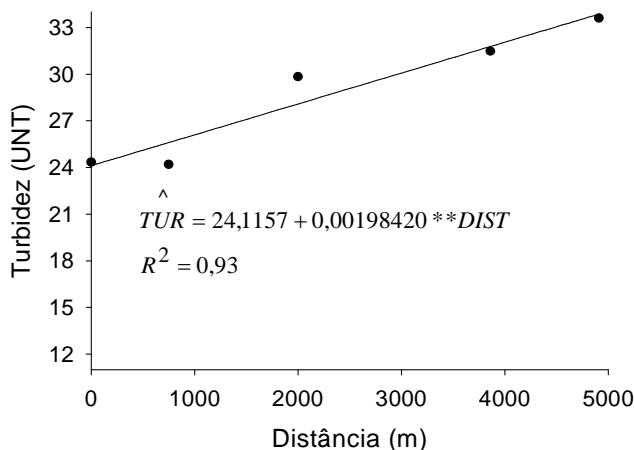
Vazão =  $1,32 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$  (novembro/2007)



Vazão =  $2,18 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$  (agosto/2007)



Vazão =  $2,31 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$  (fevereiro/2008)



Vazão =  $3,55$  (maio/2007)

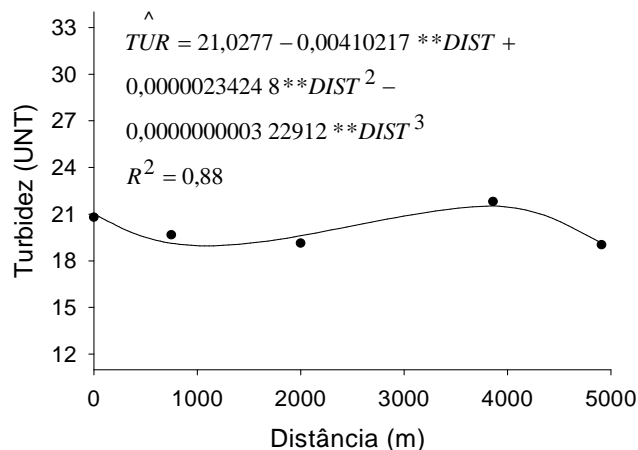


Figura 10. Valores observados e estimados da turbidez (TUR) em função da distância em relação ao ponto inicial de coleta de água (DIST), em diferentes épocas, no rio Turvo Sujo.

Anido (2002), visando caracterizar as variáveis de qualidade de água em uma microbacia localizada no Núcleo Cunha do Parque Estadual da Serra do Mar, também encontrou maiores valores de turbidez no período do verão, o que corrobora com os resultados encontrados no presente trabalho.

Nas épocas referentes ao outono e inverno, cujas vazões foram de  $3,55$  e  $2,18 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ , respectivamente, os valores de turbidez acompanharam a mesma tendência, com decréscimo até aproximadamente os 1000 m e, em seguida, com acréscimos até os 4000 m, e logo depois novo decréscimo, embora na vazão de  $3,55 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$  a escala de valores tenha sido maior, em relação à vazão de  $2,18 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ .

Os resultados de turbidez avaliados no rio Turvo Sujo não excederam, em nenhuma ocasião, o limite para águas de classe 1, segundo a Resolução CONAMA n.º 375 (Brasil, 2005), que é de 40 UNT.

#### 4.2.1.2. Temperatura

Os valores de temperatura, em cada ponto e em cada época do ano, estão apresentados na Tabela 16.

Tabela 16. Valores de vazão, médias e desvios-padrão da temperatura da água do rio Turvo Sujo nas diferentes épocas e pontos avaliados

Época	Vazão (m <sup>3</sup> s <sup>-1</sup> )	Temperatura (°C) <sup>a</sup>				
		Ponto 1	Ponto 2	Ponto 3	Ponto 4	Ponto 5
Primavera	1,32	22,0±0,0	22,3±0,0	22,3±0,0	22,3±0,0	22,3±0,0
Inverno	2,18	21,5±0,0	21,5±0,0	21,0±0,0	21,0±0,0	21,0±0,0
Verão	2,31	22,3±0,0	22,3±0,0	22,3±0,0	22,3±0,0	22,3±0,0
Outono	3,55	20,0±0,0	20,0±0,0	19,8±0,1	20,0±0,1	20,0±0,0

<sup>a</sup> Média das três repetições ± desvio padrão

De acordo com os dados apresentados na Tabela 16, não houve grandes variações de temperatura entre os pontos e entre as diferentes épocas.

Segundo Jordão et al. (2007), os cursos de água naturais apresentam variações sazonais e diurnas, bem como estratificação vertical, sendo a temperatura superficial influenciada por fatores como latitude, altitude, estação do ano, período do dia e profundidade do rio.

Santos (2001) encontrou valores de temperatura da água do rio Turvo Sujo de 12 °C no inverno do ano de 2001, sendo esses valores muito inferiores aos encontrados no presente trabalho na mesma época considerada. Isto pode ser explicado pelo fato de não ter ocorrido grande variação entre as temperaturas do ar durante o período avaliado no presente estudo (Figura 9), diferentemente do que pode ter ocorrido no ano de 2001.

Jordão et al. (2007) observaram, durante o período de estiagem (julho, agosto e setembro), valores de temperatura de 20,1 e 23,0 °C no ribeirão São Bartolomeu e de 18,1 e 19,5 °C no rio Turvo Sujo, respectivamente antes e após o encontro deste com o ribeirão São Bartolomeu.

## 4.2.2. Variáveis químicas

### 4.2.2.1. Demanda bioquímica de oxigênio

As variáveis que melhor contribuíram para explicar o comportamento da DBO, considerando-se todas as épocas avaliadas, foram a vazão, a distância em relação ao ponto 1, a turbidez, a temperatura e o fósforo orgânico dissolvido (Equação 35).

$$\begin{aligned} \hat{DBO} &= -44,4742 + 3,13370 * Q - 0,000520422 * DIST + 0,330844 * TUR + \\ &2,10233 * TEMP + 0,00747601 * POD \end{aligned} \quad \text{Eq. 35}$$
$$R^2 = 0,79$$

em que

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

Dist = distância em relação ao ponto 1 (m);

TUR = turbidez (UNT);

TEMP = Temperatura ( $^{\circ}\text{C}$ ); e

POD = fósforo orgânico dissolvido ( $\mu\text{g L}^{-1}$ ).

O aumento da turbidez indica que houve maior quantidade de sólidos em suspensão na água, influenciando o aumento das concentrações de DBO. Esta influência é comprovada pela alta correlação positiva entre DBO e turbidez ( $r = 0,82$ ;  $p < 0,01$ ). As quantidades de fósforo orgânico dissolvido estão associadas a maior quantidade de despejos presentes nos rios. O aumento desta variável está associado ao material orgânico, o qual favorece o aumento na concentração de DBO. O aumento da DBO com o aumento da temperatura se deve ao fato de que esta apresenta grande influência no metabolismo microbiano, sendo este proporcional ao seu aumento até determinada faixa de valores. Em geral, as maiores vazões estão associadas a maiores quantidades de matéria orgânica nas águas e, conseqüentemente, aos maiores valores de DBO.

Na Figura 11, são apresentados os valores das concentrações de DBO, observados e estimados por meio de equações ajustadas em função das diferentes distâncias, contabilizadas a partir do ponto 1.

Nota-se que as equações obtidas para as épocas referentes às duas menores vazões (1,32 e 2,18 m<sup>3</sup> s<sup>-1</sup>) apresentaram menores coeficientes de determinação, quando comparadas às épocas cujas vazões foram maiores (2,31 e 3,55 m<sup>3</sup> s<sup>-1</sup>).

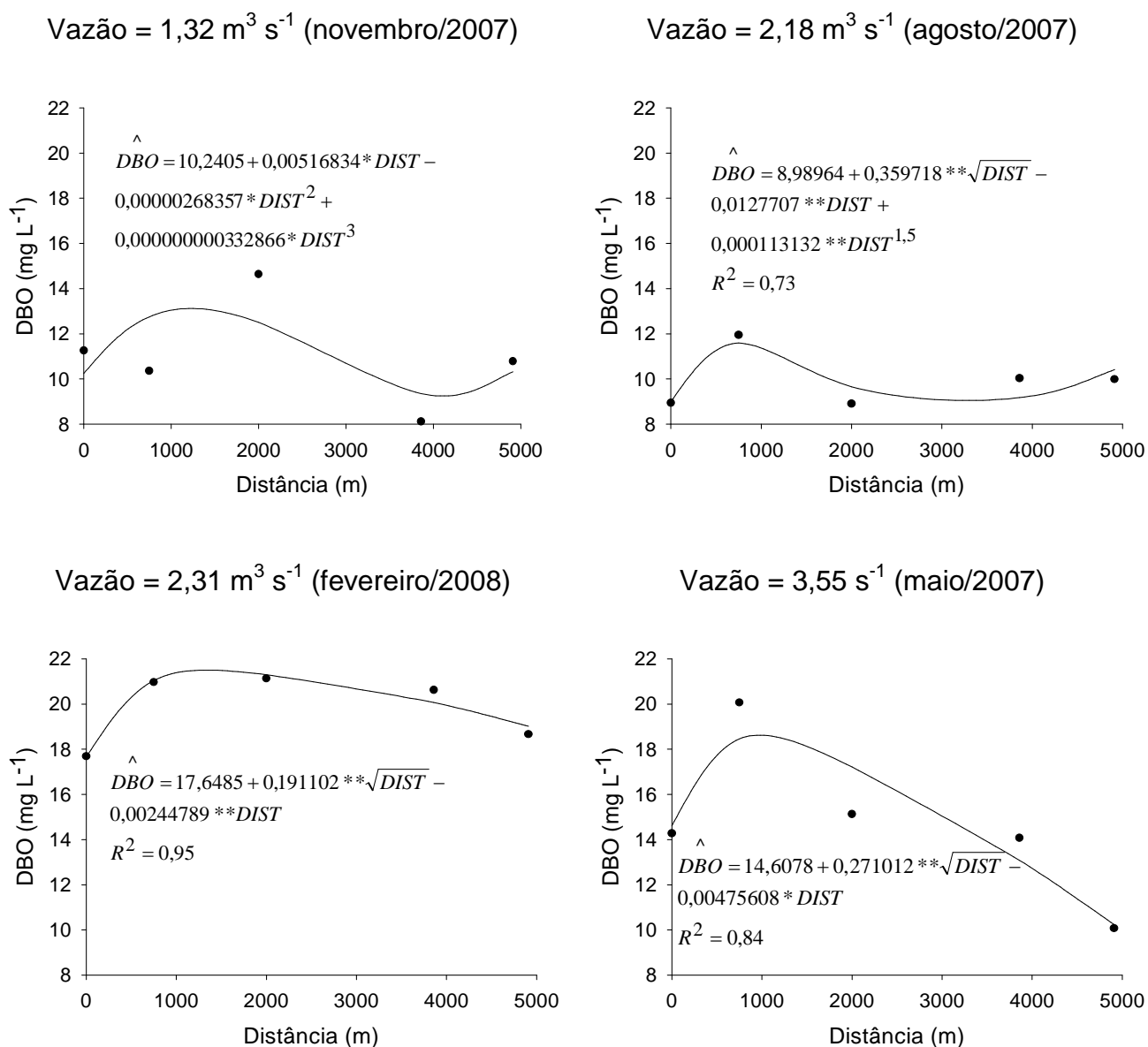


Figura 11. Valores observados e estimados da demanda bioquímica de oxigênio (DBO), em função da distância em relação ao ponto inicial de coleta de água (DIST), em diferentes épocas, no rio Turvo Sujo.

De acordo com os resultados apresentados na Figura 11, pode-se afirmar que os menores valores de DBO foram constatados na época de inverno (vazão = 2,18 m<sup>3</sup> s<sup>-1</sup>), quando a carga do material orgânico no rio provocada pelo escoamento superficial normalmente é menor em relação às outras épocas. De maneira

semelhante, na primavera (vazão =  $1,32 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ ) os valores de DBO também foram baixos, em comparação com aqueles obtidos nas épocas cujas vazões foram maiores. Nas épocas de verão e outono, cujas vazões foram  $2,31$  e  $3,55 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ , respectivamente, os valores de DBO foram mais elevados.

Embora nas épocas que apresentaram maiores vazões ( $2,31$  e  $3,55 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ ) ocorra maior diluição do material orgânico, proporcionado pelo maior volume de água, a contribuição de carga orgânica no rio ocasionado por escoamento superficial, é significativa, resultando aumento da DBO.

Conforme se observa na Figura 11, em todas as épocas analisadas, houve aumento na concentração de DBO até a distância de 1000 m aproximadamente e, em seguida, tendência à diminuição da mesma.

Após o período de adaptação dos microrganismos decompositores, o que provavelmente ocorreu entre o encontro do rio Turvo Sujo com o ribeirão São Bartolomeu e o primeiro ponto de coleta, trecho aproximadamente de 200 m, ocorreu a proliferação bacteriana na água, com predominância das formas aeróbias. Diante da abundância de alimento na forma de matéria orgânica introduzida pelos despejos, bem como suficiente concentração de oxigênio para sua respiração, as bactérias decompositoras tiveram condições para se desenvolver e se reproduzir, o que pode ser notado com o aumento da DBO nas distâncias iniciais (Figura 11). Em seguida, nota-se a zona de decomposição ativa, desde o ponto 1 até aproximadamente 1000 m de distância em relação a este. Segundo von Sperling, esta zona é caracterizada pela organização dos microrganismos, desempenhando ativamente suas funções de decomposição da matéria orgânica. Como conseqüência, os reflexos no curso de água atingem seus níveis mais acentuados e a qualidade da água apresenta-se em seu estado mais deteriorado.

Na zona de decomposição ativa, o oxigênio dissolvido atinge a menor concentração e pode ser que este venha a ser totalmente consumido pelos microrganismos. Nesta situação, têm-se condições de anaerobiose em toda massa líquida, no trecho em questão. Conseqüentemente, a vida aeróbia desaparece, dando lugar, predominantemente, a organismos anaeróbios. O número de bactérias decompositoras começa a reduzir, devido principalmente à redução na disponibilidade de alimento, em grande parte já estabilizada (von Sperling, 1996).

Após a fase de intenso consumo de matéria orgânica e degradação do ambiente aquático, foi observada a etapa de recuperação, a partir dos 1000 m de distância em relação ao ponto um (Figura 11). A matéria orgânica intensamente

consumida nas zonas anteriores, já se encontrava bem estabilizada, ou seja, transformada em compostos inertes. Isto implica reduzido consumo de oxigênio, por meio da respiração bacteriana. Nesta etapa, a quantidade de oxigênio incorporado por reaeração atmosférica é maior que o consumo de oxigênio dissolvido para estabilização da matéria orgânica.

Outros fatores, como as concentrações de alguns elementos químicos nas águas, também podem ter influenciado a variação nos valores da DBO. Mittal e Ratra (2000), objetivando estudar a influência da concentração de elementos químicos na concentração de DBO, observaram que o aumento de 0,1 a 100 mg L<sup>-1</sup> da concentração de níquel, proporcionou um aumento da DBO de 3,70 a 114%, respectivamente. Os autores constataram também que, com o aumento de 0,1 a 0,5 mg L<sup>-1</sup> nas concentrações de zinco, houve aumento da DBO, corroborando com a correlação positiva ( $r = 0,44$ ;  $p < 0,01$ ), encontrada no presente trabalho entre os valores de zinco e DBO.

Lamparelli (2004), comparando dados de rios e reservatórios no Estado de São Paulo, verificou valores médios da demanda bioquímica de oxigênio de 4,8 mg L<sup>-1</sup> em rios e 3,8 mg L<sup>-1</sup> em reservatórios. O autor associou os menores valores em reservatórios à maior biomassa algal nestes que, com a fotossíntese, libera oxigênio, o qual proporciona a oxidação da matéria orgânica e, conseqüentemente, decréscimo na DBO. Os valores de DBO encontrados por Lamparelli (2004), tanto para reservatórios como para rios, foram menores que os obtidos no presente trabalho, indicando que há menor quantidade de matéria orgânica presente nestes ambientes, quando comparados ao rio Turvo Sujo.

#### **4.2.2.2. Potencial hidrogeniônico**

Na Figura 12 são apresentados os valores do potencial hidrogeniônico, observados e estimados por meio de equação ajustada em função das diferentes vazões no rio Turvo Sujo, nas diferentes épocas avaliadas. Nota-se que, na época da primavera, caracterizada pela menor vazão (1,32 m<sup>3</sup> s<sup>-1</sup>), o pH da água foi mais alto, enquanto no outono, época em que ocorreu a maior vazão, foi menor. Este fato pode ser devido à característica básica dos despejos lançados no rio Turvo Sujo e à concentração destes, devido à diminuição da vazão. Bambic et al. (2006), estudando rios de Serra Nevada, na Califórnia, verificaram decréscimo no pH com o aumento na vazão, assim como observado no presente trabalho.

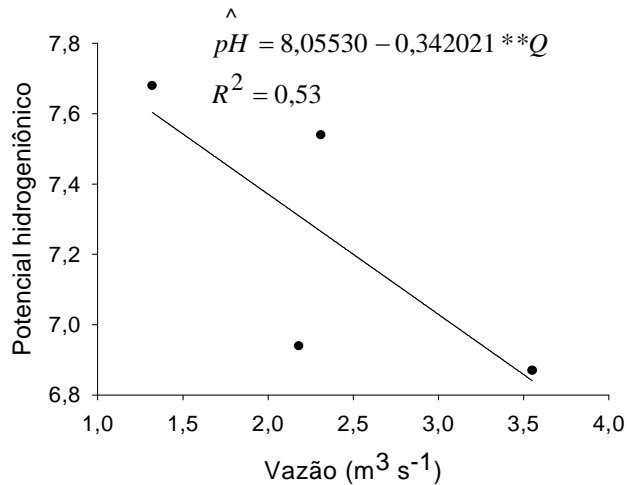


Figura 12. Valores observados e estimados do potencial hidrogeniônico (pH) em função da vazão (Q) no rio Turvo Sujo.

Fritzsons et al. (2003), analisando dados de qualidade de água da bacia hidrográfica do Alto Capivari, observaram que quanto maior a vazão mais elevado era o pH, ao contrário dos resultados obtidos no presente trabalho. Entretanto, segundo esses autores, é difícil estabelecer uma explicação imediata para este padrão de comportamento, pois, o pH constitui um dos parâmetros ambientais mais difíceis de serem interpretados, pois, é influenciado por inúmeros fatores, tais como sólidos, gases dissolvidos, dureza, alcalinidade, temperatura e fatores bióticos.

Acredita-se que, com a diminuição na vazão, haja concentração de cátions de reação básica, como o sódio, potássio, cálcio e magnésio, contribuindo, desta forma, para o aumento do pH na água.

Considerando todas as épocas do ano, houve alta correlação positiva do pH com a concentração de nitrato ( $r = 0,75$ ;  $p < 0,01$ ), indicando que o aumento nas concentrações de nitrato pode estar ligado ao aumento do pH, pois, os microrganismos responsáveis pela nitrificação são mais sensíveis em menores valores de pH.

Na Figura 13, são apresentados os valores do potencial hidrogeniônico, observados e estimados por meio de equações ajustadas em função de diferentes distâncias, contabilizadas a partir do ponto 1. De acordo com a Figura 13, o comportamento dos valores de pH, em função da distância, nas épocas caracterizadas pelas menores vazões, foi semelhante, mas na época cuja vazão foi de  $1,32 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ , os valores foram maiores.

Na época cuja vazão foi de  $2,31 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ , o pH diminuiu até à distância de 3000 m aproximadamente e, em seguida, começou a aumentar. Entretanto, na época em que a vazão foi maior ( $3,55 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ ), o pH aumentou durante todo o trecho.

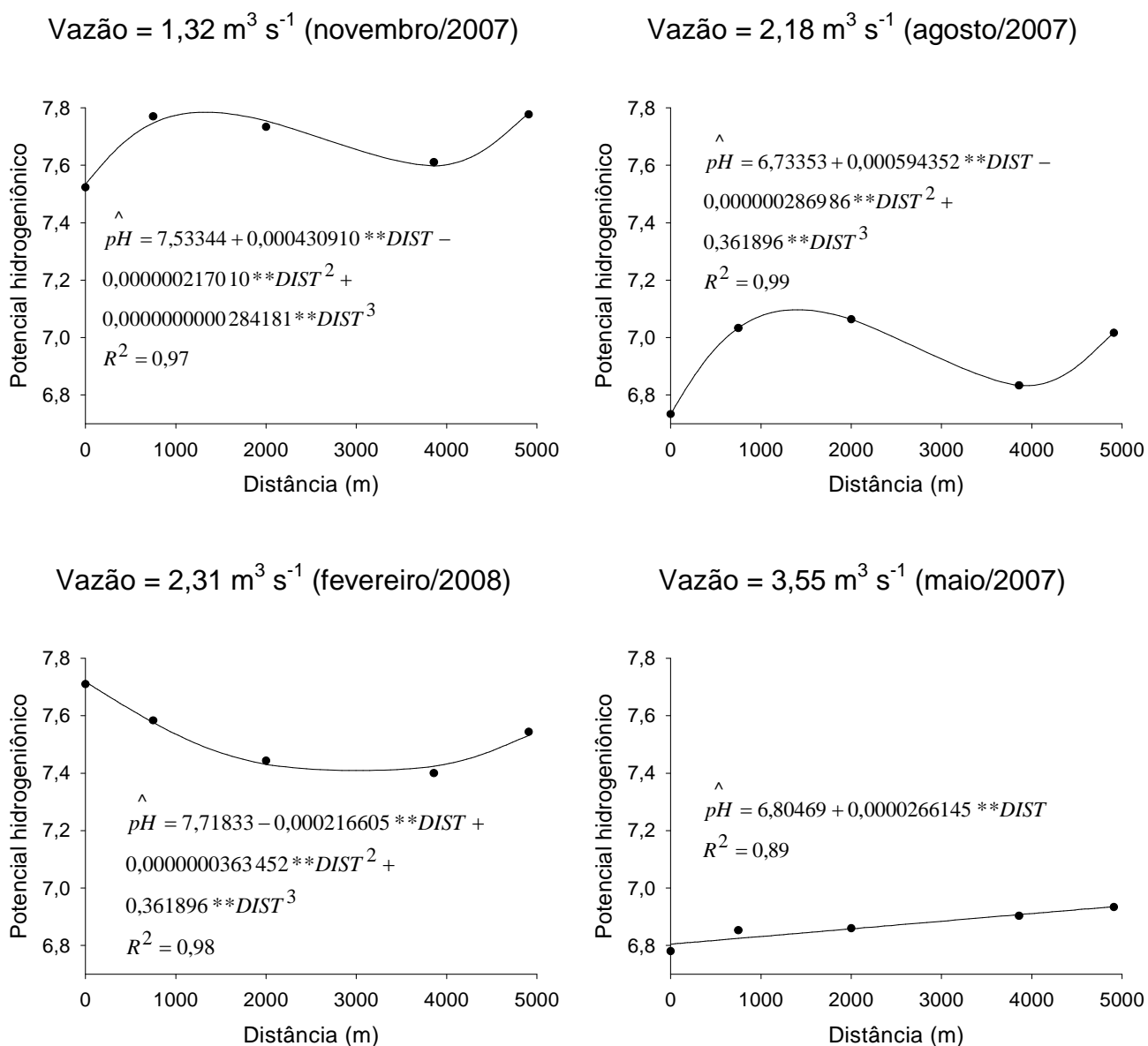


Figura 13. Valores observados e estimados do potencial hidrogeniônico (pH), em função da distância em relação ao ponto inicial de coleta de água (DIST), em diferentes épocas, no rio Turvo Sujo.

Durante o período de estiagem, Jordão et al. (2007) observaram concentrações de pH de 4,3 a 6,2 ao longo do ribeirão São Bartolomeu e de 6,2 e 6,0 no rio Turvo sujo antes e após o encontro deste com o ribeirão São Bartolomeu, respectivamente.

Santos (2001), no inverno de 2001, encontrou valores de 7,78 e 7,3 no encontro do ribeirão São Bartolomeu com o rio Turvo Sujo, sendo estes valores

próximos aos encontrados no presente trabalho, na época de primavera (vazão =  $1,32 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ ).

Jordão et al. (2007), no período seco, constataram valores relativamente baixos de pH (5,7), em águas não contaminadas, na primavera, em rio localizado em Araponga-MG, o que ocorreu provavelmente devido à presença de solos ácidos (oxisolos) na região. Valores de pH de 7,3 a 9,3 foram observados nas águas do ribeirão Ipanema, em Ipatinga-MG, o que pode ser devido à região industrializada do Vale do Aço (Jordão et al., 1999). Esses resultados indicam a influência da geologia e da ocupação da área nos valores de pH.

Cidu e Biddau (2007) estudando alguns rios em Sardina, na área mediterrânea da Itália, constataram que os valores de pH variaram de próximos a neutro à ligeiramente alcalino (7,1 a 8,3). Segundo os autores, as variações sazonais não influenciaram os valores de pH, ao contrário do que se constatou no presente trabalho.

Os valores de pH, observados no presente estudo, estão na faixa de valores estabelecidos na Resolução CONAMA n.º 357 (Brasil, 2005) para rios de classe 1, 2 e 3 (pH de 6,0 à 9,0).

#### **4.2.2.3. Condutividade elétrica**

Na Figura 14, são apresentados os valores da condutividade elétrica, observados e estimados por meio de equação ajustada em função das diferentes vazões no rio Turvo Sujo. Nota-se que, na época correspondente à menor vazão ( $1,32 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ ), a condutividade elétrica foi maior, enquanto na época correspondente à maior vazão ( $3,55 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ ) esta foi menor. Isto confirma os resultados relacionados ao pH, quando se associou o aumento deste ao aumento na concentração de cátions de reação básica e, neste caso, também responsáveis pelo aumento no valor da condutividade elétrica.

Cidu e Biddau (2007), assim como observado no presente trabalho, constataram diminuição da condutividade elétrica com o aumento da vazão, em rios localizados em Sardina, na área mediterrânea da Itália. Esses autores encontraram alta correlação entre os valores de nitrato e condutividade elétrica ( $r = 0,82$ ;  $p < 0,01$ ), as quais foram semelhantes às encontradas no presente trabalho ( $r = 0,79$ ;  $p < 0,01$ ).

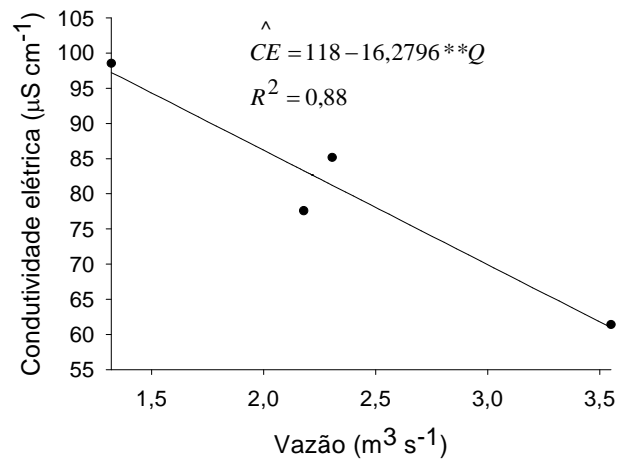


Figura 14. Valores observados e estimados da condutividade elétrica (CE), em função da vazão (Q), no rio Turvo Sujo.

Vanzela (2004) observou que a variação temporal da condutividade elétrica (valores de 89 a 961  $\mu\text{S cm}^{-1}$ ), em rios da microbacia do córrego três barras-SP, foi inversamente proporcional à quantidade de chuva acumulada entre os intervalos de avaliação. Segundo o autor, este comportamento decorre da redução do volume de água do córrego, com conseqüente aumento da concentração de sais dissolvidos e da condutividade elétrica.

Na Figura 15, estão apresentados os valores da condutividade elétrica observados e estimados por meio de equações ajustadas em função de diferentes distâncias contabilizadas a partir do ponto 1. De acordo com a Figura 15, nota-se que, na época cuja vazão foi de 1,32  $\text{m}^3 \text{s}^{-1}$ , os valores de condutividade elétrica diminuiram até aproximadamente os 2000 m de distância e, em seguida, aumentaram, sendo que, nesta época, foram constatados maiores valores de condutividade elétrica. Na época cuja vazão foi de 2,18  $\text{m}^3 \text{s}^{-1}$ , houve tendência do aumento da condutividade elétrica com o aumento da distância.

Os comportamentos dos valores de condutividade elétrica, nas épocas correspondentes às maiores vazões (2,31 e 3,55  $\text{m}^3 \text{s}^{-1}$ ), apresentaram a mesma tendência, com aumento até, aproximadamente 1000 m de distância, seguido de decréscimo nas distâncias superiores. Este decréscimo foi de maior magnitude na época em que a vazão foi de 3,55  $\text{m}^3 \text{s}^{-1}$ , porém os valores de condutividade elétrica, na época cuja vazão foi de 2,31  $\text{m}^3 \text{s}^{-1}$ , foram maiores.

A velocidade da água e os valores de condutividade elétrica apresentaram alta correlação negativa ( $r = -0,82$ ;  $p < 0,01$ ), pois, a velocidade está diretamente relacionada à vazão e esta inversamente relacionada à condutividade elétrica.

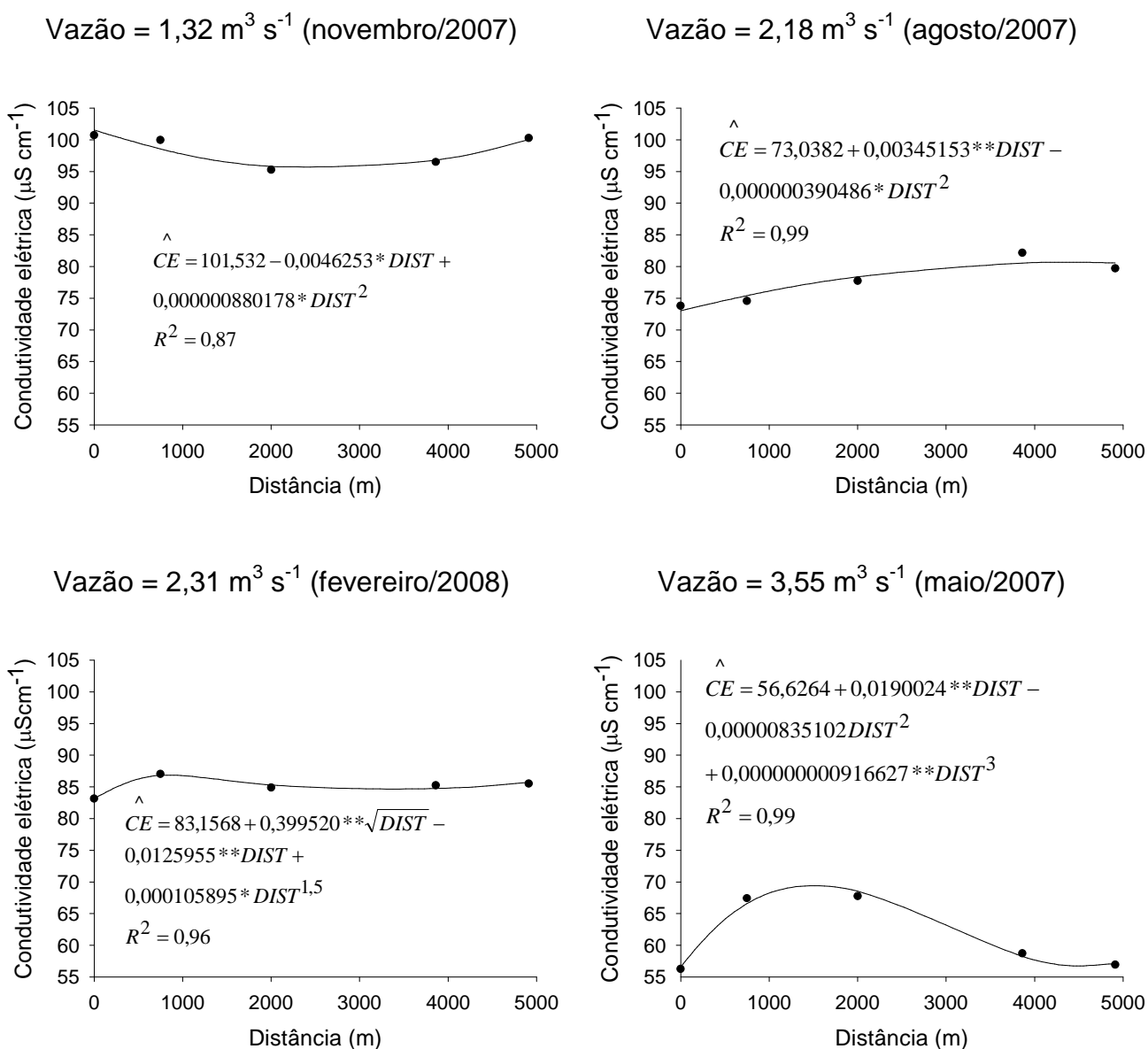


Figura 15. Valores observados e estimados da condutividade elétrica (CE), em função da distância em relação ao ponto inicial de coleta de água (DIST), em diferentes épocas, no rio Turvo Sujo.

Jordão et al. (2007), no período de estiagem, encontraram valores de condutividade elétrica de 144 e 128  $\mu\text{S cm}^{-1}$ , em dois pontos de amostragem do ribeirão São Bartolomeu e valores de 15 e 10  $\mu\text{S cm}^{-1}$ , respectivamente, antes e após o encontro do rio Turvo sujo com o ribeirão São Bartolomeu. Os autores constataram que o ribeirão São Bartolomeu não contribuiu para elevação da

condutividade elétrica no rio Turvo Sujo no ponto amostrado, o que, segundo eles, foi devido ao efeito diluidor (maior volume de água neste corpo hídrico). Os valores encontrados por esses autores foram muito inferiores aos encontrados no presente trabalho, no período de estiagem (outono e inverno) (Figura 15).

Condutividade elétrica superior a  $400 \mu\text{S cm}^{-1}$  foi observada por Pereira (2000) em água de rio que passa próximo à estação de beneficiamento de caulim, em Vermelho Novo-MG. Valores de condutividade entre  $199$  e  $909 \mu\text{S cm}^{-1}$  foram constatados por Pires (2000), nas águas do ribeirão Timotinho, que passa pela região industrializada de Minas Gerais, sendo esses valores superiores aos encontrados no presente trabalho.

Lamparelli (2004), analisando dados de qualidade de água no Estado de São Paulo, encontrou valores médios de condutividade elétrica de  $92 \mu\text{S cm}^{-1}$  em rios e de  $117 \mu\text{S cm}^{-1}$  em reservatórios, sendo esses valores próximos aos encontrados no presente trabalho.

#### **4.2.2.4. Nitrogênio**

##### **4.2.2.4.1. Nitrogênio total**

Devido à grande variação nos valores de nitrogênio total, não foi possível o ajuste de equações para predição desta variável. Na Tabela 17, são apresentados os valores do nitrogênio total na água, nas diferentes épocas e pontos avaliados.

Na Tabela 17, observa-se, que os valores de nitrogênio total variaram de  $1,82$  a  $4,56 \text{ mg L}^{-1}$ , nos diferentes pontos e épocas de avaliação. Com relação à média dos pontos, nas diferentes épocas, foi observado que a maior concentração de nitrogênio foi encontrada no inverno (vazão =  $2,18 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ ), seguida da concentração observada no outono (vazão =  $3,55 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ ) e primavera (vazão =  $1,32 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ ) sendo a menor concentração constatada no verão (vazão =  $2,31 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ ).

As maiores concentrações de nitrogênio durante o inverno podem ser explicadas em razão da menor diluição, ocasionada pela baixa vazão do rio Turvo Sujo. Embora no período do outono tenha ocorrido maiores valores de vazão, este é caracterizado pela queda de folhas e frutos que, conseqüentemente, causa o enriquecimento das águas com nitrogênio.

Tabela 17. Valores de vazão, médias e desvios-padrão da concentração de nitrogênio total no rio Turvo Sujo, em diferentes épocas e pontos avaliados

Época	Vazão (m <sup>3</sup> s <sup>-1</sup> )	Nitrogênio total (mg L <sup>-1</sup> ) <sup>a</sup>					
		Ponto 1	Ponto 2	Ponto 3	Ponto 4	Ponto 5	Média
Primavera	1,32	3,29 ± 0,20	2,93 ± 0,20	3,41 ± 0,20	4,35 ± 0,41	3,53 ± 0,35	3,50 ± 0,54
Inverno	2,18	4,23 ± 0,35	4,47 ± 0,20	3,88 ± 0,35	3,96 ± 0,48	3,46 ± 0,06	4,00 ± 0,45
Verão	2,31	1,82 ± 0,10	2,41 ± 0,10	2,47 ± 0,00	2,59 ± 0,10	2,35 ± 0,10	2,33 ± 0,28
Outono	3,55	3,71 ± 0,21	4,20 ± 0,42	4,56 ± 0,42	3,34 ± 0,21	3,59 ± 0,37	3,88 ± 0,54

<sup>a</sup> Média das três repetições ± desvio padrão

Rocha e Thomaz (2004), visando avaliar a variação sazonal de variáveis limnológicas do alto rio Paraná, entre os meses de março de 2000 e março de 2001, encontraram maiores concentrações de nitrogênio total, na época do inverno, na lagoa Carão e no rio Baía. Lamparelli (2004) verificou que, para as concentrações médias de nitrogênio total em rios do Estado de São Paulo, não houve diferença entre os períodos secos e chuvosos.

Jordão et al. (2007) encontraram valores de nitrogênio total de 51,00 e 49,00 mg L<sup>-1</sup> em dois pontos de amostragem, localizados no ribeirão São Bartolomeu e valores de 9,95 e 14,00 mg L<sup>-1</sup> antes após o encontro do rio Turvo sujo com o ribeirão São Bartolomeu, respectivamente. Os autores constataram que o ribeirão São Bartolomeu contribuiu para elevação da concentração de nitrogênio total no rio Turvo Sujo. Os valores de nitrogênio total, encontrados por Jordão et al. (2007), foram superiores aos constatados no presente trabalho.

#### 4.2.2.4.2. Nitrato

Na Figura 16, são apresentados os valores das concentrações de nitrato, estimadas por meio de equação ajustada em função do potencial hidrogeniônico e da temperatura da água no rio Turvo Sujo. Conforme se observa na Figura 16, o aumento do pH e da temperatura ocasionam o aumento nas concentrações de nitrato.

Camargo e Alonso (2006) relatam que os processos microbiológicos para ciclagem de nutrientes e funcionamento de ecossistemas estão, diretamente, associados aos valores de pH. Rudd et al. (1988) descreveram que os processos de

amonificação e nitrificação cessaram, quando os valores de pH estavam abaixo de 5,6, sendo que a desnitrificação foi estimulada em experimentos em lagos canadenses, experimentalmente, acidificados. Segundo Serrano (1997), o aumento na temperatura, até certo ponto, acelera as reações químicas e o metabolismo dos microrganismos.

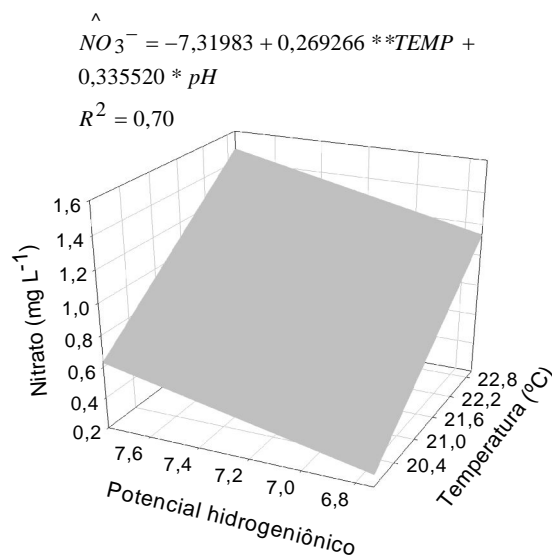


Figura 16. Estimativas da concentração de nitrato ( $NO_3^-$ ), em função do potencial hidrogeniônico (pH) e da temperatura (TEMP), no rio Turvo Sujo.

Na Figura 17, são apresentados os valores das concentrações de nitrato, estimadas por meio de equações ajustadas em função do oxigênio dissolvido e das diferentes distâncias, contabilizadas a partir do ponto 1. Conforme se observa na Figura 17, nas épocas em que as vazões foram de 1,32; 2,18 e 2,31  $m^3 s^{-1}$ , houve aumento nas concentrações de nitrato com o aumento nas concentrações de oxigênio dissolvido, enquanto na épocas em que a vazão foi de 3,55  $m^3 s^{-1}$  houve comportamento contrário.

Em relação à variação de nitrato com a distância, observa-se que, nas épocas em que as vazões foram de 2,18 e 2,31  $m^3 s^{-1}$ , houve aumento nas concentrações de nitrato com a distância em relação ao ponto 1. Entretanto, nas épocas em que as vazões foram de 1,32 e 3,55  $m^3 s^{-1}$ , houve ligeiro decréscimo nas concentrações deste elemento com o aumento da distância.

Amostras de água bruta do ribeirão São Bartolomeu, no ponto de captação da estação de tratamento de água, localizada na Universidade Federal de Viçosa-MG,

foram analisadas pela FUNASA (2001), sendo encontrada concentração de nitrato de  $0,9 \text{ mg L}^{-1}$ . Entre dezembro de 1997 e setembro de 1998, Souza (1999) encontrou concentração média de  $0,53 \text{ mg L}^{-1}$  de nitrato, em amostras de água coletadas no mesmo local.

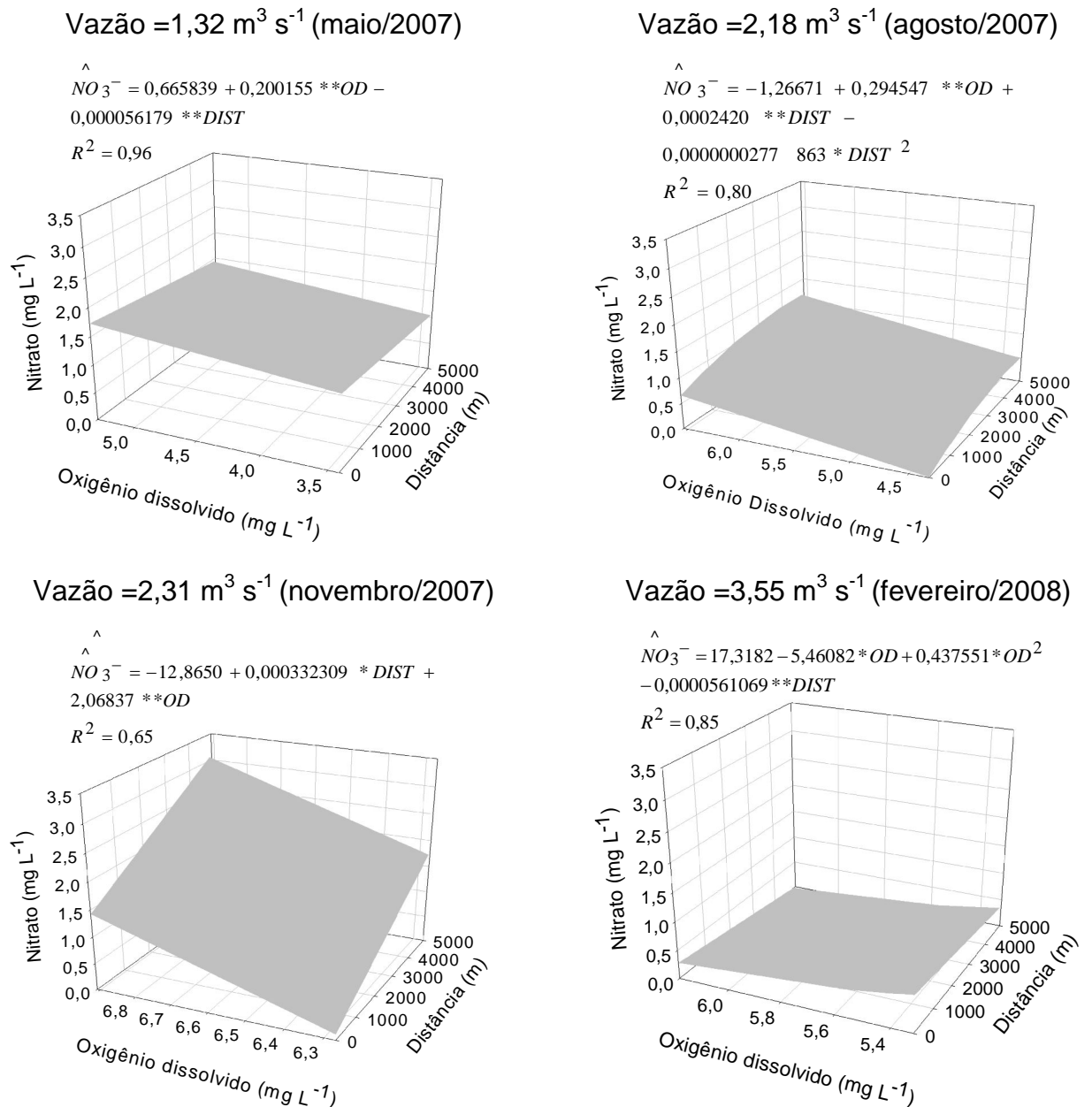


Figura 17. Estimativas da concentração de nitrato ( $\text{NO}_3^-$ ), em função do oxigênio dissolvido (OD) e da distância em relação ao ponto inicial de coleta de água (DIST), em diferentes épocas, no rio Turvo Sujo.

Segundo Pires (2000), amostras de água do ribeirão São Timotinho-MG, coletadas nas proximidades de uma siderúrgica, apresentaram mais altas concentrações de nitrato a jusante do que a montante do sítio de descargas dessa

indústria. Tais resultados foram justificados pela emissão de resíduos de banho químico, utilizado no processo de decapagem do aço.

Em reservatórios de Minas Gerais, ocorreram as seguintes concentrações de nitrato: 0,006 a 0,031 mg L<sup>-1</sup> em Porto Colômbia, 0,003 a 0,037 mg L<sup>-1</sup> em Itumbiara, 0,007 a 0,028 mg L<sup>-1</sup> em Marimbondo e 0,002 a 0,028 mg L<sup>-1</sup> em Furnas (Sá Junior, 1997), valores estes menores que os encontrados no presente trabalho.

Jordão et al. (2007), durante o período de estiagem, encontraram valores de nitrato de 4,86 e 3,54 mg L<sup>-1</sup> em dois pontos de amostragem do ribeirão São Bartolomeu e valores de 2,95 e 1,35 mg L<sup>-1</sup> em dois pontos de coleta no rio Turvo, Sujo constatando, desta forma, que o ribeirão São Bartolomeu não contribuiu para elevação na concentração deste elemento no rio Turvo Sujo. Os resultados encontrados por esse autor, para o rio Turvo Sujo, foram próximos aos encontrados no presente trabalho.

Samecka-Cymerman e Kempers (2007), estudando a variação de nitrato nos rios Olobok e Pilawa no sul da Polônia, encontraram, respectivamente, valores de 9,8 mg L<sup>-1</sup> e 5,6 mg L<sup>-1</sup>, sendo esses superiores aos encontrados no presente trabalho, o que é, provavelmente, devido às diferentes características locais nesses ambientes.

Foram constatadas correlações positivas entre o nitrato e pH ( $r = 0,75$ ;  $p < 0,01$ ) e entre o nitrato e a condutividade elétrica ( $r = 0,79$ ;  $p < 0,01$ ). Felipe-Sotelo (2006), em trabalho nos rios Mero e Mendo, em Coruña, constataram correlações positivas entre valores de nitrato e pH ( $r = 0,55$ ;  $p < 0,01$ ) e nitrato e condutividade elétrica ( $r = 0,82$ ;  $p < 0,01$ ), o que corrobora com os resultados do presente trabalho. A presença de nitrato em solução é fator que contribui para a elevação no valor da condutividade elétrica na água.

Sigleo e Frick (2007), com o objetivo de quantificar a concentração de nutrientes dissolvidos em três estações do rio Yaquina em Oregon, observaram menores concentrações de nitrato nas épocas em que as vazões foram menores (durante setembro e outubro). Esses autores constataram que as concentrações de nitrato foram maiores no primeiro escoamento superficial, ocorrido logo após o período de seca e observaram redução nas concentrações de nitrato, ao final da primavera e verão, sugerindo sua utilização biológica antes que as concentrações deste elemento fossem reduzidas no início do outono.

No presente estudo, as concentrações de nitrato encontradas no rio Turvo Sujo ficaram muito abaixo do valor máximo estabelecido na Resolução n.º 357 (Brasil, 2005), que é de 10 mg L<sup>-1</sup> para águas de classe 1, 2 e 3.

#### 4.2.2.4.3. Amônio

Na Figura 18, são apresentados os valores das concentrações de amônio, estimadas por meio de equação ajustada em função da vazão e da temperatura no rio Turvo Sujo. Conforme se observa, a equação para todas as épocas estudadas não se ajustou apenas em função da vazão, indicando, portanto, que outros fatores são responsáveis pelo fenômeno, neste caso, a temperatura. Na Figura 18, que contempla a equação ajustada para as concentrações de amônio em todas as épocas, pode-se observa-se tanto o aumento desta variável com a diminuição da temperatura quanto sua diminuição com a diminuição da vazão.

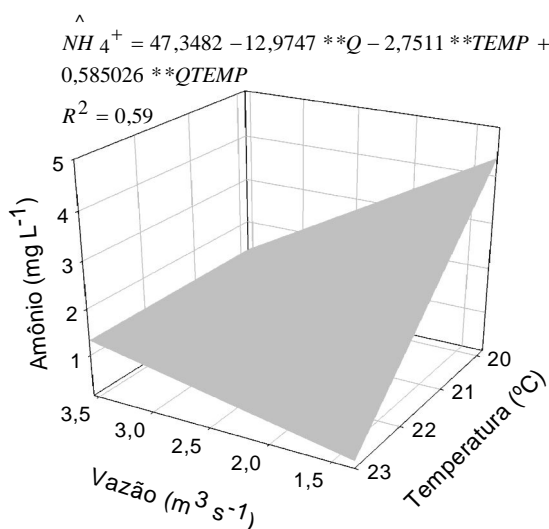


Figura 18. Estimativas da concentração de amônio (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>) em função da vazão (Q) e da temperatura (TEMP), no rio Turvo Sujo.

Brilly e Vidmar (2006), em estudo realizado na bacia de Glinsica, na parte central da Eslovênia, observaram que, devido ao frio, as concentrações de amônio foram treze vezes menores que no verão. Os autores explicam que esta diferença pode ser atribuída à diminuição da atividade biológica no inverno. Esses resultados são contrários aos obtidos no presente trabalho, em que se observou a ocorrência de aumento nas concentrações de amônio com a diminuição da temperatura, o que

pode ter ocorrido, pois, em temperaturas menores há diminuição da atividade dos microrganismos e, conseqüentemente, a transformação de amônio em nitrato é diminuída, favorecendo, desta forma, o aumento da concentração de amônio.

Houve correlação negativa entre os valores de amônio e nitrato ( $r = -0,48$ ;  $p < 0,01$ ), o que ocorre devido à transformação do nitrogênio na forma de amônio para a forma de nitrato; portanto, o aumento na concentração de nitrato implica diminuição nas concentrações de amônio.

Na Figura 19, são apresentados os valores das concentrações de amônio, observadas e estimadas por meio de equações, ajustadas em função das diferentes distâncias contabilizadas a partir do ponto 1. De acordo com o que está apresentado na Figura 19, observa-se grande variação nas concentrações de amônio, nos diferentes pontos e épocas avaliadas.

Na época cuja vazão foi de  $1,32 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$  (Figura 19), observa-se que a concentração de amônio aumentou até aproximadamente os 700 m, em seguida decresceu até aproximadamente 2000 m e, logo depois, aumentou até o último ponto. No inverno (vazão =  $2,18 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ ), nota-se ocorrência de aumento nas concentrações de amônio até aproximadamente os 4000 m, seguido de decréscimo enquanto no verão (vazão =  $2,31 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ ), houve decréscimo na concentração de amônio nos primeiros 1000 m, seguido de estabilização destas concentrações e, em seguida, houve decréscimo a partir dos 4000. No outono (vazão =  $3,55 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ ), houve aumento nas concentrações de amônio até aproximadamente os 2000 m, seguindo-se decréscimo até o último ponto avaliado.

O aumento nas concentrações de amônio indicam que uma fonte de poluição recente está atingindo o rio. Neste caso, pode ser os esgotos lançados ao ribeirão São Bartolomeu, que estão se misturando às águas do rio Turvo Sujo ou alguma outra fonte de poluição como, por exemplo, fertilizantes e, ou dejetos de animais. Brilly e Vidmar (2006) verificaram que a variação nas concentrações de nitrato e amônio não foram influenciadas pelo escoamento superficial, sendo as diferenças dessas concentrações atribuídas aos despejos de esgoto urbano.

Na época caracterizada por maior vazão ( $3,55 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ ), a qual apresentou maior velocidade média ( $0,57 \text{ m s}^{-1}$ ), provavelmente a mistura das águas do ribeirão São Bartolomeu com as do rio Turvo sujo ocorreu mais rapidamente, pois, as concentrações de amônio aumentaram até 2000 m de distância, tendendo a se transformar em nitrato a partir deste ponto.

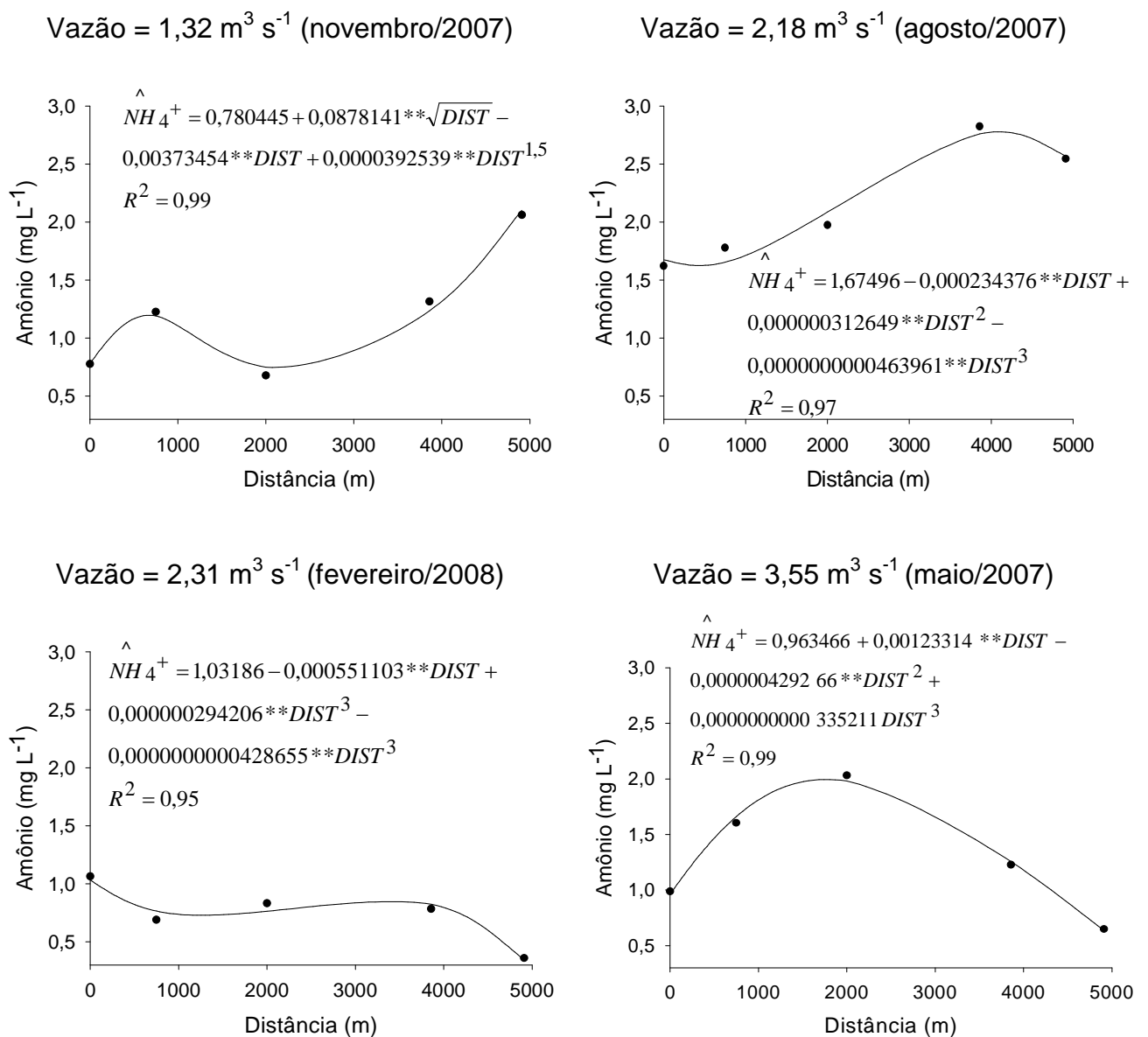


Figura 19. Valores observados e estimados da concentração de amônio (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>) em função da distância em relação ao ponto inicial de coleta de água (DIST), em diferentes épocas, no rio Turvo Sujo.

Sigleo e Frick (2007), objetivando quantificar a concentração de nutrientes dissolvidos em três estações do rio Yaquina, em Oregon, no período de 1991 a 2001, encontraram valores de amônio que variando de 0,0008 a 0,08 mg L<sup>-1</sup>, com maiores valores ocorrendo durante as tempestades de inverno ou no final do verão, sugerindo que este íon foi carregado para o rio, devido às precipitações.

Colbert e McManus (2003) relatam que próximo à baía de Tillamook, em Oregon, as concentrações de amônio não variaram com a época, mas houve um pico durante o verão (acima de 0,0062 mg L<sup>-1</sup>), sugerindo que a remineralização

bentônica da matéria orgânica fosse a fonte de amônio nesse período. Sigleo e Frick (2007) também relataram que a remineralização bentônica da matéria orgânica foi importante fonte de amônio do rio Yaquina, em Oregon.

#### **4.2.2.5. Fósforo**

##### **4.2.2.5.1. Fósforo total**

Na Figura 20, são apresentados os valores das concentrações de fósforo total, observados e estimados por meio de equações ajustadas em função das diferentes distâncias, contabilizadas a partir do ponto 1. Não foi possível estabelecer, para o fósforo total, uma equação geral que relacionasse os valores deste à vazão.

Na Figura 20, nota-se que, na época de ocorrência da menor vazão ( $1,32 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ ), caracterizada também pela menor velocidade média da água ( $0,33 \text{ m s}^{-1}$ ), os valores de fósforo total aumentaram aproximadamente até os 4500 m e, em seguida, começaram a decrescer. Esse aumento nesta grande distância pode ser devido à mistura das águas do rio Turvo Sujo com as do ribeirão São Bartolomeu ter ocorrido mais lentamente, devido à baixa velocidade da água, e, ou devido à disponibilização do fósforo do lodo de fundo contido no rio e lançamentos dispersos.

Segundo Prada e Oliveira (2006), os sedimentos em corpos hídricos têm papel fundamental na ciclagem interna de nutrientes, pois, a carga interna dos nutrientes proveniente desses sedimentos pode ser da mesma ordem de magnitude ou até mesmo maior que aquela advinda das entradas externas. Desta forma, as variações nas concentrações de fósforo no presente trabalho podem estar relacionadas à ressuspensão do sedimento de fundo do rio Turvo Sujo.

No inverno (vazão =  $2,18 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ ), houve aumento nas concentrações de fósforo até aproximadamente 1000 m e este decresceu após este ponto, sendo a velocidade média nesta época de  $0,47 \text{ m s}^{-1}$ , ou seja, a segunda maior velocidade entre todas as épocas avaliadas.

No outono (vazão =  $3,55 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ ), o comportamento do fenômeno foi semelhante ao da época de inverno. Entretanto, o aumento até os primeiros 1000 m ocorreu de forma mais acentuada, o que pode ter sido ocasionado pela ressuspensão de lodo de fundo ou em decorrência do maior aporte de material orgânico e solo para as águas do rio Turvo Sujo. Em seguida, houve decréscimo deste elemento, o que

pode ter sido devido à utilização do mesmo no metabolismo microbiano, sedimentação e outros.

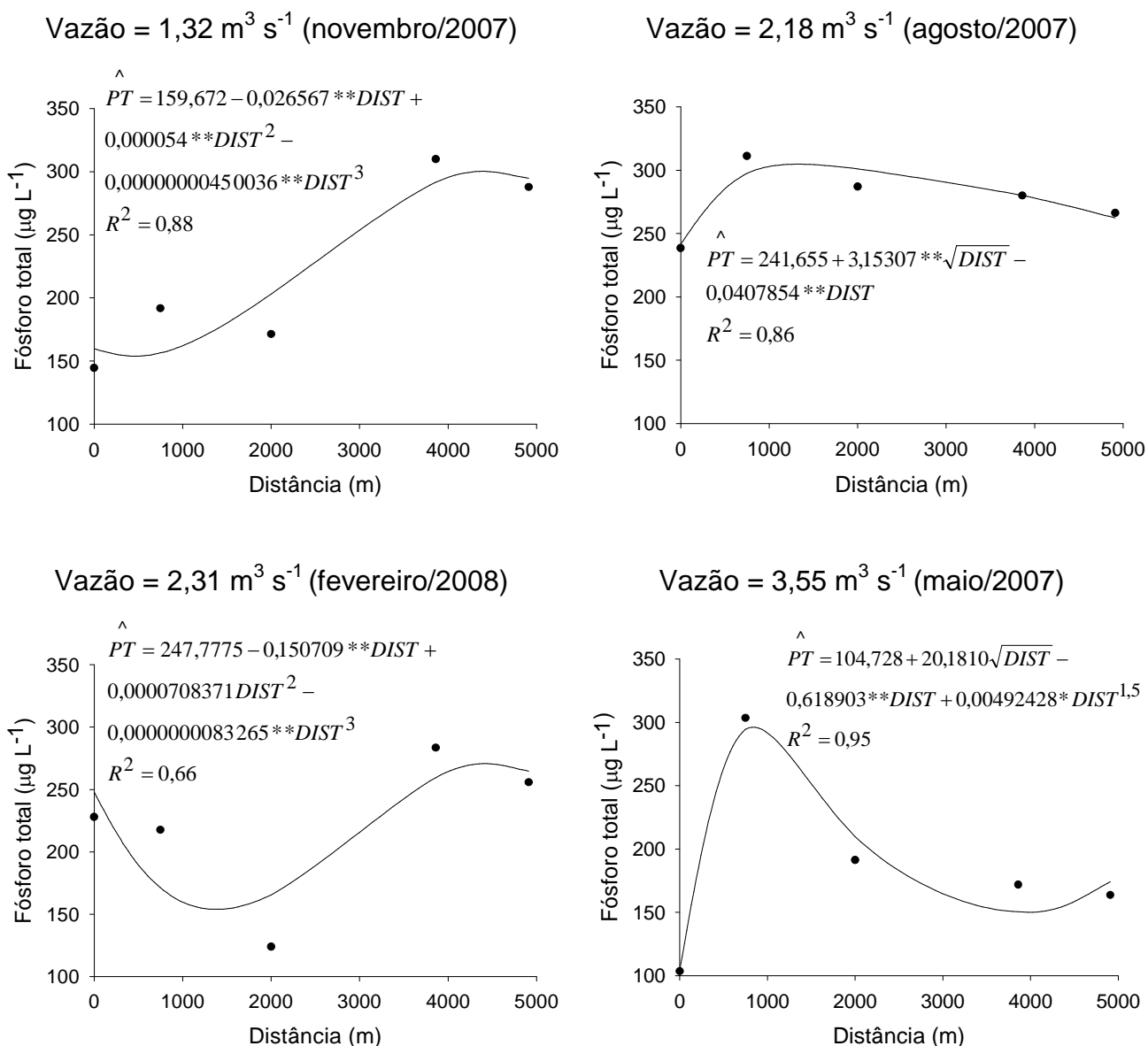


Figura 20. Valores observados e estimados da concentração de fósforo total (PT) em função da distância em relação ao ponto inicial de coleta de água (DIST), em diferentes épocas, no rio Turvo Sujo.

No verão (vazão = 2,31 m<sup>3</sup> s<sup>-1</sup>), houve diminuição na concentração de fósforo até aproximadamente 1500 m e, em seguida, aumento no valor desta concentração.

Segundo Boers et al. (1998), foi demonstrado que a contribuição interna, isto é, a liberação do fósforo do sedimento para a coluna de água pode contribuir em igual intensidade, ou mesmo exceder a contribuição externa de fósforo para a permanência do nível de eutrofização. Portanto, esta liberação do fósforo a partir do

sedimento pode postergar a recuperação de lagos, mesmo quando são tomadas medidas para reduzir o aporte de nutrientes. Segundo Lennox (1984), foi necessário um longo período de tempo para que o lago Ennel, localizado na Irlanda, se recuperasse, devido ao fenômeno de transporte do fósforo do sedimento para o meio aquático, mesmo após o controle do aporte de carga para o lago.

Jordão et al. (2007) encontraram valores de fósforo total de 3000 e 2170  $\mu\text{g L}^{-1}$  em dois pontos de amostragem do ribeirão São Bartolomeu e valores de 137 e 1279  $\mu\text{g L}^{-1}$  antes e após o encontro do rio Turvo sujo com o ribeirão São Bartolomeu, respectivamente, sendo o valor encontrado para o rio Turvo sujo (após o encontro com o ribeirão) maior que os valores encontrados no presente trabalho. Esses autores constataram que a concentração de fósforo nove vezes maior, nas águas coletadas após o encontro do rio Turvo sujo com o ribeirão São Bartolomeu, indicou que o ribeirão contribuiu para o aumento do grau de poluição no rio Turvo Sujo. Os altos valores de fósforo, encontrados no ribeirão São Bartolomeu, são justificados pelas elevadas cargas de esgoto doméstico que o ribeirão recebe e despejos provenientes de atividades agrícolas desenvolvidas às margens deste.

Stacciarini (2002), visando à avaliação da qualidade dos recursos hídricos em Paulínia-SP, observou que, na maioria dos pontos estudados, as concentrações de fósforo foram maiores na época de estiagem. O mesmo comportamento foi relatado por Cruz (2003) para o rio Uberaba. No presente trabalho, o comportamento do fósforo não foi semelhante ao observado por Stacciarini (2002) e Cruz (2003), pois, provavelmente, a influência antrópica sobrepôs-se ao padrão sazonal de comportamento esperado para este elemento.

Devlin e Brodie (2005) constataram que a poluição por fósforo, em algumas zonas costeiras da Austrália, foi dominada por descargas associadas ao desenvolvimento da agricultura de bacias adjacentes.

Lamparelli (2004) verificou que as concentrações médias dos nutrientes, sobretudo o fósforo total, foram mais elevadas em ambientes lóticos ( $193 \mu\text{g L}^{-1}$ ) que em ambientes lênticos ( $0,075 \mu\text{g L}^{-1}$ ). No ano 2000, esse autor verificou que, dentre todos os valores das concentrações de fósforo total obtidos pela rede de monitoramento do Estado de São Paulo, 85,9% superaram o valor estabelecido na Resolução CONAMA n.º 20 de 1986 (Brasil, 1986) e relatou que não houve diferença entre as concentrações deste elemento em períodos secos e chuvosos, para ambientes lóticos. O autor destaca que é importante considerar que a análise de fósforo total leva em consideração também o fósforo presente na biomassa algal

e que, mesmo assim, as concentrações deste elemento em ambientes lóticos foram superiores.

No presente estudo, as concentrações de fósforo total nas águas do rio Turvo Sujo ultrapassaram, em todos os pontos e épocas avaliadas, o limite máximo estabelecido pela Resolução CONAMA n.º 357 (Brasil, 2005) para águas de classe 1 e 2, que é de  $100 \mu\text{g L}^{-1}$  e, com exceção do ponto 1, nas épocas cujas vazões foram de  $1,32$  e  $3,55 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ , e do ponto 3, na época cuja vazão foi de  $2,31 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ , todos os outros resultados ultrapassaram o limite máximo estabelecido na Resolução CONAMA n.º 357 (Brasil, 2005) para águas de classe 3, que é de  $150 \mu\text{g L}^{-1}$ .

#### 4.2.2.5.2. Fósforo total dissolvido

Na Figura 21, estão apresentados os valores das concentrações de fósforo total dissolvido, observados e estimados por meio de equações ajustadas em função das diferentes distâncias, contabilizadas a partir do ponto 1. Não foi possível estabelecer uma equação geral, que relacionasse os valores do fósforo total dissolvido à vazão.

Nas épocas de primavera, inverno e outono, com vazões de  $1,32$ ;  $2,18$  e  $3,55 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ , respectivamente, o comportamento na tendência das concentrações de fósforo total dissolvido (Figura 21) foi semelhante ao do fósforo total (Figura 20). Houve pequena diferença no verão (vazão de  $2,31 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ ).

Na Figura 21, pode-se notar que na primavera (vazão =  $1,32 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ ), época caracterizada também pela menor velocidade média da água ( $0,33 \text{ m s}^{-1}$ ), os valores de fósforo total dissolvido aumentaram aproximadamente até  $4000 \text{ m}$  e, em seguida, começaram a decrescer. Este aumento nessa grande distância ocorreu, provavelmente devido à mistura das águas do rio Turvo Sujo com as águas do ribeirão São Bartolomeu se processar mais lentamente, em virtude da baixa velocidade e, ou contribuição do fósforo pela ressuspensão do lodo de fundo.

Durante o inverno (vazão =  $2,18 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ ), houve aumento nas concentrações de fósforo total dissolvido até aproximadamente os  $1000 \text{ m}$ , sendo que este decresceu a partir desta distância, sendo a velocidade média neste trecho de  $0,47 \text{ m s}^{-1}$ , ou seja, a segunda maior velocidade da água no rio, nos períodos avaliados. No outono, época correspondente à maior vazão ( $3,55 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ ), as variações nas concentrações do fósforo total dissolvido foram semelhantes à época de inverno.

No verão (vazão =  $2,31 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ ), houve diminuição nas concentrações de fósforo total dissolvido até 200 m aproximadamente, seguindo-se de estabilidade até os 4000 m e posterior decréscimo.

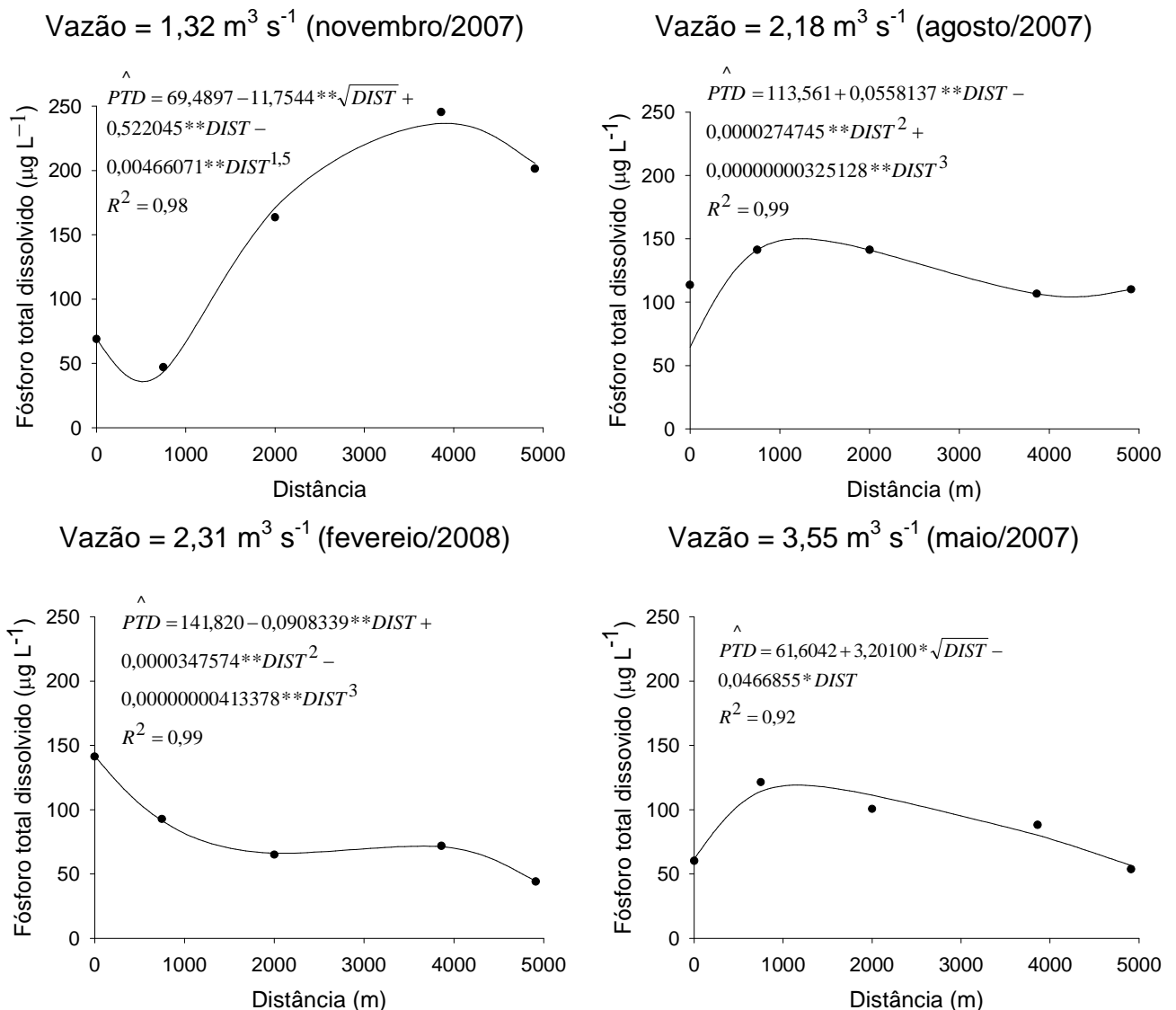


Figura 21. Valores observados e estimados da concentração de fósforo total dissolvido (PTD) em função da distância em relação ao ponto inicial de coleta de água (DIST), em diferentes épocas, no rio Turvo Sujo.

A maior concentração média de fósforo total dissolvido foi constatada na primavera, época em que o rio estava com a menor vazão ( $1,32 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ ). As menores concentrações foram encontradas nas épocas de verão e outono, em que as vazões foram  $2,31$  e  $3,55 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ , respectivamente. Os maiores valores de fósforo total dissolvido nas menores vazões se deve à maior concentração deste elemento na

água, devido à diminuição do volume desta durante esse período, pois, o aumento desse volume tem efeito diluidor.

Sallanco e Sarpola (2007), avaliando as concentrações de fósforo total dissolvido em esgoto municipal, constataram que, inicialmente, a concentração foi de 34 % do fósforo total e que a dissolução do fósforo foi mais rápida nos primeiros dez dias, quando os níveis de fósforo dissolvido aumentaram 1% ao dia, aproximadamente.

Rocha e Martin (2005), avaliando a influência do Núcleo Industrial na qualidade da água do córrego Água da Lavadeira e Rancharia-SP, observaram que os valores de fósforo dissolvido ficaram entre  $190 \mu\text{g L}^{-1}$  e  $12740 \mu\text{g L}^{-1}$ .

Yang et al. (2008) estudando o rio St. Lucie, localizado no sul da Flórida, verificaram concentrações de fósforo total dissolvido variando de 19 a  $611 \mu\text{g L}^{-1}$ , com média de  $179 \mu\text{g L}^{-1}$  e constataram que os valores dessa variável foram mais altos no verão e outono que no inverno e na primavera, contrariamente ao encontrado no presente trabalho.

#### **4.2.2.5.3. Fósforo inorgânico dissolvido**

Na Figura 22, são apresentados os valores das concentrações de fósforo inorgânico dissolvido observados e estimados por meio de equações ajustadas, em função das diferentes distâncias contabilizadas a partir do ponto 1. Não foi possível estabelecer uma equação geral, que relacionasse os valores de fósforo inorgânico dissolvido com a vazão. Nas épocas cujas vazões foram de  $1,32$  e  $3,55 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$  não houve possibilidade do ajuste de equações, que relacionassem o fósforo inorgânico dissolvido com a distância, pois, nas épocas correspondentes a essas vazões, a maioria das concentrações deste elemento foram nulas.

Na primavera (vazão =  $1,32 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ ), somente foram constatadas concentrações de fósforo inorgânico dissolvido nos pontos 1 ( $1,74 \mu\text{g L}^{-1}$ ) e 2 ( $27 \mu\text{g L}^{-1}$ ) enquanto no outono (vazão =  $3,55 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ ), foram constatadas concentrações de fósforo inorgânico dissolvido apenas nos pontos 3 ( $21,04 \mu\text{g L}^{-1}$ ) e 4 ( $1,54 \mu\text{g L}^{-1}$ ).

Nota-se que, no inverno (vazão =  $2,18 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ ), a concentração de fósforo inorgânico dissolvido variou pouco (Figura 22), enquanto no verão (vazão =  $2,31 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ ) a concentração desta variável diminui com o aumento da distância, o que pode ser devido à sua utilização pelo fitoplâncton e zooplâncton e à variabilidade amostral.

O aumento na concentração de fósforo inorgânico dissolvido é devido à mineralização do material orgânico em suspensão ou bentônico; entretanto, este pode ser removido por absorção pelas plantas ribeirinhas ou aquáticas e fixado por microrganismos e partículas de solo, o que pode causar instabilidade nas concentrações deste elemento.

Lamparelli (2004) encontrou valores médios de fósforo inorgânico dissolvido de  $122 \mu\text{g L}^{-1}$  e  $24 \mu\text{g L}^{-1}$ , respectivamente, para rios e reservatórios da cidade de São Paulo, constatando, assim, que os valores de fósforo inorgânico dissolvido em rios são, significativamente, maiores, em comparação aos obtidos em reservatórios. O autor observou que as concentrações de fósforo inorgânico dissolvido são maiores durante o período de estiagem, tanto em rios como em reservatórios, corroborando com os dados obtidos em relação à época de inverno, em que a vazão foi de  $2,18 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ .

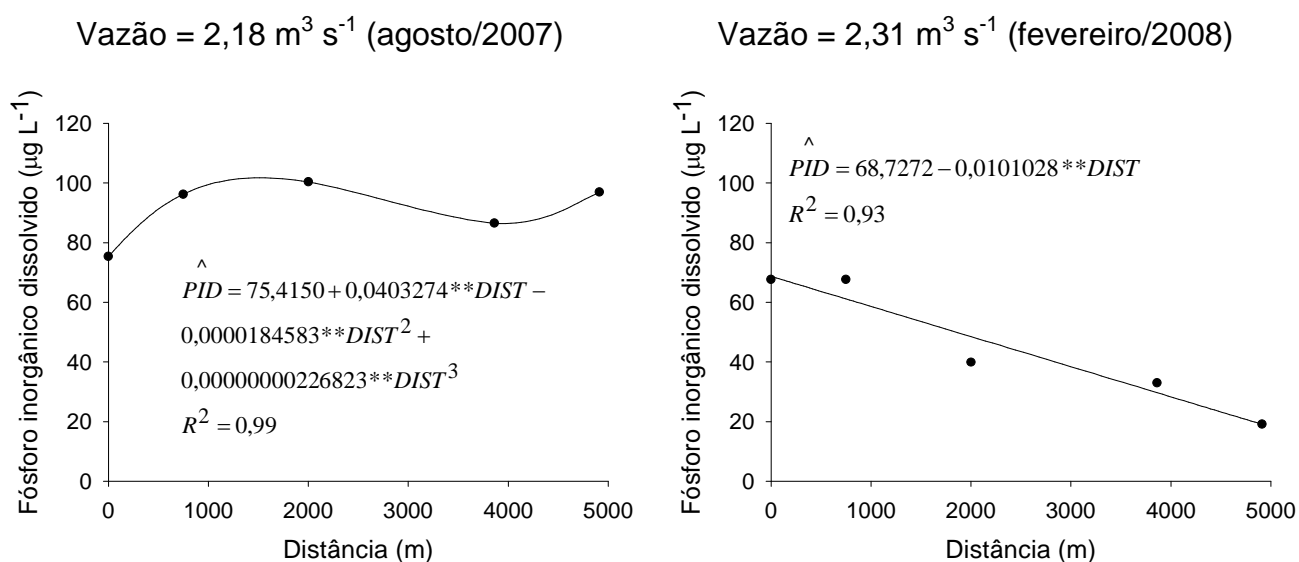


Figura 22. Valores observados e estimados da concentração de fósforo inorgânico dissolvido (PID) em função da distância em relação ao ponto inicial de coleta de água (DIST), em diferentes épocas, no rio Turvo Sujo.

Segundo Lamparelli (2004), no período chuvoso, o fósforo está concentrado nas algas e, como a análise de fósforo total não diferencia o que está sob forma particulada ou solúvel, somente na análise de fósforo inorgânico dissolvido é possível detectar esta diferença.

O fósforo inorgânico dissolvido é a forma mais facilmente assimilável de fósforo e a mais rapidamente consumida pelos organismos do fitoplâncton e

macrófitas. Por este motivo, esta forma de fósforo é relatada, pela maioria dos autores, como o nutriente limitante à eutrofização.

#### 4.2.2.5.4. Fósforo total no resíduo

Devido à grande variação de valores do fósforo total no resíduo, não foi possível o ajuste de equações de regressão desta variável em função de vazão, nem em função da distância em relação ao ponto 1. Na Tabela 18, são apresentados os valores do fósforo total no resíduo, nos diferentes pontos e vazões.

Observa-se que as maiores médias de fósforo total no resíduo foram constatadas nas épocas de inverno e verão, cujas vazões foram 2,18 e 2,31 m<sup>3</sup> s<sup>-1</sup>, respectivamente. Como o fósforo total no resíduo corresponde à parcela de fósforo total que não está dissolvido no meio, este é oriundo de material particulado, sendo que suas altas concentrações no verão podem ser resultantes do carreamento de partículas para o rio, devido ao escoamento superficial.

Tabela 18. Valores de vazão, médias e desvios-padrão das concentrações de fósforo total no resíduo no rio Turvo Sujo

Época	Vazão (m <sup>3</sup> s <sup>-1</sup> )	Fósforo total no resíduo (µg L <sup>-1</sup> ) <sup>a</sup>					
		Ponto 1	Ponto 2	Ponto 3	Ponto 4	Ponto 5	Média
Primavera	1,32	75,6 ± 4,7	144,8 ± 2,7	7,9 ± 7,2	64,6 ± 21,8	86,6 ± 17,9	75,9 ± 46,8
Inverno	2,18	163,0 ± 11,8	215,0 ± 14,1	186,6 ± 10,8	193,5 ± 3,2	169,2 ± 10,3	185,4 ± 21,2
Verão	2,31	86,7 ± 6,0	124,8 ± 0,0	59,0 ± 12,0	211,5 ± 6,0	211,5 ± 15,9	138,7 ± 65,758
Outono	3,55	43,3 ± 7,89	182,1 ± 38,2	90,7 ± 19,2	83,6 ± 24,6	109,9 ± 14,4	101,9 ± 51,1

<sup>a</sup> Média das três repetições ± desvio padrão.

As menores concentrações de fósforo total no resíduo foram constatadas nas épocas de primavera e outono (vazões de 1,32 e 3,55 m<sup>3</sup> s<sup>-1</sup>, respectivamente).

Houve correlação negativa ( $r = - 0,54$ ;  $p < 0,01$ ) entre os valores do fósforo total no resíduo e do fósforo orgânico dissolvido, o que demonstra a ligação existente entre as diversas formas de fósforo, com a transformação do fósforo total no resíduo para o fósforo orgânico dissolvido, embora Santos (2007) tenha constatado correlação positiva entre estas duas variáveis.

Jarvie et al. (2008), avaliando cursos de água no sudoeste da Inglaterra, observaram que a concentração de fósforo total no resíduo parecia estar ligada

principalmente a dois processos: 1) fluxo do sedimento com sorção e precipitação de fosfato e, ou localizado na mobilização do canal do sedimento, sob baixas condições de vazão; 2) sedimentos carregados para o rio, durante ocorrência de erosão e escoamento superficial em eventos chuvosos. Os autores constataram que, para alguns rios, esta variável aumentou em baixas vazões, com redução na sua concentração em vazões intermediárias, mas acréscimos em vazões mais altas.

Svendson et al. (1995) e Kronvang et al. (1997) demonstraram como a ressuspensão do sedimento dos rios durante eventos de precipitação é responsável pela colocação no meio de fósforo total no resíduo. Portanto, no presente trabalho, a variação nas concentrações desta variável pode ter ocorrido devido à ressuspensão do sedimento de fundo do rio Turvo Sujo.

Ernstberger et al. (2004), avaliando a variação das frações de fósforo em rios escoceses constataram que as concentrações de fósforo total dissolvido variaram entre  $1 \mu\text{g L}^{-1}$  e  $130 \mu\text{g L}^{-1}$ , sendo que, para os rios Ythan e Conon, as concentrações desta variável aumentaram com o aumento da vazão. Um comportamento contrário foi observado, para os rios Esk Norte e Dee.

#### **4.2.2.5.5 Fósforo orgânico dissolvido**

Na Figura 23, são apresentados os valores das concentrações de fósforo orgânico dissolvido, observadas e estimadas por meio de equações ajustadas em função das diferentes distâncias, contabilizadas a partir do ponto 1. Para esta variável, não foi possível estabelecer uma equação geral, que relacionasse os valores de fósforo orgânico dissolvido à vazão.

Na Figura 23, observa-se que na primavera, época caracterizada por menor vazão ( $1,32 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ ) e velocidade média da água ( $0,33 \text{ m s}^{-1}$ ), os valores de fósforo orgânico dissolvido aumentaram aproximadamente até os 4000 m e, em seguida, começaram a decrescer. Tal aumento nesta grande distância é devido, provavelmente, à mistura das águas do rio Turvo Sujo com as do ribeirão São Bartolomeu se processar mais lentamente em virtude da baixa velocidade.

No inverno (vazão =  $2,18 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ ), houve aumento nas concentrações de fósforo até 1000 m, aproximadamente, sendo que este decresceu após esse ponto, sendo a velocidade média da água, no trecho, nesta época, de  $0,47 \text{ m s}^{-1}$ , ou seja, a segunda maior velocidade entre todos os períodos avaliados. No outono, época correspondente à maior vazão ( $3,55 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ ), houve comportamento do fenômeno

semelhante à época de inverno, porém o aumento até os primeiros 1000 m ocorreu de forma mais acentuada, o que é devido, provavelmente, à maior velocidade verificada nessa época ( $0,57 \text{ m s}^{-1}$ ), ocasionando rápida mistura das águas poluídas do São Bartolomeu com as águas do rio Turvo Sujo e, em seguida, decréscimo deste devido à utilização do mesmo no metabolismo microbiano, sedimentação e outros.

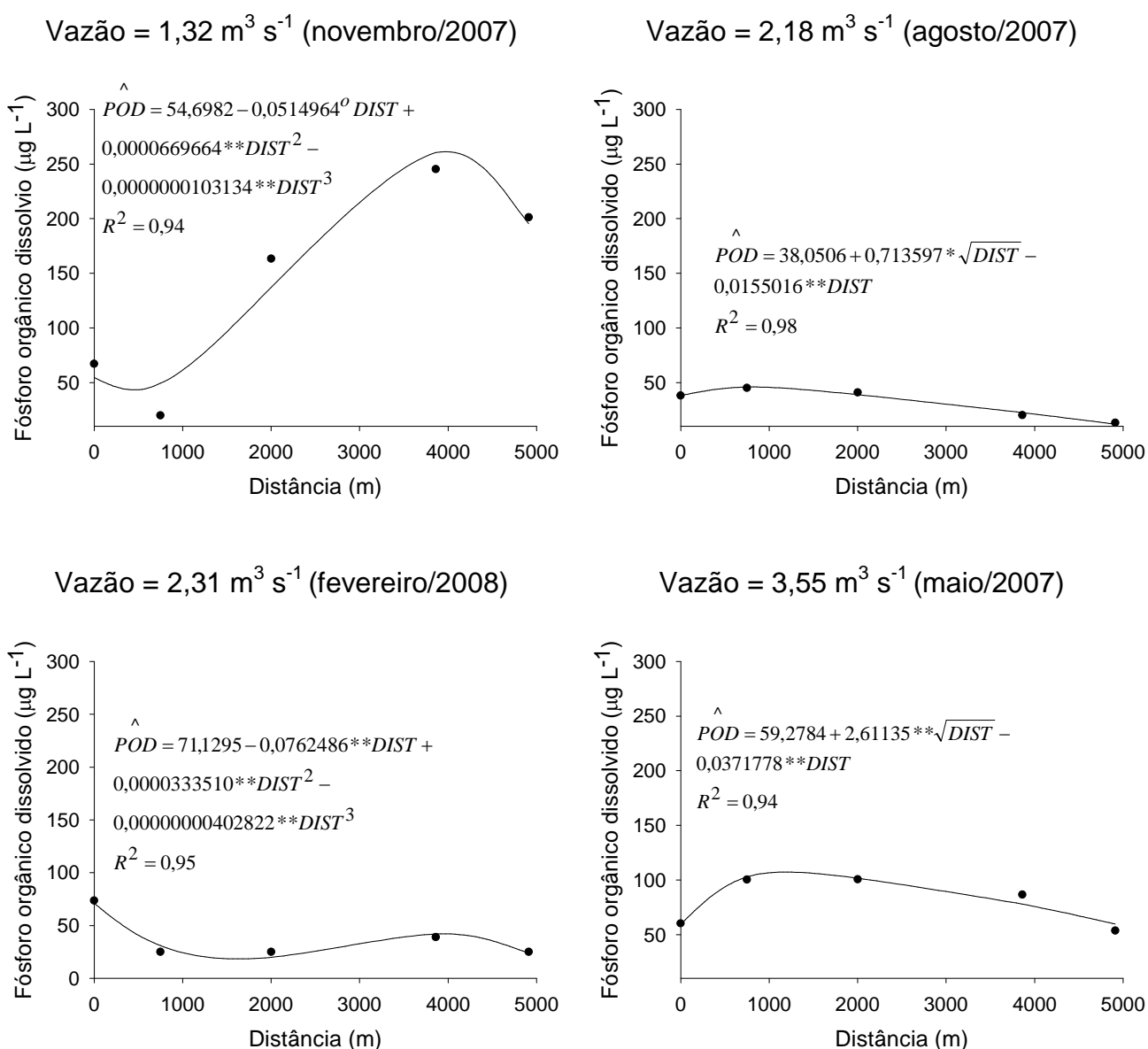


Figura 23. Valores observados e estimados da concentração de fósforo orgânico dissolvido (POD) em função da distância em relação ao ponto inicial de coleta de água (DIST), em diferentes épocas, no rio Turvo Sujo.

No período do verão (vazão =  $2,31 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ ), entretanto, houve diminuição na concentração de fósforo até aproximadamente 1500 m e, em seguida aumento

dessa concentração até aproximadamente os 4000 m, seguindo-se tendência de decréscimo. O aumento na concentração de fósforo orgânico dissolvido ocorreu, provavelmente, devido à ressuspensão do lodo de fundo do rio Turvo Sujo.

Silva et al. (2001), objetivando estudar a dinâmica temporal do fósforo orgânico dissolvido e avaliar seus principais fatores controladores no rio Paraíba do Sul, em Campos dos Goytacases, RJ, constataram que o fósforo orgânico dissolvido variou de 0,05 a 0,92  $\mu\text{g L}^{-1}$ , no período entre agosto de 1995 e julho de 1996, sendo os maiores valores associados às maiores vazões. Segundo o autor, tal fato pode estar associado à inundação parcial de numerosas ilhas fluviais e áreas alagáveis e às práticas agrícolas da cultura de cana-de-açúcar que, durante o período de chuva, pode transferir compostos de nitrogênio e fósforo para o canal fluvial.

Stutter et al. (2008), estudando a dinâmica espacial e temporal de cursos de água no noroeste da Escócia, constataram que, em geral, as concentrações de fósforo orgânico dissolvido foram maiores, quando ocorreram precipitações, especialmente durante o verão. Observaram, também, que a forma predominante, dentre as formas de fósforo total, foi proveniente desta variável em baixas vazões.

Somente nos últimos 15 anos, oceanógrafos demonstraram que o fósforo orgânico dissolvido está disponível ao fitoplâncton e às bactérias para produção primária (Ormaza-Gonzalez e Statham, 1996; Huang e Hong, 1999; Monaghan e Ruttenberg, 1999; Kolowitz et al., 2002).

Rinker e Powell (2006), estudando a dinâmica do fósforo orgânico dissolvido no rio Mississipe, localizado nos Estados Unidos da América, constataram que esta variável pode ter papel importante no controle da produtividade primária em sistemas costeiros. Segundo os autores, para todos os locais analisados, as concentrações de fósforo orgânico dissolvido foram mais altas no início e diminuíram com a distância. Os resultados, obtidos por esses autores, sugerem que o fósforo orgânico dissolvido tem um ciclo rápido na pluma e é fonte do fósforo inorgânico no final do verão, conduzindo a mudanças sazonais nas relações inorgânicas entre nitrogênio e fósforo.

#### **4.2.2.6. Elementos químicos potencialmente tóxicos**

As concentrações de Cu, Mn, Fe, Zn, Cr, Ni, Cd e Pb, nas amostras de águas coletadas no rio Turvo Sujo, são apresentadas na Tabela 19.

Não foram detectadas concentrações de níquel em nenhum dos pontos e épocas avaliadas (Tabela 19).

#### **4.2.2.6.1. Cobre**

As concentrações de cobre no rio Turvo Sujo (Tabela 19) apenas foram detectadas no outono, época em que o rio estava com maior vazão ( $3,55 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ ). Resultados semelhantes, em relação à maior concentração de cobre nas maiores vazões, foram relatados por Bambic et al. (2006).

Por ser um micronutriente indispensável às lavouras, o cobre pode ter sido carregado para as águas do rio Turvo Sujo pelo escoamento superficial, ocasionado pelas precipitações.

Segundo Bambic et al.(2006), altos valores de pH, em baixas vazões do curso de água, podem resultar em fixação do cobre no sedimento de fundo do rio, limitando a mobilidade deste. Segundo os autores, a proporção de cobre encontrada no sedimento de fundo em rios pertencentes à Bacia de Hickley Run, situada em Sierra Nevada, Califórnia, foi de 10 a 1000 vezes maior que na água da superfície, quando o pH era igual a 6,.

Jordão et al. (2007) encontraram concentrações de cobre de 4,8 e 4,2  $\mu\text{g L}^{-1}$  em dois pontos de amostragem, no ribeirão São Bartolomeu e valor menor que o limite de detecção antes do encontro do rio Turvo sujo com o ribeirão e de 1  $\mu\text{g L}^{-1}$ , após o encontro dos dois.

Os valores das concentrações de cobre, encontrados nas águas coletadas nos pontos avaliados, foram menores que os valores estabelecidos na Resolução CONAMA n.º 357 para águas de classe 1, 2 e 3 (Brasil, 2005).

Tabela 19. Valores de vazão, médias e desvios-padrão das concentrações de elementos potencialmente tóxicos em amostras de água coletadas no rio Turvo Sujo, nas diferentes épocas e pontos avaliados

Vazão (m <sup>3</sup> s <sup>-1</sup> )	Ponto	Elementos potencialmente tóxicos <sup>a</sup>							
		(µg L <sup>-1</sup> )							
		Cobre	Manganês	Ferro	Zinco	Crômio	Níquel	Cádmio	Chumbo
1,32 Primavera	1	ND <sup>b</sup>	53,13 ± 9,35	2005,67 ± 27,21	ND	29,24 ± 4,22	ND	13,01 ± 2,36	24,33 ± 1,49
	2	ND	0,04 ± 0,07	864,42 ± 90,15	ND	ND	ND	0,01 ± 0,01	0,19 ± 0,33
	3	ND	104,18 ± 10,73	1558,17 ± 184,64	ND	4,30 ± 0,19	ND	3,75 ± 0,78	10,72 ± 2,02
	4	ND	114,69 ± 14,95	1533,30 ± 104,81	ND	4,51 ± 0,35	ND	1,31 ± 0,53	4,47 ± 0,32
	5	ND	94,79 ± 14,78	2055,22 ± 46,00	ND	4,36 ± 0,16	ND	0,17 ± 0,13	3,72 ± 0,41
	Média	-	-	73,37 ± 44,7	1603,36 ± 453,96	-	8,48 ± 11,00	-	3,65 ± 5,12
2,18 Inverno	1	ND	108,70 ± 4,59	1511,50 ± 86,03	ND	18,50 ± 3,12	ND	0,67 ± 0,29	12,27 ± 2,25
	2	ND	106,50 ± 6,54	2222,33 ± 138,67	ND	8,00 ± 1,00	ND	0,17 ± 0,29	4,17 ± 1,26
	3	ND	85,67 ± 11,81	1788,83 ± 56,19	ND	8,17 ± 1,04	ND	ND	0,67 ± 0,29
	4	ND	176,67 ± 4,04	3173,17 ± 123,36	ND	4,17 ± 1,44	ND	0,17 ± 0,29	ND
	5	ND	88,67 ± 2,36	1852,00 ± 119,48	ND	1,83 ± 1,26	ND	0,50 ± 0,00	ND
	Média	-	-	113,65 ± 30,59	2109,56 ± 605,39	-	8,13 ± 6,09	-	0,30 ± 0,31
2,31 Verão	1	ND	122,17 ± 11,41	5293,10 ± 138,37	1,57 ± 0,12	ND	ND	0,08 ± 0,14	ND
	2	ND	149,57 ± 6,07	6465,67 ± 207,84	1,83 ± 1,26	ND	ND	0,08 ± 0,14	ND
	3	ND	113,80 ± 7,81	5123,20 ± 335,77	3,33 ± 2,08	ND	ND	ND	ND
	4	ND	92,17 ± 11,27	5430,40 ± 160,44	6,00 ± 0,00	ND	ND	ND	ND
	5	ND	100,33 ± 6,33	6400,17 ± 126,33	6,17 ± 0,29	ND	ND	ND	ND
	Média	-	-	115,61 ± 21,93	5742,51 ± 618,10	3,78 ± 2,24	-	-	0,03 ± 0,08
3,55 Outono	1	1,89 ± 0,14	5,58 ± 0,31	3454,17 ± 17,29	19,17 ± 1,42	ND	ND	ND	ND
	2	2,67 ± 0,63	4,76 ± 0,26	3000,92 ± 70,93	36,17 ± 5,13	ND	ND	ND	ND
	3	0,58 ± 0,52	3,56 ± 0,46	2361,83 ± 217,18	1,75 ± 0,25	ND	ND	ND	ND
	4	ND	4,45 ± 0,68	3297,08 ± 124,84	5,75 ± 1,52	ND	ND	ND	ND
	5	0,92 ± 0,38	4,20 ± 0,60	2597,08 ± 240,52	3,17 ± 0,76	ND	ND	ND	ND
	Média	1,20 ± 1,03	4,51 ± 0,80	2942,21 ± 446,74	13,19 ± 13,66	-	-	-	-

<sup>a</sup> Média das três repetições ± desvio-padrão; <sup>b</sup> ND = não detectado (valores inferiores ao limite analítico)

#### 4.2.2.6.2. Manganês

As concentrações de manganês no rio Turvo Sujo (Tabela 19) foram detectadas em todas as épocas, em cada um dos pontos avaliados.

As maiores concentrações de manganês foram encontradas durante o verão, época em que ocorreram várias precipitações, sendo que este elemento pode ter sido carregado das lavouras por meio do escoamento superficial até as águas do rio Turvo Sujo, pois, assim como o cobre, o manganês é um micronutriente indispensável às plantas e, ou pode ter ocorrido devido ao maior escoamento-base (águas subterrâneas, consideradas mais ricas em  $Mn^{2+}$ ) nesta época. Samecka-Cymerman e Kempers (2007) relataram que o manganês é um elemento típico em esgotos urbanos e na agricultura (como um micronutriente em fertilizantes e como agente desinfetante).

No outono (vazão =  $3,55 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ ), os valores das concentrações de manganês foram menores que em todas as outras épocas, devido à menor influência da contribuição do escoamento superficial carregando este elemento.

Variabilidade de precipitação e aumento em sua intensidade conduzem ao aumento da frequência de inundação (Booij, 2005; Middelkoop et al., 2001). Estas variações podem levar a mudanças no transporte e deposição de sedimentos e contaminantes associados, tais como elementos químicos potencialmente tóxicos (Thonon et al., 2006).

Houve correlação positiva ( $r = 0,30$ ;  $p < 0,01$ ) entre o manganês e o pH, o que também foi observado por Felipe-Sotelo (2006), em trabalho nos rios Mero e Mendo, em Coruña. Segundo o autor, a correlação positiva entre o pH e o manganês é de difícil explicação, pois, embora o manganês decresça com o aumento no pH (Koshikawa et al., 2005), depleções de manganês solúvel com o pH baixo têm sido relatadas em condições extremas (Hart et al., 1992) ou durante a precipitação na presença de altas concentrações de  $Al^{3+}$  ou  $SO_4^{2-}$  (Rothenhöfer et al., 1999).

Samecka-Cymerman e Kempers (2007) constataram nos rios Olobok e Pilawa, no sul da Polônia, valores de manganês de  $88 \text{ } \mu\text{g L}^{-1}$  e  $30 \text{ } \mu\text{g L}^{-1}$ , respectivamente, para estes rios. Os valores encontrados para o rio Olobok estão próximos à média da concentração deste elemento, obtida no presente trabalho na época de primavera ( $73,37 \text{ } \mu\text{g L}^{-1}$ ). Elbaz-Poulichet et al. (2005)

com o objetivo de avaliar frações de elementos químicos nos rios Marne e Seine, em Paris, encontraram valores de manganês de 3,92 e 6,26  $\mu\text{g L}^{-1}$ , respectivamente. Estes valores são inferiores aos encontrados no presente trabalho nas épocas de primavera, inverno e verão, aproximando-se mais dos valores encontrados para este elemento no outono.

Considerando as concentrações médias de manganês, em cada vazão, observa-se que, nas épocas cujas vazões foram de 1,32 e 3,55  $\text{m}^3 \text{s}^{-1}$ , as concentrações deste elemento não ultrapassaram os valores estabelecidos na Resolução CONAMA n.º 357 (Brasil, 2005) para águas de classe 1 (100  $\mu\text{L}^{-1}$ ). Nas épocas cujas vazões foram de 2,18 e 2,31  $\text{m}^3 \text{s}^{-1}$ , os valores das médias das concentrações de manganês, em cada vazão, foram superiores ao valor estabelecido na resolução CONAMA n.º 357 para águas de classe 1 e inferiores ao valores estabelecidos na mesma resolução para águas de classe 3 (500  $\mu\text{g L}^{-1}$ )

#### **4.2.2.6.3. Ferro**

As concentrações de ferro no rio Turvo Sujo foram detectadas em todas as épocas (Tabela 19), em cada um dos pontos avaliados.

As maiores concentrações de ferro ocorreram no verão, o qual é caracterizado pelas maiores quantidades de precipitações, sendo que este elemento pode ter alcançado o curso de água por carreamento de solo associado ao escoamento superficial, pois, é um importante elemento constituinte do solo.

Na primavera, época em que ocorreu menor velocidade média das águas do rio Turvo Sujo (0,33  $\text{m s}^{-1}$ ), foram encontradas menores concentrações de ferro. Provavelmente, isto é devido ao menor carreamento de partículas de solo, ocasionado pelo escoamento superficial.

Samecka-Cymerman e Kempers (2007) estudando os rios Olobok e Pilawa, no sul da Polônia, encontraram valores de ferro de 209  $\mu\text{g L}^{-1}$  e 418,6  $\mu\text{g L}^{-1}$ , respectivamente. Furch (1984) encontrou valores de ferro respectivamente de 178 e 109  $\mu\text{g L}^{-1}$  nos rios Negro e Solimões, no Amazonas. As concentrações de ferro encontradas por esses autores são bem menores que as encontradas no presente trabalho.

Jordão et al. (2007) encontraram concentrações de ferro de 1800 e 2550  $\mu\text{g L}^{-1}$  em dois pontos de amostragem do ribeirão São Bartolomeu e valores de 551 e 1240  $\mu\text{g L}^{-1}$ , respectivamente, antes e após o encontro do rio Turvo Sujo com o ribeirão São Bartolomeu, resultados estes inferiores aos encontrados no presente trabalho.

Os valores das concentrações de ferro encontrados nos pontos avaliados, em todas as épocas, superaram os valores estabelecidos na Resolução CONAMA n.º 357 (Brasil, 2005) para águas de classe 1 e 2 (300  $\mu\text{g L}^{-1}$ ) e, no verão, superaram os valores estabelecidos para águas de classe 3 (5000  $\mu\text{g L}^{-1}$ ).

#### **4.2.2.6.4. Zinco**

As concentrações de zinco no rio Turvo Sujo (Tabela 19) foram detectadas, somente nas épocas cujas vazões foram maiores (2,31 e 3,55  $\text{m}^3 \text{s}^{-1}$ ), ou seja, verão e outono. Houve correlação positiva entre as concentrações de zinco e a vazão ( $r = 0,58$ ;  $p < 0,01$ ).

Samecka-Cymerman e Kempers (2007) encontraram nos rios Olobok e Pilawa, no sul da Polônia, valores de zinco de 69  $\mu\text{g L}^{-1}$  e 57  $\mu\text{g L}^{-1}$ , respectivamente. Os autores relatam que, embora seja elemento típico presente em esgotos de indústria têxteis, o zinco também é utilizado na composição de praguicidas e fertilizantes, podendo ser, portanto, parte da sua concentração na água devido ao efeito do escoamento superficial em terras agrícolas.

Águas contaminadas por esgotos industriais, conforme relatado por Pereira (2000) no rio Muriaé-MG, apresentaram concentrações de zinco em torno de 380  $\mu\text{g L}^{-1}$ .

Jordão et al. (2007) constataram concentrações de zinco de 34,1 e 27,5  $\mu\text{g L}^{-1}$  em dois pontos de amostragem no ribeirão São Bartolomeu e valores menores que o limite de detecção e de 300  $\mu\text{g L}^{-1}$  antes e após o encontro do rio Turvo sujo com o ribeirão São Bartolomeu, respectivamente, sendo este último valor maior que o encontrado no presente trabalho.

Merian (1991) ressalta que águas de rios são, freqüentemente, contaminadas por esgotos e águas residuárias e contêm concentrações de

zinco consideravelmente altas. O autor relata que concentrações de zinco entre 2 e 1183  $\mu\text{g L}^{-1}$  foram mensuradas em 130 corpos de água, nos Estados Unidos da América.

Os valores das concentrações de zinco, encontrados nos pontos de avaliação, foram menores que os valores estabelecidos na Resolução CONAMA n.º 357 (Brasil, 2005) para águas de classes 1, 2 e 3.

#### **4.2.2.6.5. Crômio**

As concentrações de crômio no rio Turvo Sujo (Tabela 19) apenas foram detectadas nas épocas caracterizadas pelas menores vazões (1,32 e 2,18  $\text{m}^3 \text{s}^{-1}$ ), isto é, primavera e inverno. O ponto 1, localizado após o encontro do rio Turvo Sujo com o ribeirão São Bartolomeu, apresentou as maiores concentrações deste elemento para as duas épocas consideradas (primavera e inverno), enquanto nos pontos subseqüentes houve diminuição deste valor, o que pode ser devido à formação de precipitados com outros pares iônicos ou à quelação/complexação pela matéria orgânica.

Jordão et al. (2007) encontraram concentrações de crômio de 38,6 e 7,61  $\mu\text{g L}^{-1}$  em dois pontos de amostragem do ribeirão São Bartolomeu, bem como valor menor que o limite de detecção antes do encontro do rio Turvo sujo com o ribeirão e de 3,5  $\mu\text{g L}^{-1}$  após o encontro dos dois, corroborando com a hipótese de que o ribeirão São Bartolomeu está causando aumento nas concentrações de crômio no rio Turvo Sujo.

Segundo Jordão et al. (2007), dois exemplos de cursos de água poluídos com crômio são o rio Amazonas e o rio Skeleto, sendo o último localizado nos Estados Unidos da América. Enquanto o primeiro apresentou concentração média de crômio de 2  $\mu\text{g L}^{-1}$  (Förstner e Wittmann, 1981), o segundo apresentou valores entre 0,3 e 3,5  $\mu\text{g L}^{-1}$  (Namminga e Wilhm, 1977).

As concentrações médias de crômio, nos cinco pontos avaliados nas épocas cujas vazões foram de 1,32 e 2,18  $\text{m}^3 \text{s}^{-1}$ , foram menores que o valor estabelecidos na Resolução CONAMA n.º 357 (Brasil, 2005), que é de 50  $\mu\text{g L}^{-1}$  para águas de classes 1, 2 e 3.

#### 4.2.2.6.6. Cádmio

As concentrações de cádmio no rio Turvo Sujo (Tabela 19) foram detectadas apenas nas épocas de primavera e inverno, caracterizadas pelas menores vazões ( $1,32$  e  $2,18 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ ), bem como nos dois primeiros pontos na época de verão (vazão =  $2,31 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ ). O ponto 1, localizado após o encontro do rio Turvo Sujo com o ribeirão São Bartolomeu, apresentou as maiores concentrações deste elemento ( $13,01$  e  $0,67 \mu\text{g L}^{-1}$ ), nas épocas de primavera e inverno, respectivamente. Isso pode ser devido à ocorrência das duas menores vazões consideradas ( $1,32$  e  $2,18 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ ), nessas épocas. Nos pontos subseqüentes, houve diminuição das concentrações deste elemento, o que pode ser devido à formação de precipitados com outros pares iônicos, absorção a material sedimentável ou a quelação/complexação pela matéria orgânica. Houve correlação negativa entre o cádmio e a vazão ( $r = -0,41$ ;  $p < 0,01$ ).

Os maiores valores de cádmio, nas épocas cujas vazões foram menores, se deve à concentração deste elemento no rio, fato este devido à diminuição do volume de água nesse período, pois, o aumento deste volume, tem efeito diluidor. A presença deste elemento também pode estar associada ao lançamento de águas residuárias e ao carreamento de fungicidas e herbicidas ao rio Turvo Sujo.

Cidu e Biddau (2007), objetivando quantificar alguns elementos químicos em alguns rios em Sardina, na área mediterrânea da Itália, constataram concentrações mais altas deste elemento ( $0,19$  a  $16 \mu\text{g L}^{-1}$ ), sob vazões mais altas, ao contrário das constatações feitas no presente trabalho. Segundo os autores, a diminuição na concentração deste elemento em baixas vazões pode ser devido à sua adsorção por uma variedade de óxidos e hidróxidos (especialmente de alumínio, ferro e manganês).

Jonathan et al. (2008), estudando rios do sul da Índia, observaram que as maiores concentrações de cádmio dissolvido, que variaram entre  $0,64$  e  $0,81 \mu\text{g L}^{-1}$ , foram detectadas em regiões altamente industrializadas.

Jordão et al. (2007) encontraram concentrações de cádmio de  $13,0$  e  $7,1 \mu\text{g L}^{-1}$  em dois pontos de amostragem do ribeirão São Bartolomeu, bem como valor menor que o limite de detecção, antes do encontro do rio Turvo Sujo com

o ribeirão São Bartolomeu e  $6,0 \mu\text{g L}^{-1}$  após o encontro destes, sendo este valor maior que os valores encontrados no presente trabalho.

Investigações demonstram que, com exceção de regiões poluídas, a concentração de cádmio em rios e lagos encontram-se frequentemente, abaixo de  $0,1 \mu\text{g L}^{-1}$  (Merian, 1991).

Sendo o valor máximo de cádmio estabelecido na Resolução CONAMA n.º 357 (Brasil, 2005) de  $1 \mu\text{g L}^{-1}$  para águas de classes 1, 2 e 3, as concentrações referentes aos pontos 1, 3 e 4, na época cuja vazão foi de  $1,32 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ , estão acima deste valor.

#### **4.2.2.6.7. Chumbo**

As concentrações de chumbo no rio Turvo Sujo (Tabela 19) foram detectadas, apenas, nas épocas de primavera e inverno, correspondentes às menores vazões ( $1,32$  e  $2,18 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ ). O ponto 1, localizado após o encontro do rio Turvo Sujo com o ribeirão São Bartolomeu, apresentou as maiores concentrações deste elemento ( $24,33$  e  $12,27 \mu\text{g L}^{-1}$  respectivamente), nas duas menores vazões consideradas, enquanto nos pontos subseqüentes houve diminuição deste valor. Este fato pode ser devido à formação de precipitados com outros pares iônicos, absorção a material sedimentável ou à quelação/complexação pela matéria orgânica. Houve correlação negativa entre o chumbo e a vazão ( $r = -0,48$ ;  $p < 0,01$ ).

Os maiores valores de chumbo, nas épocas com menores vazões, é devido à maior concentração deste elemento na água, em razão da diminuição da vazão durante este período. Outro fator, que pode influenciar o aumento das concentrações de chumbo nas águas, refere-se aos lançamentos de efluentes industriais contaminados com este elemento.

Jonathan et al. (2008), estudando rios do sul da Índia, observaram que as maiores concentrações de chumbo foram detectadas em regiões altamente industrializadas. Os autores relataram que as concentrações de chumbo decresceram com o aumento da salinidade na água, fato este não observado no presente trabalho, pois, houve correlação positiva entre o chumbo e a condutividade elétrica ( $r = 0,41$ ;  $p < 0,01$ ).

Cidu e Biddau (2007) constataram concentrações médias de chumbo mais altas sob vazões mais altas e observaram pequenas variações entre a concentração de chumbo total e dissolvido, em alguns rios em Sardina, na área mediterrânea da Itália. Segundo esses autores, a diminuição na concentração deste elemento em baixas vazões pode ser devido à sua adsorção por uma variedade de óxidos e hidróxidos, especialmente de alumínio, ferro e manganês.

Jordão et al. (2007) encontraram concentrações de chumbo de 14,2 e 7,0  $\mu\text{g L}^{-1}$ , em dois pontos de amostragem do ribeirão São Bartolomeu, bem como valor menor que o limite de detecção antes do encontro do rio Turvo Sujo com o ribeirão São Bartolomeu e de 3,8  $\mu\text{g L}^{-1}$  após este encontro, sendo este valor próximo aos encontrados no presente trabalho, durante o inverno.

Considerando a média das concentrações de chumbo, verifica-se que apenas no ponto 1, nas épocas de primavera e inverno e no ponto 3 na época de primavera, as concentrações deste elemento foram maiores que o valor estabelecido na Resolução CONAMA n.º 357 (Brasil, 2005) para águas de classe 1, que é de 10  $\mu\text{g L}^{-1}$ , porém não superaram o limite estabelecido nesta legislação para águas de classe 3 (33  $\mu\text{g L}^{-1}$ ).

As variações nas concentrações dos elementos químicos entre os pontos, para cada época, podem também ser influenciadas pela diferença na contribuição do material autóctone, encontrado em cada ponto avaliado.

### **4.2.3. Variáveis biológicas**

#### **4.2.3.1. Clorofila a**

##### **4.2.3.1.1. Modelo para predição da clorofila a no rio Turvo Sujo**

Na Tabela 20, são apresentados os valores de vazão, temperatura, velocidade da água e concentrações de clorofila a no rio Turvo Sujo, em diferentes pontos e épocas avaliadas.

Tabela 20. Valores de vazão, temperatura, velocidade da água e concentrações de clorofila *a* no rio Turvo Sujo, em diferentes pontos e épocas

Vazão (m <sup>3</sup> s <sup>-1</sup> )	Ponto	Temperatura (°C)	Velocidade (m s <sup>-1</sup> )	Clorofila <i>a</i> (µg L <sup>-1</sup> )
1,32 (Primavera)	1	22,00	0,31	1,53
	2	22,30	0,35	2,04
	3	22,30	0,35	2,75
	4	22,30	0,26	3,81
	5	22,30	0,36	3,96
	Média	22,24	0,32	2,82
2,18 (Inverno)	1	21,50	0,43	0,00
	2	21,50	0,50	0,00
	3	21,00	0,51	0,00
	4	21,00	0,42	0,00
	5	21,00	0,52	0,00
	Média	21,20	0,48	0,00
2,31 (Verão)	1	23,00	0,37	0,00
	2	23,00	0,41	0,00
	3	23,00	0,41	0,00
	4	23,00	0,39	4,41
	5	23,00	0,32	0,00
	Média	23,00	0,38	0,88
3,55 (Outono)	1	20,00	0,53	0,01
	2	20,00	0,65	0,02
	3	19,83	0,57	0,01
	4	19,97	0,63	0,01
	5	20,00	0,48	0,01
	Média	19,96	0,57	0,01

Considerando apenas as épocas de primavera e outono, as quais apresentaram crescimento do fitoplâncton em todos os pontos avaliados

(Tabela 20), ajustou-se um modelo relacionando a clorofila *a* ao fósforo total dissolvido, nitrogênio total e velocidade. (Equação 36).

$$\hat{Cla} = 4,77742 + 0,118053**PTD - 0,267940**NT - 8,29203**V \quad \text{Eq. 36}$$
$$R^2 = 0,96$$

em que

$\hat{Cla}$  = clorofila *a* ( $\mu\text{g L}^{-1}$ );  
PTD = fósforo total dissolvido ( $\mu\text{g L}^{-1}$ );  
NT= nitrogênio total ( $\text{mg L}^{-1}$ ); e  
V = velocidade média da água ( $\text{m s}^{-1}$ ).

Não foi possível ajustar as equações para predição da clorofila *a* na época de inverno (vazão =  $2,18 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ ), pois, nesta, todos os valores de clorofila *a* foram nulos e, nem mesmo para a época de verão (vazão =  $2,31 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ ), que apresentou valores de clorofila *a* apenas no ponto 4 (Tabela 20). Neste ponto, foram encontradas maiores concentrações de fósforo e nitrogênio total, em relação aos outros pontos analisados nesta época. Apenas foi possível o ajuste de equações para a época da primavera (vazão =  $1,32 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ ) e para o outono (vazão =  $3,55 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ ) (Figura 24).

Na primavera (vazão =  $1,32 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ ) (Figura 24), o melhor ajuste para a equação de predição da clorofila *a* foi em função do amônio e do fósforo total dissolvido, enquanto, no outono (vazão =  $3,55 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ ), o melhor ajuste ocorreu em função do amônio e do fósforo total.

Câmara (2007), analisando algumas variáveis de qualidade de água na barragem Armando Ribeiro Gonçalves, no canal do Pataxó-RN, observou que as concentrações de nitrato eram mais baixas que as de amônio, sugerindo a utilização preferencial do último nutriente pela comunidade de microalgas, o que resultou em grande aumento da biomassa, durante o período de estiagem. Segundo o autor, geralmente, o amônio é preferido pelas algas, devido à economia de energia, pois, quando as algas utilizam o íon nitrato, este ainda precisa ser convertido a amônio, por meio de reações enzimáticas. A afirmação desse autor corrobora com os resultados obtidos no presente trabalho, em que

os melhores ajustes para a equação de predição da clorofila *a*, em relação às diferentes formas de nitrogênio, foram obtidos em função do amônio.

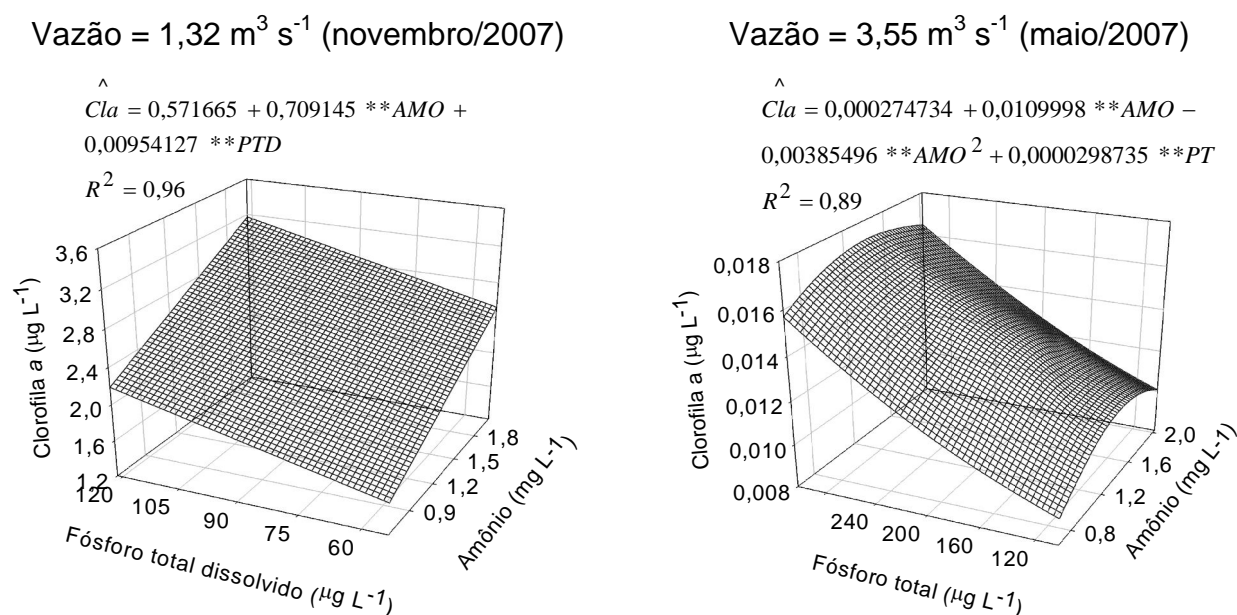


Figura 24. Estimativas da concentração de clorofila *a* (Cla) no rio Turvo Sujo, em função do fósforo total dissolvido (PTD) e amônio (AMO) na primavera (vazão = 1,32 m<sup>3</sup> s<sup>-1</sup>) e em função do fósforo total (PT) e amônio no outono (vazão = 3,55 m<sup>3</sup> s<sup>-1</sup>).

Goldman e Horne (1983), trabalhando com resposta do fitoplâncton a nutrientes provenientes de esgotos, observaram consistente padrão de preferência do amônio sobre o nitrato, entre três espécies de algas.

Conforme se observa na Figura 24, na primavera (vazão = 1,32 m<sup>3</sup> s<sup>-1</sup>), a clorofila *a* aumentou linearmente com o aumento do amônio e com o aumento do fósforo total dissolvido, sendo que os aumentos na concentração de amônio influenciaram mais essas variações. No outono (vazão = 3,55 m<sup>3</sup> s<sup>-1</sup>), época em que os valores de clorofila *a* foram muito baixos, esta variável relacionou-se de forma quadrática com o aumento na concentração de amônio e linearmente com o fósforo total, sendo que este teve maior influência nas variações das concentrações de clorofila *a*.

Nas épocas caracterizadas pelas vazões intermediárias (2,18 e 2,31 m<sup>3</sup> s<sup>-1</sup>), exceto para o ponto 4, na época cuja vazão de 2,31 m<sup>3</sup> s<sup>-1</sup>, não

foram constatadas concentrações de clorofila *a*, mesmo sendo observadas concentrações de fósforo e nitrogênio (e suas diferentes formas) semelhantes às outras épocas do ano avaliadas, nas quais foram encontradas concentrações desta variável (Tabela 20). Este fato pode estar associado a outros aspectos, tais como a velocidade e vazão do curso de água. Por esta razão, não é recomendável estabelecer modelos para predição da clorofila *a* apenas em função do fósforo e nitrogênio para rios, a não ser que estes estejam associados à velocidade e, ou vazão do rio, como é o caso no presente estudo.

Dodds et al. (2002), objetivando identificar fatores que poderiam influenciar a relação entre biomassa algal em rios da América do Norte e Nova Zelândia, verificaram que, dentre os fatores que não são considerados nutrientes na literatura, a clorofila bentônica e a velocidade da água demonstram ser as variáveis mais importantes. Esses autores encontraram menores concentrações de clorofila *a*, ocorrendo em sistemas com maiores declividades. Ressaltaram que, embora haja relação entre a biomassa algal e nutrientes, é importante também o estudo da velocidade da água, o que foi também constatado no presente trabalho.

O desenvolvimento de modelos de eutrofização levando em consideração a velocidade da água equivalente é uma necessidade urgente. Estas relações quantitativas podem prover uma estrutura mais objetiva no gerenciamento dos recursos hídricos, podendo também ser utilizadas para predizer propriedades fundamentais do ecossistema, que são importantes à estrutura e função dos ciclos alimentares em ambientes lóticos (Dodds et al., 2002).

Segundo Sewell (1978), o estabelecimento de padrões para determinação da eutrofização apresenta *a priori* três desvios intrínsecos: (1) normalmente os poluentes são tratados isoladamente, não sendo considerandos os aspectos de sinergia ou antagonismo com outros poluentes; (2) o tempo considerado para medir o efeito do poluente é sempre limitado, o que pode ocasionar a subestimativa dos efeitos em longo prazo; e (3) o universo amostral utilizado para estabelecer os valores-limite pode não ter amplitude suficiente para a inclusão de ambientes ou organismos mais sensíveis.

#### 4.2.3.1.2. Correlações entre clorofila *a* e outras variáveis de qualidade de água

Quando se considerou todas as épocas, houve correlação negativa entre clorofila *a* e vazão ( $r = -0,59$ ;  $p < 0,01$ ) e entre clorofila *a* e velocidade ( $r = -0,57$ ;  $p < 0,01$ ), indicando que a diminuição da vazão e da velocidade conduz a uma maior concentração de clorofila *a*, sendo que, no presente trabalho, os valores médios de clorofila *a* foram maiores na época de menor vazão ( $1,32 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ ) e velocidade ( $0,33 \text{ m s}^{-1}$ ).

Quando as épocas foram consideradas individualmente, não foi possível estabelecer correlações entre as variáveis clorofila *a* e velocidade, nas épocas cujas vazões foram de 1,32, 2,18 e 2,31  $\text{m}^3 \text{ s}^{-1}$ . No outono (vazão =  $3,55 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ ), constatou-se correlação positiva entre velocidade e clorofila *a* ( $r = 0,77$ ;  $p < 0,01$ ). Estes resultados indicam que, para determinado trecho do rio onde não sejam constatadas contribuições significativas de cursos de água, influenciando bruscamente a variação da velocidade do trecho, como é o caso do rio avaliado no presente estudo, valores médios de velocidade devem ser considerados em detrimento dos valores individuais de velocidade, em cada ponto.

Houve correlação negativa entre clorofila *a* e turbidez ( $r = -0,46$ ;  $p < 0,01$ ), apenas, na época em que a vazão foi menor ( $1,32 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ ). Diante disso, nota-se que o aumento da clorofila *a* pode estar ocasionando aumento na turbidez, o que é também corroborado por Mansor (2005).

Roland (2000) ressalta que a turbidez, além de limitar a penetração de luz na coluna de água, pode interferir nas formas químicas de nutrientes limitantes à produção fitoplanctônica, como por exemplo fósforo. A disponibilidade deste elemento pode ser reduzida, por adsorção a colóides inorgânicos e compostos particulados (argila, carbonatos, hidróxidos), diminuindo, assim, a disponibilidade deste elemento para os produtores primários (Mitsch e Gosselink, 1986; Holtan et al., 1988). Corroborando essas afirmações, Rocha e Thomaz (2004) constataram baixos valores de clorofila *a* na lagoa Carão e no rio Baía, no mês de dezembro, coincidindo com altos valores de turbidez e de fósforo total.

Houve correlação negativa entre a clorofila *a* e o oxigênio dissolvido, quando foram consideradas todas as épocas ( $r = -0,54$ ;  $p < 0,01$ ) e também quando estas foram consideradas individualmente. Com relação à demanda bioquímica de oxigênio, houve correlação positiva ( $r = 0,82$ ;  $p < 0,01$ ) apenas na época de outono (vazão =  $3,55 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ ). Leite (1998), objetivando analisar o processo de sedimentação no reservatório de Salto Grande e seus efeitos nas características físicas, químicas e biológicas do sistema, constatou correlações positivas entre a clorofila *a* e o oxigênio dissolvido. Segundo o autor, tal fato foi devido ao processo fotossintético do fitoplâncton. Yang et al. (2008) não encontraram correlações entre estas variáveis em rios do sul da Flórida, USA. Lopes e Silva (2006) encontraram tanto correlações positivas quanto negativas entre a clorofila *a* e o oxigênio dissolvido, sendo que, quando a variação foi negativa, eles a atribuíram esta à diminuição do oxigênio dissolvido e à alta carga orgânica presente na água, expressa pelos altos valores de demanda bioquímica de oxigênio.

Houve correlação positiva entre a clorofila *a* e as variáveis fósforo total, fósforo total dissolvido e fósforo orgânico dissolvido, tanto quando foram consideradas todas as épocas ( $r = 0,23$ ;  $p < 0,05$ ;  $r = 0,43$ ;  $p < 0,01$ ;  $r = 0,60$ ;  $p < 0,01$ , respectivamente) como quando estas foram consideradas individualmente, indicando que o aumento dessas formas de fósforo proporcionaram aumento nas concentrações de clorofila *a*.

As variáveis fósforo inorgânico dissolvido e fósforo total no resíduo se correlacionaram negativamente com a clorofila *a* ( $r = -0,40$ ;  $p < 0,01$  e  $r = -0,19$ ;  $p < 0,1$ , respectivamente) quando foram consideradas todas as épocas. Entretanto, ao considerar as épocas individualizadas, houve correlação positiva entre os valores de clorofila *a* e o fósforo inorgânico dissolvido, no outono (vazão =  $3,55 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ ) ( $r = 0,45$ ;  $p < 0,05$ ). Nas épocas cujas vazões foram de  $2,31$  e  $3,55 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ , foram obtidas correlações positivas entre a clorofila *a* e o fósforo total no resíduo ( $r = 0,57$ ;  $p < 0,05$  e  $r = 0,75$ ;  $p < 0,1$ , respectivamente), demonstrando que, embora haja uma correlação negativa considerando todas as vazões, na época de maior vazão, o aumento nas concentrações de fósforo inorgânico dissolvido proporciona o aumento da clorofila *a*, enquanto, na época cuja vazão foi de  $2,31 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ , o aumento do fósforo total do resíduo também contribui positivamente para o aumento desta variável.

A absorção de formas de fósforo inorgânico dissolvido pelo fitoplâncton pode constituir uma explicação para essa correlação negativa, indicando que sua diminuição no meio é proporcionada por sua absorção pelas algas e, com isso, aumento de clorofila *a*. Yang et al. (2008) estudando o rio St. Lucie, localizado no sul da Flórida, constataram correlações negativas entre clorofila *a* e fósforo total dissolvido.

As correlações negativas constatadas para algumas formas de fósforo, quando foram consideradas todas as épocas de coleta de amostras de água, também podem estar sendo influenciadas por outras variáveis como, por exemplo, a temperatura.

Rocha e Thomaz (2004), avaliando a variação temporal de fatores limnológicos em ambientes da planície de inundação do alto rio Paraná-MS, verificaram que o rio Baía apresentou maiores valores de clorofila *a* durante o período de maio a agosto, coincidindo com menores valores de temperatura. Na lagoa das Garças, os autores constataram picos de clorofila *a* durante os meses de maio ( $9,8 \mu\text{g L}^{-1}$ ) e novembro ( $28,2 \mu\text{g L}^{-1}$ ), coincidindo com picos de fósforo total. Esses picos de clorofila *a* foram mais expressivos durante o mês de novembro, assim como os constatados no presente trabalho (considerando as médias de clorofila *a* em cada época), coincidindo com o menor valor de turbidez.

Lamparelli (2004) verificou, em rios do Estado de São Paulo, correlação positiva entre os valores de clorofila *a* e fósforo total, clorofila *a* e fósforo inorgânico dissolvido, sendo maior a última correlação e o contrário foi verificado em reservatórios. Vários autores também constataram correlações positivas entre clorofila *a* e fósforo total (OECD, 1982; Toledo, 1990).

Em relação às formas de nitrogênio, foi encontrada correlação positiva, apenas para o nitrato e clorofila *a*, quando foram consideradas todas as épocas ( $r = 0,43$ ;  $p < 0,01$ ). Quando se considerou as épocas individualizadas houve correlação positiva entre os valores de clorofila *a* e amônio, durante a primavera e outono, em que as vazões foram respectivamente de  $1,32$  e  $3,55 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$  ( $r = 0,69$ ;  $p < 0,01$  e  $r = 0,50$ ;  $p < 0,05$ , respectivamente) e de nitrogênio total e clorofila *a* nas épocas em que as vazões foram de  $1,32$  e  $2,31 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$  ( $r = 0,63$ ;  $p < 0,01$  e  $r = 0,48$ ;  $p < 0,05$ , respectivamente). No que se refere ao nitrato, foi encontrada correlação negativa durante a primavera (vazão =  $1,32 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ )

( $r = -0,88$ ;  $p < 0,01$ ) e positiva durante o outono (vazão =  $3,55 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ ) ( $r = 0,53$ ;  $p < 0,05$ ).

Yang et al. (2008), estudando o rio St. Lucie, localizado no sul da Flórida, verificaram que as concentrações de amônio, nitrato e nitrogênio total foram, negativamente, correlacionadas com as concentrações de clorofila *a*, o que, segundo os autores, sugere que o crescimento do fitoplâncton foi acompanhado pelo consumo de nitrogênio e fósforo.

Gameiro (2000), com o objetivo de estudar a sazonalidade do fitoplâncton em quatro estações do estuário do Tejo em Portugal, verificou correlação negativa entre clorofila *a* e amônio.

Leite (1998), objetivando de analisar o processo de sedimentação no reservatório de Salto Grande e seus efeitos nas características físicas, químicas e biológicas do sistema, constatou correlações negativas entre o íon nitrato e clorofila *a*, sugerindo o evento dinâmico do fitoplâncton, assim como constatado no presente trabalho. O autor ressalta que a absorção de nitrato pelos produtores primários, especialmente o fitoplâncton, bem como por bactérias planctônicas e perifíticas, cuja densidade é maior em ambientes lênticos e semilênticos, explicam os baixos valores de nitrato constatados nesse ambiente.

Houve correlações positivas entre a clorofila *a* e a temperatura da água, quando foram consideradas todas as épocas ( $r = 0,44$ ;  $p < 0,01$ ) e na época cuja vazão foi de  $1,32 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$  ( $r = 0,67$ ;  $p < 0,01$ ); nas outras épocas avaliadas não foram encontradas correlações entre estas variáveis, devido à baixa variação nos valores de temperatura dos pontos avaliados.

Thomaz et al. (1997), em pesquisas realizadas em lagoas da planície do rio Paraná, ressaltam que a temperatura e a vazão afetam a biomassa fitoplanctônica, representada pela clorofila *a* (Thomaz et al., 1997). Rocha e Thomaz (2004) constataram que, no mês de junho (menor temperatura do ano), foram observados os menores valores de clorofila *a* nas lagoas no Paraná; entretanto, ressaltam que outros fatores devem atuar no sentido de reduzir a biomassa fitoplanctônica.

Gameiro (2000), estudando a sazonalidade do fitoplâncton em quatro estações do estuário do Tejo em Portugal, verificou correlação negativa entre clorofila *a* e temperatura, o que também foi verificado no presente trabalho.

Dodds et al. (2002) relataram que altas temperaturas da água e baixas altitudes foram correlacionadas com altos valores de clorofila bentônica.

Houve correlação positiva entre os valores de pH e as concentrações de clorofila *a* ( $r = 0,59$ ;  $p < 0,01$ ), quando se consideraram todas as épocas. Segundo Elbaz-Poulichet et al. (2005), durante o crescimento do fitoplâncton, há exsudação de várias substâncias, que ocasionam o aumento no valor do pH.

#### **4.2.3.1.3. Índice de estado trófico**

No presente trabalho, os valores de clorofila *a* não foram superiores a  $10 \mu\text{g L}^{-1}$ . Como ambientes com concentrações de clorofila *a* acima deste valor são considerados eutróficos, segundo Wetzel (1993), o rio Turvo Sujo não está eutrofizado, segundo classificação desse autor.

Na Tabela 21, são apresentadas as classificações para o índice de estado trófico (IET), propostas por diferentes autores, considerando-se a clorofila *a* e o fósforo total. Para ambas variáveis foram consideradas duas condições: a média da produção anual e o máximo anual das concentrações de clorofila *a*.

Considerando os limites para diferentes níveis de estado trófico, segundo o sistema de classificação proposto pela OECD (1982) (Tabela 3), nota-se, de acordo com os dados apresentados na Tabela 21, que em relação à média anual de clorofila *a* ( $0,93 \mu\text{g L}^{-1}$ ), o ambiente seria classificado como ultraoligotrófico. Entretanto, considerando-se o valor máximo anual ( $4,41 \mu\text{g L}^{-1}$ ), seria classificado como oligotrófico. Entretanto, considerando-se os limites máximos de concentração do fósforo total ( $311,20 \mu\text{g L}^{-1}$ ) e a média anual da concentração desta variável ( $226,52 \mu\text{g L}^{-1}$ ), o ambiente seria classificado como hipereutrófico.

Considerando os limites para diferentes níveis de estado trófico, segundo o sistema de classificação proposto por Salas e Martino (2001) (Tabela 4), em relação à média anual de clorofila ( $0,93 \mu\text{g L}^{-1}$ ) ou ao máximo anual desta variável ( $4,41 \mu\text{g L}^{-1}$ ), o ambiente seria classificado como oligotrófico. No entanto, considerando-se tanto a concentração máxima anual do fósforo total ( $311,20 \mu\text{g L}^{-1}$ ) quanto a concentração média anual ( $226,52 \mu\text{g L}^{-1}$ ), o ambiente seria classificado como eutrófico (Tabela 21).

Tabela 21. Classificação do rio Turvo Sujo de acordo com as categorias tróficas, considerando os diferentes limites das concentrações de fósforo e clorofila *a* estabelecidos por diversos autores

	Classificação do ambiente em relação ao fósforo total	Classificação do ambiente em relação à clorofila <i>a</i>	Referência
Média anual	Hipereutrófico (PT ≥ 100 µg L <sup>-1</sup> )	Ultraoligotrófico (Cl <sub>a</sub> ≤ 1,00 µg L <sup>-1</sup> )	OECD (1982)
Máximo anual	Hipereutrófico (PT ≥ 100 µg L <sup>-1</sup> )	Oligotrófico (Cl <sub>a</sub> ≤ 8,00 µg L <sup>-1</sup> )	
Média anual	Eutrófico (PT ≥ 72 µg L <sup>-1</sup> )	Oligotrófico (Cl <sub>a</sub> ≤ 4,80 µg L <sup>-1</sup> )	Salas e Martino (2001)
Máximo anual	Eutrófico (PT ≥ 72 µg L <sup>-1</sup> )	Oligotrófico (Cl <sub>a</sub> ≤ 4,80 µg L <sup>-1</sup> )	
Média anual	Hipereutrófico (PT > 211 µg L <sup>-1</sup> )	Oligotrófico (0,52 ≤ Cl <sub>a</sub> ≤ 3,81 µg L <sup>-1</sup> )	Carlson (1977) modificado por Toledo (1983, 1984, 1990)
Máximo anual	Hipereutrófico (PT > 211 µg L <sup>-1</sup> )	Mesotrófico (3,82 ≤ Cl <sub>a</sub> ≤ 10,34 µg L <sup>-1</sup> )	
Média anual	Eutrófico (137 < PT ≤ 296 µg L <sup>-1</sup> )	Oligotrófico (0,74 < Cl <sub>a</sub> ≤ 1,31 µg L <sup>-1</sup> )	Lamparelli (2004)
Máximo anual	Supereutrófico (296 < PT ≤ 640 µg L <sup>-1</sup> )	Eutrófico (2,96 < Cl <sub>a</sub> ≤ 4,70 µg L <sup>-1</sup> )	

Considerando os limites para diferentes níveis de estado trófico, segundo o sistema de classificação baseado no Índice de Carlson, modificado por Toledo (1990) (Tabela 5), em relação à média anual de clorofila (0,93 µg L<sup>-1</sup>), o ambiente seria classificado como oligotrófico. No entanto, quando se considera o máximo anual desta variável (4,41 µg L<sup>-1</sup>), o ambiente seria classificado como mesotrófico. Quando se considerada tanto a concentração máxima de fósforo total (311,20 µg L<sup>-1</sup>) quanto a concentração média anual desta variável (226,52 µg L<sup>-1</sup>), o ambiente seria classificado como hipereutrófico (fósforo total > 211 µg L<sup>-1</sup>) (Tabela 21).

Considerando os limites para diferentes níveis de estado trófico, segundo o sistema de classificação proposto por Lamparelli (2004) para rios do Estado de São Paulo (Tabela 6), o rio Turvo Sujo seria classificado como oligotrófico em relação à média anual de clorofila ( $0,93 \mu\text{g L}^{-1}$ ), mas como eutrófico, caso se considere os valores máximos anuais de clorofila *a* ( $4,41 \mu\text{g L}^{-1}$ ). Entretanto, considerando-se as concentrações médias anuais para o fósforo, o ambiente seria classificado como eutrófico, enquanto considerando-se o máximo anual de fósforo seria classificado como supereutrófico (Tabela 21). Segundo a classificação descrita pelo mesmo autor (Tabela 6), considerando a média anual de fósforo total, o ambiente teria um significativo potencial de prejuízo decorrente da produtividade algácea. Considerando o nitrogênio total, o ambiente poderia ter um sério potencial de prejuízo decorrente da produtividade algácea (Tabela 21). Entretanto esse autor não levou em consideração a vazão e a velocidade dos rios, quando propôs a classificação descrita na Tabela 6.

A CETESB adota a classificação do Índice de Carlson modificado por Toledo (1990) (Tabela 5). Para tanto, ela considera o índice médio para clorofila *a* e fósforo total (Equação 4), em que o rio Turvo Sujo seria classificado como mesotrófico, com relação à média anual destas variáveis, o que corrobora com os resultados encontrados no presente trabalho quando se considera a média dos índices para a classificação proposta por Lamparelli (2004), para ambientes lóticos do Estado de São Paulo.

É importante ressaltar que a utilização de um índice simplificado de estado trófico e o estabelecimento de limites para as variáveis avaliadas são vantajosos, devido à utilização de variáveis de simples determinação e baixo custo analítico, como clorofila *a*, fósforo total e dissolvido entre outros, além de possibilitarem uma compreensão mais fácil do que um índice probabilístico. No entanto, para sua aplicação, é necessária uma avaliação criteriosa de sua composição (Lamparelli, 2004).

Como se pode observar, em praticamente todas as classificações para o rio Turvo Sujo apresentadas na Tabela 21, a concentração de fósforo conduz a uma classificação do ambiente em classe superior à obtida quando a clorofila *a* é tomada como referência. Devido às suas velocidades mais altas, em comparação aos lagos e reservatórios, normalmente os rios não conseguem

manter uma densa comunidade fitoplanctônica, embora possuindo quantidades consideráveis de nitrogênio e fósforo.

Comparando os relatórios de qualidade das águas do Estado de São Paulo, relativos aos anos de 1999, 2000 e 2001, Lamparelli (2004) verificou que apenas 22, 13 e 14%, respectivamente, das classificações de trofia em rios foram coerentes. Para reservatórios, nesses mesmos anos, entretanto, 52, 45 e 45% dos pontos, respectivamente, foram classificados na mesma classe trófica, aplicando-se o IET para a clorofila *a* ou o IET para o fósforo. Em praticamente todos os casos, em que houve discrepância entre as classificações, a concentração de fósforo possibilitou a classificação do ambiente em classe superior à obtida pelo valor de clorofila *a*, assim como observado no presente trabalho. Desta forma, o autor constatou que a avaliação de um índice de estado trófico para ambientes lóticos torna-se necessária, corroborando com os dados observados no presente trabalho.

#### **4.2.3.1.4. Nutrientes limitantes ao crescimento do fitoplâncton**

As relações entre nitrogênio e fósforo são apresentadas na Tabela 22. No presente trabalho, foram constatados valores da relação nitrogênio total/fósforo total acima de 30 apenas no ponto 1, no outono (vazão =  $3,55 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ ), o que segundo O'Neill (1993) estaria limitando o crescimento algal, pois, certamente todo o fósforo seria consumido antes do nitrogênio, o que pode ser constatado pelos valores nulos de fósforo inorgânico dissolvido nesta condição.

Ao analisar as relações entre a concentração de nitrogênio inorgânico (nitrato + amônio) e de fósforo inorgânico dissolvido (Tabela 22), verifica-se que os valores variaram de 24,02 a 1452,86. Considerando-se que, segundo Lamparelli (2004), valores inferiores a 10 podem indicar ambientes com limitação de nitrogênio, verifica-se que em nenhum dos pontos avaliados, em que foram constatadas concentrações de fósforo inorgânico dissolvido, houve limitação do crescimento do fitoplâncton, ocasionado pelo nitrogênio.

Tabela 22. Relação entre concentrações de nitrogênio total e de fósforo total e entre concentrações de nitrogênio inorgânico e de fósforo inorgânico dissolvido, temperatura, velocidade da água e concentrações de clorofila *a* para o rio Turvo Sujo, em diferentes pontos e vazões

Vazão (m <sup>3</sup> s <sup>-1</sup> )	Ponto	Nitrogênio	Nitrogênio	Temperatura (°C)	Velocidade (m s <sup>-1</sup> )	Clorofila <i>a</i> (µg L <sup>-1</sup> )
		total/ Fósforo total	inorgânico/fósforo inorgânico dissolvido			
1,32 (Primavera)	1	22,78	1452,86	22,00	0,31	1,53
	2	15,33	95,58	22,30	0,35	2,04
	3	19,91	*	22,30	0,35	2,75
	4	14,04	*	22,30	0,26	3,81
	5	12,26	*	22,30	0,36	3,96
	Média	16,86	*	22,24	0,32	2,82
2,18 (Inverno)	1	17,76	30,57	21,50	0,43	0,00
	2	14,36	24,02	21,50	0,50	0,00
	3	13,53	26,32	21,00	0,51	0,00
	4	14,13	38,84	21,00	0,42	0,00
	5	13,00	33,82	21,00	0,52	0,00
	Média	14,56	30,71	21,20	0,48	0,00
2,31 (Verão)	1	8,00	24,81	23,00	0,37	0,00
	2	11,08	34,25	23,00	0,41	0,00
	3	19,92	59,55	23,00	0,41	0,00
	4	9,13	65,10	23,00	0,39	4,41
	5	9,20	111,02	23,00	0,32	0,00
	Média	11,46	58,95	23,00	0,38	0,88
3,55 (Outono)	1	35,83	*	20,00	0,53	0,01
	2	13,83	96,90	20,00	0,65	0,02
	3	23,86	*	19,83	0,57	0,01
	4	19,46	1113,52	19,97	0,63	0,01
	5	21,92	*	20,00	0,48	0,01
	Média	22,98	*	19,96	0,57	0,01

\* Pontos nos quais as concentrações de fósforo total dissolvido foram nulas.

Lamparelli (2004) analisou 180 pares de valores em rios do Estado de São Paulo, para verificar a relação entre as concentrações de nitrogênio inorgânico e de fósforo inorgânico dissolvido. O autor verificou que os valores variaram de 1,4 a 3426, sendo que apenas 5% das amostras apresentaram valores menores que 10 e, quando foi considerada a média dos pontos amostrais, verificou que apenas quatro pontos apresentavam valores inferiores a 35.

Kratzer e Brezonik (1981), estudando 40 lagos na Flórida, avaliaram a relação entre a concentração de nitrogênio inorgânico e de fósforo inorgânico dissolvido, e realizaram bioensaios para a determinação do nutriente limitante ao crescimento algal. Os resultados desse estudo indicaram que, em sua grande maioria, os lagos apresentavam limitação por nitrogênio, o que foi associado a valores da relação nitrogênio inorgânico/fósforo inorgânico dissolvido inferiores a 10.

Lee e Jones-Lee (1998) enfatizam a importância de se levar em consideração, também, a concentração efetiva desses nutrientes nos corpos de água. Consideraram que concentrações de fósforo inorgânico dissolvido e de nitrogênio abaixo de  $2 \mu\text{g L}^{-1}$  e  $0,015 \text{ mg L}^{-1}$ , respectivamente, são limitantes. Em alguns pontos do rio Turvo Sujo, em determinadas épocas (primavera - vazão =  $1,32 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$  pontos 3, 4 e 5; outono - vazão =  $3,55 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$  pontos 1, 3 e 5), foram constatadas concentrações nulas de fósforo inorgânico dissolvido, ao contrário das concentrações de nitrogênio, que sempre foram superiores a  $0,015 \text{ mg L}^{-1}$ . No entanto, em vários pontos e vazões onde não foram constatadas concentrações de fósforo inorgânico dissolvido, foram encontradas concentrações de clorofila *a*. Estes resultados demonstram que o fósforo inorgânico dissolvido é uma variável duvidosa para o estabelecimento de relações com o fitoplâncton.

Chiaudani e Vighi (1974) estudando 26 lagos italianos, demonstraram que o fósforo era o fator limitante ao crescimento do fitoplâncton na maioria desses ambientes e que concentrações de fósforo inorgânico dissolvido entre 10 e  $12 \mu\text{g L}^{-1}$ , no inverno, constituíam o limite acima do qual se iniciava o processo de eutrofização no ambiente em estudo. No presente trabalho, as concentrações de fósforo inorgânico dissolvido foram maiores no inverno, sendo a média deste elemento de  $91,09 \mu\text{g L}^{-1}$ , não sendo constatado, nesse

período, concentrações de clorofila *a*, o que indica a grande diferença de ambientes lóticos e lênticos.

O conceito de nutriente limitante baseia-se no princípio segundo o qual todo o nutriente é absorvido pelas algas e imediatamente utilizado, pois, quando esgotado ou em baixas concentrações no ambiente, impede o crescimento do fitoplâncton. No entanto, diversos trabalhos demonstram que várias espécies de algas são capazes de armazenar nutrientes além de suas necessidades imediatas, quando estes são abundantes no meio. Esses nutrientes armazenados serão futuramente utilizados, quando a disponibilidade no ambiente não for mais adequada (Lamparelli, 2004). Assim, pode-se manter a multiplicação de células e seu crescimento durante algumas gerações, mesmo em baixas concentrações de nutrientes (Chorus e Bartram, 1999). Esta pode ser uma das causas de, em alguns ambientes do rio Turvo Sujo, não ser constatado o fósforo inorgânico dissolvido, mas ser constatada a presença de clorofila *a*.

Cruz (2003), com o objetivo de identificar e localizar as atividades impactantes ao longo do rio Uberaba-MG e seus principais afluentes, verificou valores de clorofila *a* igual a zero em todas as amostras, mesmo constatando altos valores de nitrato, amônio, fósforo total, ortofosfato e fósforo dissolvido neste rio, o que indicou que outras variáveis em rios, tais como a velocidade da água, estejam envolvidas no aumento da biomassa algal, corroborando com os resultados obtidos no presente trabalho.

Segundo UNEP- IETC (2001), a razão entre o nitrogênio e o fósforo é baixa em lagos eutrificados e mais alta (entre 20 e 30) em lagos mesotróficos e oligotróficos. No entanto, a ocorrência de altas densidades de cianobactérias fixadoras de nitrogênio pode alterar, rapidamente, esta relação. Em ambientes eutróficos, o crescimento do fitoplâncton passa a ser limitado pela disponibilidade relativa de nitrogênio, havendo favorecimento de espécies capazes de fixar o nitrogênio atmosférico.

Na Austrália e Nova Zelândia, estabeleceram-se valores de alerta para nutrientes e clorofila *a*, para cinco regiões geográficas distintas (ANZEC/ARMCANZ, 2000). Esses valores são distintos para rios de alto gradiente, rios de planície, lagos e reservatórios, várzeas, estuários e região oceânica. Em rios de planície, os valores-alerta para o fósforo total variam de

10 a 100  $\mu\text{g L}^{-1}$ , os de nitrogênio total variam de 0,2 a 1,2  $\text{mg L}^{-1}$  e os de clorofila *a* de 3 a 5  $\mu\text{g L}^{-1}$ , sendo estes inferiores à maioria dos dados encontrados no presente trabalho.

Em trabalho sobre a classificação de ambientes lóticos na Grã-Bretanha, a Agência Ambiental (EA, 1997) estabelece 6 classes de qualidade de água para rios, numeradas de 1 a 6, sendo que essa qualidade diminui com o aumento do número da classificação. Para o presente trabalho, considerando-se a média anual dos valores de nitrato, o curso de água seria caracterizado como classe 2, enquanto, se fosse considerada a concentração de fósforo total, seria classificado na classe 4.

Considerando-se a classificação de água, proposta na Resolução CONAMA n.º 375 (Brasil, 2005), a concentração média anual de fósforo total, obtida no rio Turvo Sujo, está acima dos valores máximos permitidos em águas de classe 3, enquanto a clorofila *a* está abaixo dos valores permitidos em águas de classe 1, para ambientes lóticos.

As concentrações de clorofila *a* não excederam o limite considerado por Dodds et al. (1998) (Tabela 8) para classe oligo-mesotrófica para rios (clorofila *a* < 10  $\mu\text{g L}^{-1}$ ). Esses autores consideraram as medidas apenas na estação de crescimento das algas. No entanto, no presente trabalho, considerando-se apenas as estações de crescimento, os valores de fósforo total na primavera e outono foram de 221,08 e 186,75  $\mu\text{g L}^{-1}$ , respectivamente, ultrapassando, portanto, os valores-limites estabelecidos por Dodds et al. (1998) para classe meso-eutrófica que é de 75  $\mu\text{g L}^{-1}$ . O mesmo comportamento ocorreu para as concentrações de nitrogênio total (3,51 e 3,88  $\text{mg L}^{-1}$  para as épocas de primavera e outono, respectivamente).

#### **4.2.3.1.5. Clorofila *a* versus fósforo**

Nas figuras 25 e 26, são apresentadas as concentrações de clorofila *a* versus as de fósforo total, nas épocas de primavera e outono, respectivamente. Nestas figuras, também é apresentada uma curva, obtida por meio de um modelo potencial ajustado aos dados experimentais, bem como uma outra obtida por meio do modelo proposto por Lamparelli (2004) (Equação 7).

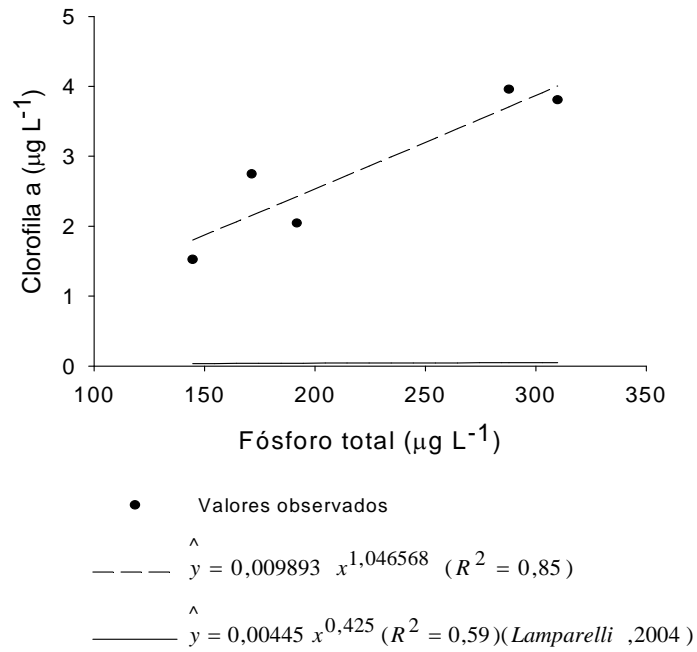


Figura 25. Concentrações observadas e estimadas de clorofila a versus fósforo total, na primavera (vazão = 1,32 m<sup>3</sup> s<sup>-1</sup>).

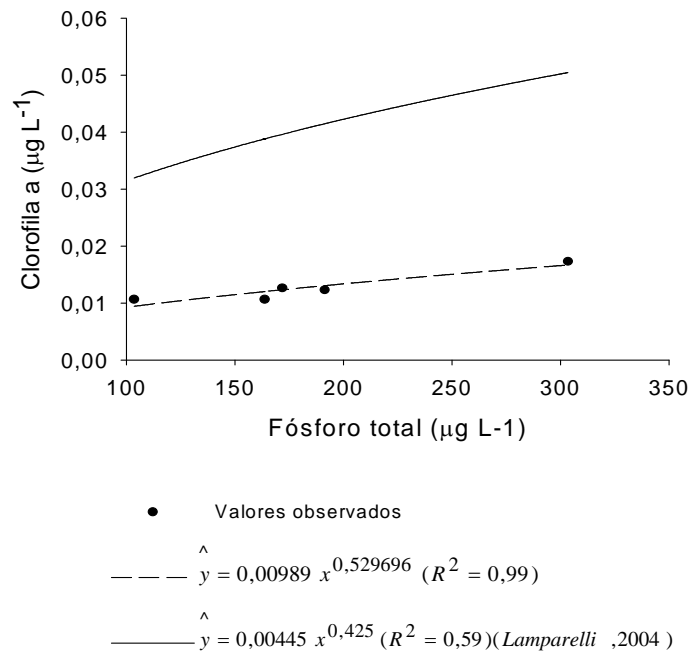


Figura 26. Concentrações observadas e estimadas de clorofila a versus fósforo total, no outono (vazão = 3,55 m<sup>3</sup> s<sup>-1</sup>).

O modelo proposto por Lamparelli (2004) subestimou as concentrações de clorofila *a* na primavera, época de menor vazão ( $1,32 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ ) (Figura 25). No entanto, no outono, quando a vazão foi de  $3,55 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$  (Figura 26) esse modelo superestimou, acentuadamente, todos os valores das concentrações desta variável. Esses resultados indicam que as equações de predição da clorofila *a* devem sempre estar associadas a vazões e velocidade do rio estudado.

As relações empíricas entre a concentração de fósforo total e clorofila *a* são muito utilizadas tanto em pesquisa quanto em gerenciamento de recursos hídricos. Entretanto, há várias observações a este respeito (Kalff, 2002): as relações são aplicadas somente a sistemas primariamente deficientes em fósforo e não deveriam ser usadas quando a produção de fitoplâncton é limitada, em sua maioria, por algum outro fator (por exemplo, nitrogênio, luz e vazão); e os modelos empíricos refletem o comportamento médio dos sistemas avaliados e não devem ser utilizados para prever como as mudanças nas concentrações de fósforo, afetarão a biomassa algal em corpo de água com características diferentes das quais o modelo foi obtido.

Para o gerenciamento de corpos de águas individuais, informações disponíveis para aquele sistema devem ser obtidas e preferidas. Para fins de gerenciamento, as melhores relações (preditivas) são modelos desenvolvidos regionalmente, os quais normalmente representam melhor o clima local, hidrologia, geologia, uso e ocupação do solo, morfometria do sistema e a biota das águas a serem gerenciadas (Kalff, 2002).

Não foi possível estabelecer equações de clorofila *a* em função do fósforo inorgânico dissolvido, pois, foram constatados muitos valores nulos deste nutriente. Entretanto, mesmo com valores nulos desta variável, houve produção de clorofila *a*, indicando não ser este, neste caso, um bom indicador da produção de biomassa algal. Estes resultados corroboram com os obtidos por Dodds (2007). Esse autor relata que, na maioria dos casos, nutrientes inorgânicos dissolvidos não são bons preditores da biomassa algal em comparação às formas dos nutrientes totais. Kalff (2002) afirma que o fósforo total é a melhor variável para predição da biomassa (clorofila *a*) produzida, presumindo-se que o fósforo total reflète melhor a quantidade de nutriente que é disponibilizado na decomposição.

Lamparelli (2004) constatou que o fósforo inorgânico dissolvido poderia ser a variável mais adequada para o cálculo do índice de estado trófico, uma vez que, em rios, esses valores devem estar mais correlacionados com o fósforo efetivamente disponível para o fitoplâncton. Esses resultados são corroborados também por Biggs (2000), que conseguiu utilizar nutrientes inorgânicos dissolvidos e regimes de vazão para predição da biomassa algal. Entretanto, segundo Rocha e Martin (2005), na maioria dos estudos concernentes à limitação da biomassa fitoplanctônica tem sido demonstrado que o fósforo total é um dos principais elementos para predição da clorofila *a*.

#### **4.2.3.1.6. Clorofila *a* versus nitrogênio**

Nas figuras 27 e 28, são apresentadas as concentrações de clorofila *a* versus nitrato, amônio e nitrogênio total, para as vazões de 1,32 e 3,55 m<sup>3</sup> s<sup>-1</sup>, respectivamente. Nestas figuras, também são apresentadas as curvas, obtidas pelo modelo potencial ajustado aos dados experimentais, sendo que, para a variável nitrogênio total, é apresentada também a curva obtida por meio do modelo proposto por Lamparelli (2004) (Equação 8).

De acordo com os dados apresentados nas Figuras 27 e 28, os valores de clorofila *a*, quando estimados pela equação proposta por Lamparelli (2004), foram mais próximos aos valores dos dados observados na primavera (Figura 27c), época em que a vazão foi menor. A equação proposta por Lamparelli (2004) superestimou o valor de clorofila *a* no outono (Figura 28c), época de maior vazão. Ressaltando-se, portanto, que as equações de predição da clorofila *a* devem estar associadas aos dados de vazão e velocidade do curso de água.

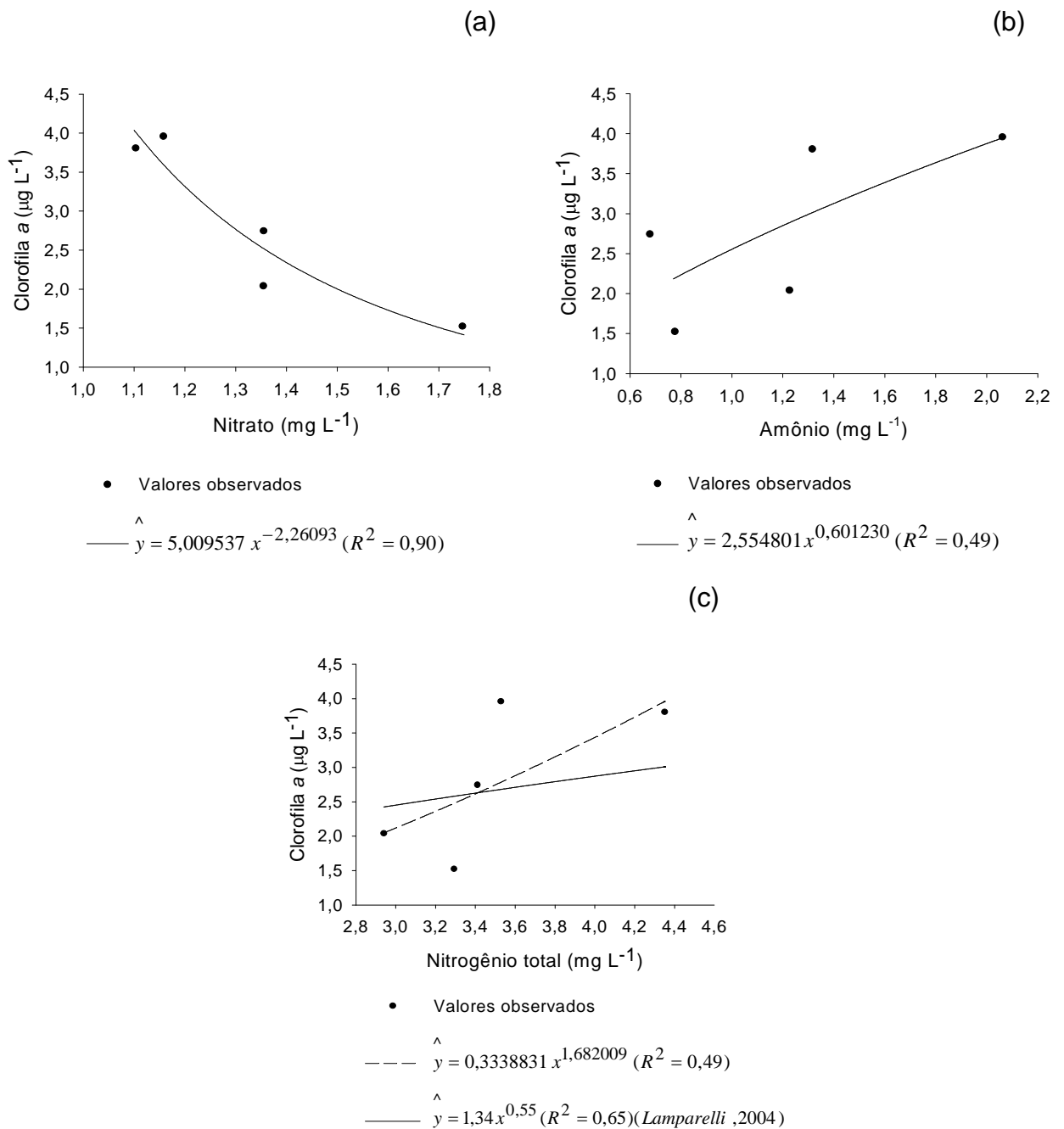


Figura 27. Concentrações observadas e estimadas de clorofila a versus nitrato (a), amônio (b) e nitrogênio total (c) na primavera (vazão =  $1,32 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ ).

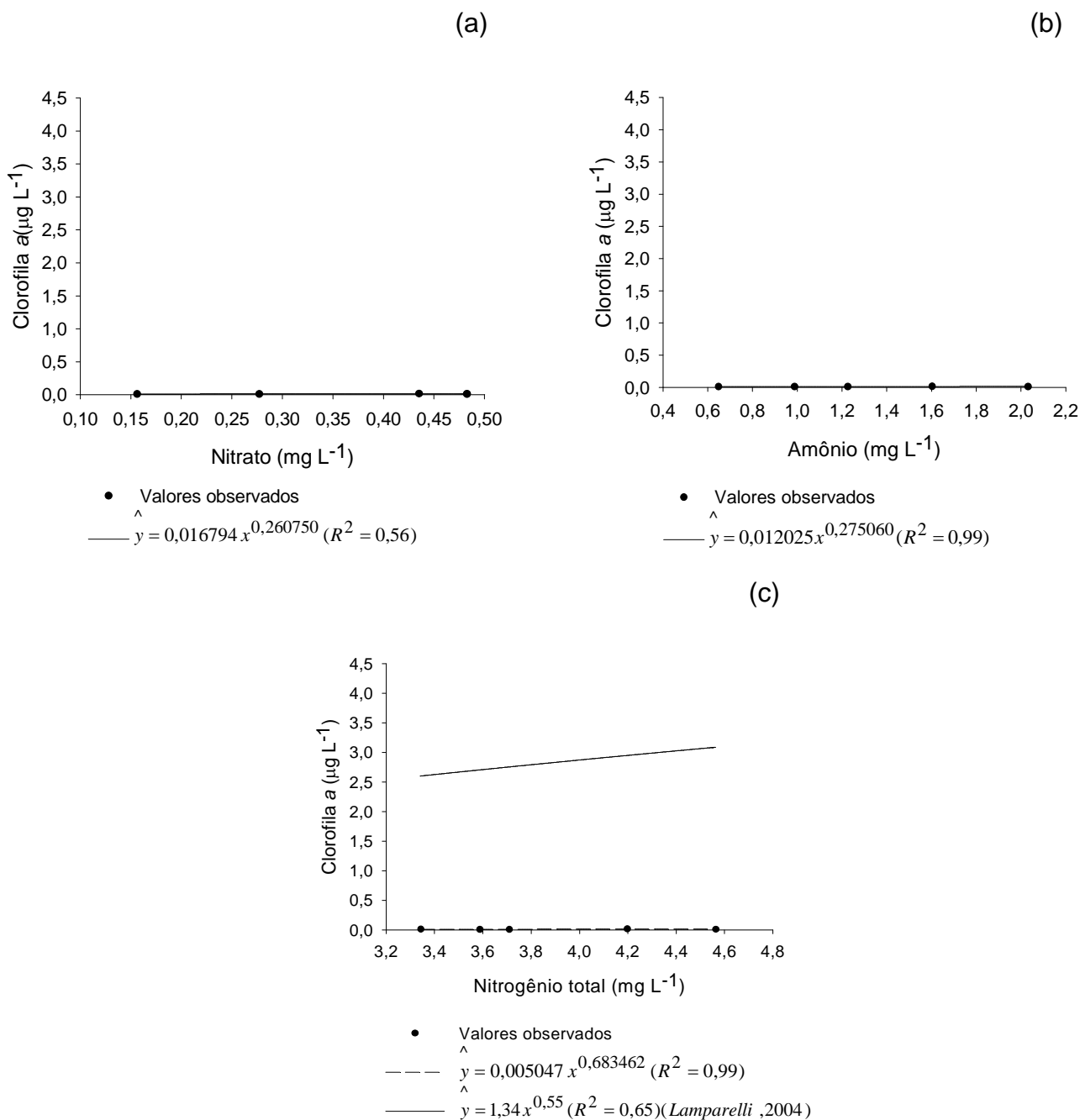


Figura 28. Concentrações observadas e estimadas de clorofila a versus nitrato (a), amônio (b) e nitrogênio total (c) no outono (vazão =  $3,55 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ ).

#### **4.2.3.1.7. Influência da velocidade da água e de variações sazonais nas concentrações de clorofila *a***

No presente trabalho, foram encontradas maiores concentrações de clorofila *a* (Tabela 22) durante a primavera, época caracterizada por menor velocidade das águas do rio Turvo Sujo ( $0,33 \text{ m s}^{-1}$ ), e por menor vazão ( $1,32 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ ). Na época do inverno, correspondente à vazão de  $2,18 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ , nenhuma concentração de clorofila *a* foi constatada. No verão, época correspondente à vazão de  $2,31 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ , foram constatadas concentrações de clorofila *a* apenas no ponto 4 ( $4,41 \mu\text{g L}^{-1}$ ), enquanto no outono, época cuja vazão foi de  $3,55 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$  e a velocidade das águas foi mais alta, foram constatadas as concentrações mínimas de clorofila *a*.

A ocorrência de clorofila *a*, no ponto 4, no verão (vazão =  $2,31 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ ) (Tabela 22), pode ser explicada em razão da baixa velocidade da água neste trecho e mais altas temperaturas do ar e da água nesta época, favorecendo, desta forma, o crescimento do fitoplâncton, apesar das baixas relações entre nitrogênio e fósforo. Segundo Lamparelli (2004), um fator que influencia a dinâmica dos ecossistemas e que merece destaque é o clima.

Segundo Canter-Lund e Lund (1995), a menor densidade de algas planctônicas em rios seria decorrente da velocidade das águas e da taxa de exportação de organismos, não havendo tempo hábil para que os organismos se multipliquem, repondo a biomassa perdida. Em regiões onde os rios ficam mais largos e com menor velocidade, ocorre o desenvolvimento de uma comunidade planctônica, dominada por algas de pequeno tamanho e maior velocidade de reprodução, podendo sustentar uma comunidade de algas planctônicas bem desenvolvida.

Lamparelli (2004), ao analisar dados da CETESB, referentes à rede de monitoramento de qualidade das águas superficiais do Estado de São Paulo, no período de 1996 a 2001, totalizando 69 pontos de amostragem (35 em rios e 34 em reservatórios), verificou que dos 1175 dados de clorofila *a* analisados 75% apresentaram concentrações inferiores ou iguais a  $10 \mu\text{g L}^{-1}$ . Quando esses dados foram separados conforme o tipo de corpo de água, o autor observou que, em rios, essa porcentagem subiu para 77%, enquanto, nos reservatórios, 64% dos dados foram inferiores ou iguais a  $10 \mu\text{g L}^{-1}$ . Portanto, o

valor médio de clorofila *a* foi maior em reservatórios (18,24  $\mu\text{g L}^{-1}$ ), em comparação valor médio desta variável em rios (3,62  $\mu\text{g L}^{-1}$ ).

Lamparelli (2004) destaca que espécies fitoplânctônicas de ambientes lóticos devem estar adaptadas à alta turbulência e grande variação da intensidade luminosa à medida que são transportadas ao longo do rio. Segundo Wetzel (2001), esses organismos são, geralmente, pequenos e apresentam maior velocidade de reprodução. O autor também ressalta a importância da contribuição de material alóctone para os rios, decorrente da presença de sistemas secundários, como lagoas marginais e várzeas, nas quais a reduzida velocidade da água possibilita o desenvolvimento de uma comunidade planctônica complexa, que acaba chegando ao curso principal, na época das chuvas.

Lamparelli (2004) ressalta que, apesar das menores concentrações de fósforo total e fósforo inorgânico dissolvido em reservatórios, o maior tempo de residência e, conseqüentemente, a maior transparência e estabilidade, parecem ser fatores cruciais, que resultam em maiores concentrações de clorofila *a*.

Lamparelli (2004) observou que, em reservatórios, a introdução do tempo de residência deve ser considerada nos modelos de previsão da concentração de clorofila *a*. Em seu trabalho, não foi possível testar a variável velocidade da água, como fator de correção da concentração de fósforo total para os ambientes lóticos, uma vez que estes dados não estavam disponíveis. No entanto, assim como o tempo de residência em reservatórios, este fator também deve influenciar a produção de clorofila *a*, conforme discutido nos trabalhos de Canter-Lund e Lund (1995) e de van Nieuwenhuise e Jones (1996), o que pode ser comprovado mediante os dados obtidos no presente trabalho.

Mansor (2005), com o objetivo de avaliar a origem e magnitude das cargas de nitrogênio total e de fósforo total na bacia hidrográfica do rio Jaguari, observou tendência de aumento na concentração de clorofila *a*, no sentido da cabeceira para a barragem do reservatório, em todas as épocas amostradas, indicando a possível influência da passagem do regime lótico para lêntico na proliferação do fitoplâncton. As maiores concentrações de clorofila *a* foram observadas no final do período de estiagem, o que sugere que os mais altos

tempos de residência, possivelmente, favoreceram a proliferação de algas no reservatório. Esse autor também observou que ambientes com alto grau de limitação, como foi considerada a bacia do rio Piracicaba, apresentam altas concentrações de fósforo total, mas valores de clorofila *a* proporcionalmente menores, devendo, portanto, haver algum fator ambiental limitante à produção.

Vários autores discutem a influência da velocidade da água e vazão em ambientes lóticos em relação ao crescimento do fitoplâncton e, conseqüentemente, da clorofila *a*. Entretanto, poucos associam valores de clorofila *a* à vazão, bem como não foram encontrados trabalhos que quantifiquem a influência da velocidade na produção de clorofila *a*.

Gameiro (2000), com o objetivo de estudar a sazonalidade do fitoplâncton em quatro estações do estuário do Tejo, em Portugal, verificou que valores mais elevados de clorofila *a* (superiores a  $6 \mu\text{g L}^{-1}$ ) ocorreram na primavera e princípio do verão, em todos os locais avaliados. Em dois pontos avaliados pelo autor, houve um primeiro pico de clorofila *a* na primavera, correspondendo a uma concentração de  $11,2 \mu\text{g L}^{-1}$  e  $24,3 \mu\text{g L}^{-1}$ , respectivamente, sendo que o valor máximo de clorofila *a* foi registrado em Julho de 1999 ( $32,3 \mu\text{g L}^{-1}$ ). Segundo o autor houve um pico da clorofila *a* no início da primavera (Março 99) e outro um pouco maior em Julho de 1999, os quais considerou como picos sazonais característicos do plâncton. Esses resultados corroboram com os resultados obtidos no presente trabalho, em que a maior concentração média de clorofila *a* foi constatada na primavera.

Isenburg (2005), objetivando avaliar a qualidade das águas na bacia do ribeirão Pinheiros, encontrou maior valor de clorofila *a* no mês de maio ( $1,82 \mu\text{g L}^{-1}$ ) na captação do rio Atibaia e menor em setembro ( $0,59 \mu\text{g L}^{-1}$ ), em 2000. Em 2001, os maiores valores ocorreram em dezembro ( $3,89 \mu\text{g L}^{-1}$ ) e os menores em setembro ( $1,07 \mu\text{g L}^{-1}$ ), enquanto em 2002, os maiores foram em setembro ( $2,82 \mu\text{g L}^{-1}$ ) e os menores em fevereiro ( $1,33 \mu\text{g L}^{-1}$ ). Leite (1998), com o objetivo de analisar o processo de sedimentação no reservatório de Salto Grande, e seus efeitos nas características físicas, químicas e biológicas do sistema, constatou que, no mês de agosto, houve maior concentração de clorofila *a* ( $8,96 \mu\text{g L}^{-1}$ ).

### 4.3. Balanço de oxigênio dissolvido nos cursos de água

#### 4.3.1. Coeficiente de desoxigenação

Os valores de vazão, velocidade, coeficiente de desoxigenação, demanda última de oxigênio e déficit inicial de oxigênio, no trecho localizado a jusante do encontro do rio Turvo Sujo com o ribeirão São Bartolomeu, são apresentados na Tabela 23.

Conforme se observa na Tabela 23, a demanda última de oxigênio foi maior na primavera, época cuja vazão foi menor, juntamente com o maior déficit inicial de oxigênio na mesma época, indicando, assim, que o curso de água é mais afetado quando a vazão é menor, pois, nessa época, o menor volume de água faz com que os poluentes se encontrem mais concentrados no rio.

Tabela 23. Valores de vazão (Q), velocidade (V), coeficiente de desoxigenação ( $K_1$ ), demanda última de oxigênio ( $L_0$ ), déficit inicial de oxigênio ( $D_0$ ) e demanda bioquímica de oxigênio ( $DBO_5$ ) em diferentes épocas, no trecho avaliado do rio Turvo sujo

Épocas	$Q^a$ ( $m^3 s^{-1}$ )	$V^a$ ( $m s^{-1}$ )	$K_1$ ( $d^{-1}$ )	$L_0$ ( $mg L^{-1}$ )	$D_0$ ( $mg L^{-1}$ )	$DBO_5$ ( $mg L^{-1}$ )
Primavera	1,32	0,33	0,14	0,75	3,18	41,34
Inverno	2,18	0,47	0,12	0,72	1,83	15,00
Verão	2,31	0,38	0,14	0,70	1,77	18,00
Outono	3,55	0,57	0,11	0,60	2,23	17,74

<sup>a</sup> Vazões e velocidades médias dos cinco pontos avaliados no trecho estudado.

Na Figura 29, é apresentada a evolução da DBO em função do tempo, de acordo com as diferentes equações, obtidas no presente trabalho por meio do ajuste dos parâmetros da Equação 14, para as diferentes épocas referentes a diferentes vazões, indicando a influência do coeficiente  $K_1$  na progressão da DBO, para amostras com valores de  $DBO_5$  e  $L_0$  diferentes.

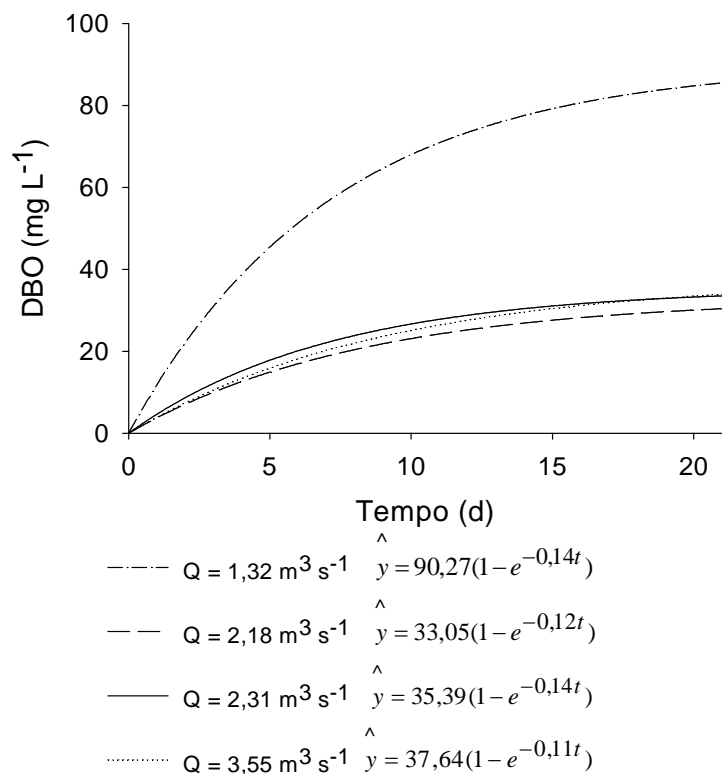


Figura 29. Curvas de evolução da demanda bioquímica de oxigênio (DBO) no tempo (t), em diferentes épocas referentes a diferentes vazões.

Comparando o valor de  $K_1$ , obtido para o rio Turvo Sujo (Tabela 23), com os valores típicos deste coeficiente (Tabela 9), observa-se que este valor está dentro da faixa de valores de rios com águas limpas ou efluente terciário.

Na Tabela 23, observa-se que, nas épocas de primavera e verão, quando as vazões foram respectivamente  $1,32$  e  $2,31 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ , o coeficiente de desoxigenação foi mais alto que na época da seca (outono e inverno). Este fato pode ser devido à maior concentração de matéria orgânica carregada para o rio, devido ao escoamento superficial e às temperaturas mais elevadas ocorridas nesta época. Segundo Almeida (2006), o coeficiente de desoxigenação varia de acordo com a temperatura, que tem grande influência no metabolismo microbiano, bem como com a composição e a concentração do material orgânico oriundo das fontes de poluição.

Almeida (2006), com o objetivo de quantificar o coeficiente  $K_1$  em três pontos no rio Pomba-MG, observou valor médio deste coeficiente no período

chuvoso de  $0,17 \text{ d}^{-1}$ , sendo este um pouco mais elevado que a média no período seco ( $0,15 \text{ d}^{-1}$ ), o que, segundo o autor, foi devido ao carreamento de carga orgânica pela chuva para o curso de água. Os resultados encontrados por Almeida (2006) corroboram os encontrados no presente trabalho.

Loureiro (1996), estudando a bacia hidrográfica do riacho Fundo, afluente do lago Paranoá, verificou que o coeficiente de desoxigenação  $K_1$ , obtido por meio do modelo exponencial simples, foi de  $0,30$ ;  $0,20$  e  $0,60 \text{ d}^{-1}$  para os córregos Guará, Vicente Pires e riacho Fundo, respectivamente. Segundo Almeida (2006), os valores encontrados por Loureiro (1996) estão acima dos valores apresentados na literatura para este tipo de ambiente, indicando a alta capacidade de oxidação do material orgânico nesses córregos.

Segundo von Sperling (1996), a importância do coeficiente  $K_1$  e a relatividade do conceito de DBO podem ser analisadas, quando duas amostras distintas apresentam o mesmo valor de  $\text{DBO}_5$ , o que poderia, aparentemente, induzir à conclusão de que o impacto, em termos de consumo de oxigênio dissolvido, é o mesmo nas duas situações. No entanto, caso se determine a progressão da DBO em vários dias, observa-se que os valores são diferentes em todos os dias, com exceção do quinto dia. Tal comportamento é devido ao fato de os coeficientes de desoxigenação serem distintos nas duas amostras. Tais considerações enfatizam o aspecto de que a interpretação dos dados da DBO deve estar sempre vinculada ao conceito de coeficiente de desoxigenação e, por conseguinte, da taxa de oxidação da matéria orgânica (von Sperling, 1996).

#### **4.3.2. Coeficiente de reaeração**

Os valores de vazão, velocidade e coeficiente de reaeração, no trecho a jusante do encontro do rio Turvo Sujo com o ribeirão São Bartolomeu, são apresentados na Tabela 24.

Comparando os valores de  $K_2$  obtidos no presente trabalho com os valores típicos de  $K_2$  tabelados (Tabela 10), observa-se que esses valores estão enquadrados na categoria de rios rápidos.

Tabela 24. Valores de velocidade (V), coeficiente de reaeração ( $K_2$ ) em diferentes épocas, referentes as diferentes vazões (Q) no trecho avaliado do rio Turvo Sujo

Épocas	$Q^a$ ( $m^3 s^{-1}$ )	$V^a$ ( $m s^{-1}$ )	$K_2$ ( $d^{-1}$ )
Primavera	1,32	0,33	0,75
Inverno	2,18	0,47	0,72
Verão	2,31	0,38	0,70
Outono	3,55	0,57	0,60

<sup>a</sup>Vazões e velocidades médias dos cinco pontos avaliados no trecho estudado.

Sendo o coeficiente  $K_2$  dependente de características hidráulicas do rio, foram ajustados os parâmetros da Equação 21, proposta por von Sperling (1996), aos valores do coeficiente de reaeração obtidos nas diferentes vazões (Figura 30).

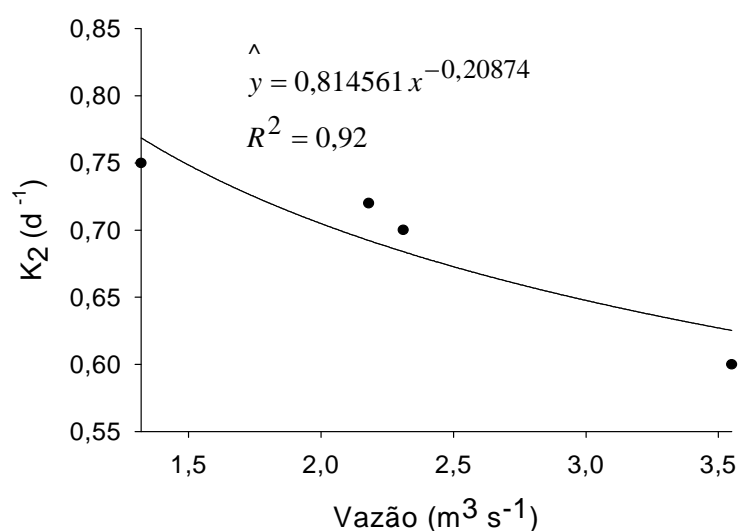


Figura 30. Valores observados e estimados do coeficiente de reaeração em função da vazão, em diferentes épocas, no rio Turvo Sujo.

De acordo com a Figura 30 e os valores de  $K_2$  apresentados na Tabela 24, observa-se que os valores deste coeficiente diminuíram com o aumento da vazão e, ao contrário do que se esperava, o aumento da velocidade de escoamento da água não foi proporcional ao aumento nos valores deste coeficiente. Segundo von Sperling (1996), corpos de água mais rasos e mais

velozes tendem a possuir maior coeficiente de reaeração, devido à maior facilidade de mistura ao longo da profundidade e à criação de maiores turbulências na superfície. Portanto, no presente estudo, a vazão do rio apresentou maior influência no coeficiente  $K_2$  que os valores da velocidade.

A Equação 22, que contempla a velocidade e profundidade média do curso de água, foi ajustada aos valores do coeficiente de reaeração, obtidos nas diferentes velocidades e profundidades do curso de água, originando a Equação 37.

$$K_2 = 0,49196 V^{0,080264} H^{-0,712070} \quad \text{Eq. 37}$$
$$R^2 = 0,92$$

Reid et al. (2007), estudando as variações do coeficiente de reaeração constatou valores de  $K_2$  de  $7,7 \text{ d}^{-1}$  (vazão =  $3,5 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ ) no rio Waipa, em Nova Zelândia. No trabalho desses autores, pôde-se observar que os valores de  $K_2$  decresceram com o aumento da vazão, corroborando com os resultados obtidos no presente trabalho, sendo que, para um mesmo valor de vazão, esses autores verificaram que  $K_2$  aumentou com o aumento da velocidade.

Almeida (2006) encontrou valores médios de  $1,61$  e  $0,85 \text{ d}^{-1}$  para  $K_2$  no rio Pomba-MG, a jusante da sede do município de Santa Bárbara do Tugúrio, no período seco e chuvoso, respectivamente.

Cox (2003) ressaltou que, enquanto as equações de Streeter e Phelps (1925) têm sido consideradas adequadas para estimar a variação na concentração de oxigênio a jusante do ponto de descarga, alguns estudos (Dobbins, 1964; Owens et al., 1964) têm apontado a necessidade de se considerar outras fontes, tais como a remoção da DBO por sedimentação ou adsorção, a adição da DBO por ressuspensão do sedimento de fundo, a remoção de oxigênio da água pela ação dos gases no sedimento, entre outros.

Quanto à relação entre  $L_0/D_0$ , na Tabela 25, observa-se que esta foi maior que a relação entre  $K_1/K_2$ . Segundo von Sperling (1996), quando esta situação acontece, o tempo crítico é positivo, indicando que a partir do ponto de lançamento de despejos, haverá decréscimo na concentração de oxigênio dissolvido, originando um déficit crítico superior ao inicial.

Tabela 25. Valores de velocidade (V) e relações entre o coeficiente de desoxigenação ( $K_1$ ) e reaeração ( $K_2$ ) e entre os valores da demanda última de oxigênio ( $L_0$ ) e o déficit inicial de oxigênio ( $D_0$ ), em diferentes estações do ano, referente a diferentes vazões (Q)

Estações do ano	$Q^a$ ( $m^3 s^{-1}$ )	$V^a$ ( $m s^{-1}$ )	$K_1/K_2$	$L_0/D_0$
Primavera	1,32	0,33	0,19	28,39
Inverno	2,18	0,47	0,17	13,06
Verão	2,31	0,38	0,20	19,99
Outono	3,55	0,57	0,18	12,39

<sup>a</sup> Vazões e velocidades médias dos cinco pontos avaliados no trecho estudado.

#### 4.3.2.1. Comparação entre os valores de $K_2$ obtidos por meio da equação de balanço de oxigênio e os obtidos por meio de outras equações citadas na literatura

Os valores de  $K_2$  estimados por meio das equações ajustadas, propostas por vários autores (Tabela 11), são apresentados na Tabela 26.

Tabela 26. Valores do coeficiente de reaeração ( $K_2$ ) obtidos por meio de diferentes equações

Vazão ( $m^3 s^{-1}$ )	$K_2$ ( $d^{-1}$ )		
	O'Connor e Dobbins (1956)	Bennett e Rathburn (1972)	Owens et al. (1964)
1,32	6,40	9,14	10,31
2,18	6,64	9,68	11,34
2,31	6,49	9,35	10,72
3,55	4,97	7,04	8,32

Observa-se que os valores de  $K_2$  estimados por meio das equações, apresentadas na Tabela 11, são muito maiores (Tabela 26) que os valores obtidos no presente trabalho, em que os valores de  $K_2$  foram calculados por meio da equação de Streeter e Phelps (1925) (Tabela 24). As equações

ajustadas pelos referidos autores (Tabela 11) não se mostraram adequadas para a estimativa de  $K_2$ , no trecho do rio estudado.

Almeida (2006), em pesquisa realizada no rio Pomba, MG, verificou que os valores de  $K_2$ , estimados por meio de equações propostas por O'Connor e Dobbins (1956) e Owens et al (1964), superestimaram os valores de  $K_2$ , obtidos por meio da equação proposta por Streeter e Phelps (1925) e considerou esta adequada para predição dos valores deste coeficiente, corroborando com os resultados obtidos no presente trabalho.

Segundo Cox (2003), as equações que incorporam simplesmente variáveis hidráulicas, tais como velocidade e profundidade do curso de água, exibem tendência de estimação de valores mais altos de  $K_2$  que os observados, sendo adequadas apenas aos cursos de água utilizados para a formulação das referentes equações.

Na Tabela 27, são apresentados os valores de  $K_2$  obtidos por meio das equações, ajustadas por Almeida (2006) para o rio Pomba-MG, para estimação dos valores deste coeficiente. Foram utilizadas somente as equações ajustadas para trechos do rio Pomba semelhantes ao do presente estudo. Nas épocas de primavera e verão, foram utilizadas as equações referentes ao período chuvoso (equações 26 e 28) e nas épocas de outono e inverno foram utilizadas as equações referentes ao período seco (equações 23 e 25).

Tabela 27. Valores do coeficiente de reaeração ( $K_2$ ) obtidos por meio da utilização de diferentes equações, propostas por Almeida (2006) para o rio Pomba

Vazão ( $m^3 s^{-1}$ )	Estação	$K_2$ ( $d^{-1}$ )			
		Eq. 23	Eq. 25	Eq. 26	Eq. 28
1,32	Primavera	-	-	0,30	0,83
2,18	Inverno	0,62	1,02	-	-
2,31	Verão	-	-	0,32	0,94
3,55	Outono	0,33	0,89	-	-

Os valores de  $K_2$  estimados por meio das equações, propostas por Almeida (2006), foram os que mais se aproximaram dos valores observados para este coeficiente no presente estudo.

Observa-se que para o período chuvoso (primavera e verão), os valores mais próximos aos valores do  $K_2$  observados, foram obtidos por meio da Equação 28 (Tabela 27), sendo que esta foi obtida para o trecho de rio localizado a jusante da sede do município do rio Pomba. Para o período seco (outono e inverno), os valores mais próximos do  $K_2$  observados foram obtidos por meio da Equação 23 no inverno e a Equação 25 no outono (Tabela 27), sendo estas obtidas para o trecho do rio Pomba a jusante da sede de Santa Bárbara do Turgúrio e a jusante da sede do município do rio Pomba, respectivamente.

## 5. CONCLUSÕES

Tendo por base os resultados obtidos e considerando-se as condições em que o estudo foi realizado, conclui-se que:

- Os valores de turbidez e da demanda bioquímica de oxigênio foram maiores no verão e no outono, épocas correspondentes às maiores vazões no rio Turvo Sujo, enquanto os valores de condutividade elétrica e potencial hidrogeniônico foram mais elevados na primavera e no verão, épocas em que ocorreram as maiores precipitações;
- As concentrações de nitrogênio total e amônio foram maiores no outono e no inverno, enquanto as concentrações de nitrato foram maiores na primavera e no verão;
- Houve grande variabilidade nas concentrações de fósforo, o que pode ter ocorrido devido à ressuspensão do sedimento de fundo do rio.
- As concentrações de cobre e manganês foram maiores na época do verão, em razão do maior escoamento superficial ocorrido nesta, enquanto os elementos mais tóxicos, como o crômio, cádmio e chumbo, foram observados em maiores concentrações no período da primavera, época correspondente à menor vazão.
- A equação geral para predição de clorofila *a* obteve melhor ajuste em função do fósforo total dissolvido, nitrogênio total e velocidade da água, enquanto, na menor vazão ( $1,32 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ ), o melhor ajuste ocorreu em função do amônio e do fósforo total dissolvido e na maior vazão ( $3,55 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ ) em função do amônio e do fósforo total.
- Em praticamente todas as classificações para o rio Turvo Sujo, a concentração de fósforo conduz a uma classificação do ambiente em

classe trófica superior à obtida quando a clorofila *a* é tomada como referência.

- A velocidade da água em rios é um fator de extrema importância e que deve estar sempre vinculada aos dados de clorofila *a*, para predição da eutrofização e para cálculo do IET;

- O IET aplicado em ambientes lóticos deve ser diferente do aplicado em ambientes lênticos. Neste índice, deve-se também considerar o potencial de eutrofização desses ambientes.

- Na época chuvosa (primavera e verão), o coeficiente de desoxigenação foi mais alto que na época seca (outono e inverno);

- A vazão do rio teve maior influência nos valores do coeficiente  $K_2$  que a velocidade, sendo os valores deste coeficiente mais altos em menores vazões;

- Os valores de  $K_2$ , obtidos por meio das equações apresentadas por diferentes autores, foram muito maiores que os valores obtidos no presente trabalho, demonstrando que as equações ajustadas pelos referidos autores não se mostraram adequadas para a estimativa de  $K_2$ , no trecho do rio em estudo. Exceção deve ser feita às equações propostas para o rio Pomba, que possibilitaram melhor estimativa dos valores de  $K_2$ .

## 6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABREU, L. M. *A aeração de águas com cascatas*. Belo Horizonte: UFMG/EE, 1989. 137 p

AGUJARO, L. F.; ISAAC, R. L. Ocorrência de cianobactérias potencialmente tóxicas nas bacias dos rios Piracicaba, Capivari e Jundiá - estado de São Paulo, Brasil - e avaliação de seus corpos d'água em relação à eutrofização. In: CONGRESO INTERAMERICANO DE INGENIERÍA SANITARIA Y AMBIENTAL, 28., 2002, Cancun. *Anais...* Cancún: AIDIS, 2002. CD-ROOM.

ALMEIDA, T. V. D. *Índice de qualidade da água e coeficientes de autodepuração de trechos do rio Pomba*. 2006. 68 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2006.

ANIDO, M. N. R. *Caracterização hidrológica de uma microbacia experimental visando identificar indicadores de monitoramento ambiental*. 2002. 69 f. Dissertação (Mestrado em Recursos Florestais) - Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Piracicaba, 2002.

ANZEC/ARMCANZ - Australian and New Zealand Environmental and Conservative Council e Agriculture and resource Management Council of Austrália and New Zeland. Austrália and New Zeland . In: *NATIONAL WATER QUALITY MANEGEMENTE STRATEGY*, v. 1, n. 4, p. 1 - 7, 2000.

APHA - AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. *Standard methods for the examination of water and wastewater*. 19 ed. New York: APHA, WWA, WPCR, 1995. 1268 p.

AYERS, R. S.; WESTCOT, D. W. *A qualidade da água na agricultura*. Tradução GHEYI, H. R.; MEDEIROS, J. F.; DAMASCO, F. A. V. Campina Grande : UFPB, 1991. 218p. (Estudos FAO: Irrigação e Drenagem, 29).

BALLS, P. W.; BROCKIE, N.; DOBSON, J.; JONHSTON, W. Dissolved oxygen and nitrification in the upper forth estuary during summer (1982-92): patterns and trends. *Estuarine, coastal and shelf science*. v. 42, p. 117-134, 1996.

BAMBIC, D. G.; ALPERS, C. N.; FANELLI, E.; GREEN, P. G; SILK, W. K. Seasonal and Spatial Patterns of Metals at a Restored Copper Mine Site .I. Stream Copper and Zinc, *Environmental Pollution*, v. 144, p. 774-782, 2006.

BARUQUI, F. M. *Inter-relações solo-pastagem nas regiões da Mata e Rio Doce do Estado de Minas Gerais*. 1982. 119 f. Dissertação (Mestrado em Solos e Nutrição de Plantas) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 1982.

BASTOS, M. E. P.; NEFUSSI, N. *Aspectos toxicológicos de agentes químicos*. In: Centro Panamericano de Ecologia Humana e Salud. Programa Nacional de Seguridad de Las substancias Químicas. México, 1986, 138 p.

BAUMGARTEN, M. G.; NIENCHESKI, L. F. H.; KUROSHIMA, K. N. Qualidade das águas estuarianas que margeiam o município do Rio Grande (Rs): Nutrientes e Detergente Dissolvidos. *Atlântica*, Rio Grande, v. 17, p. 17 - 34, 1995.

BAUMGARTEN, M. G. Z.; POZZA, S. A. *Qualidade de águas. Descrição de parâmetros químicos referidos na legislação ambiental*. Rio grande: FURG, 2001. 166 p.

BENNET, H. (Ed.). *Concise Chemical and Technical Dictionary*. New York: Chemical Publishing Co., 1986. 1271 p.

BENNETT, J. P.; RATHBURN, R. E. *Reaeration in open-channel flow.*, Professional paper 737. Washington DC: USFSGS, 1972. 75 p.

BIGGS, B. J. F. Eutrophication of streams and rivers: dissolved nutrient-chlorophyll relationships for benthic algae. *Journal of the North American Benthological Society*, v. 19, p. 17 - 31, 2000.

BJERRUM, N. *Bjerrum's Inorganic Chemistry*. London: Heinemann, 1936.

BOERS, C. M. P., VAN RAASPHORTS, W.; VAN DER MOLEN, D. T. Phosphorus Retention in Sediments. *Water Science and Technology*, v. 37, n. 3, p. 31 - 39, 1998.

BOOIJ, M.J. Impact of climate change on river flooding assessed with different spatial model resolutions. *Journal of Hydrology*, v. 303, p. 176 - 198, 2005.

BORGES, J. T. *Avaliação do Estado Trófico e Sanitário e a Adsorção de Fósforo no Sedimento da Lagoa do Taquaral*. 1998. 120 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 1998.

BRAILE, P. M.; CAVALCANTI, J. E. W. A. *Manual de Tratamento de Águas Residuárias Industriais*. São Paulo: CETESB, 1993. 764 p.

BRANCO, S. M.; ROCHA, A. A. *Ecologia: educação ambiental, ciências do ambiente para universitários*. 1.ed. São Paulo: CETESB, 1980. 206p.

BRASIL. Resolução CONAMA (Conselho Nacional de Meio Ambiente). Resolução n.º 359, de 29 de abril de 2005. Dispõe sobre a regulamentação do teor de fósforo em detergentes em pó para uso em todo o território nacional e dá outras providências. *Diário Oficial da República Federativa do Brasil*, Brasília, 2005.

BRASIL. Resolução CONAMA (Conselho Nacional de Meio Ambiente). Resolução n.º 357, de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. *Diário Oficial da República Federativa do Brasil*, Brasília, 2005.

BRASIL. Portaria 518, de 25/03/2004 do Ministério da Saúde. *Estabelece os procedimentos e responsabilidades relativos ao controle e vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade*. *Diário Oficial da República Federativa do Brasil*, Brasília, 2004.

BRASIL. Resolução CONAMA (Conselho Nacional de Meio Ambiente). Resolução n.º 20, de 18 de junho de 1986. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. *Diário Oficial da República Federativa do Brasil*, Brasília, 1986.

BRILLY, M.; VIDMAR, S. R. A. Monitoring the impact of urbanisation on the Glinscica stream. *Physics and Chemistry of the Earth*, v. 31, p. 1089 - 1096, 2006.

CÂMARA, F. R. de A. *Demanda química de oxigênio, clorofila a e comunidade fitoplânctônica como indicadores da qualidade da água no canal do Pataxó/RN*. 2007. 111 f. Dissertação (Mestrado em Bioecologia Aquática) - Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Rio Grande do Norte, 2007.

CAMARGO, J. A.; ALONSO, A. Ecological and toxicological effects of inorganic nitrogen pollution in aquatic ecosystems: a global assessment. *Environment International*, LOCAL, v. 32, p. 931 - 839, 2006.

CAMPBELL, J. W. Nitrogen excretion. In: PROSSER, C. L. (Ed.). *Comparative animal physiology*. 3. ed. Philadelphia : W. B. Saunders Company, p. 279 - 316. 1973.

CANTER-LUND, H.; LUND, J. W. G. *Freshwater algae: their microscopic world explored*. England: Biopress, 1995. 360p.

CARLSON, R. E. A trophic state index for lakes. *Limnology and Oceanography*, v. 22, p. 361-369, 1977.

CARMICHAEL, W. W. The toxins of cyanobacteria. *Science American*, v. 270, p. 78 - 86, 1994.

CARMICHAEL, W.; AZEVEDO, S. A. N. J.; MOLICA, R.; JOCHIMSEN, E.; LAU, S., RINEHART, K.; SHAW, G.; EAGLESHAM, G. Human Fatalities from Cyanobacteria: Chemical and Biological Evidence for Cyanotoxins. *Environmental Health Perspectives*, v. 109, p. 663 - 668, 2001.

CARMOUZE, J. P. *O Metabolismo dos ecossistemas aquáticos: fundamentos teóricos, métodos de estudo e análises químicas*. São Paulo: Editora Edgard Blücher - FAPESP, 1994. 254 p.

CARVALHO, A. L. D. *Contaminação de águas subsuperficiais em área de disposição de resíduos sólidos urbanos – o caso do antigo lixão de Viçosa (MG)*. 2001. 122 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2001.

CARVALHO, A. L. *Efeitos da recirculação do percolado sobre a qualidade do efluente de lixo doméstico de diferentes idades*. 2005. 115 f. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2005.

CASSERT, A.; DOULL'S, E. Toxicology (the basic science of poisons) 3ª ed. New York: McMillan, 1986. 820 p.

CASTELO BRANCO C. W. *A Comunidade planctônica e a qualidade da água no Lago Paranoá*. 1991. 341 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia) - Universidade de Brasília, Brasília, 1991.

CASTILHOS, D. D.; GUADAGNIN, C. A. ; SILVA, M. D. da ; LEITZKE, V. W. ; FERREIRA, L. H.; NUNES, M. C. . Acúmulo de cromo e seus efeitos na fixação biológica de nitrogênio e absorção de nutrientes de soja. *Revista Brasileira de Agrociência*, v. 7, n. 2, p. 121 - 124, 2001.

CASTRO, N. de. *Cadmo, chumbo, cromo, mercúrio e níquel nos rios do estado de São Paulo e em peixes do rio Sorocaba*. 2002. 107 f. Dissertação (Mestrado em Gestão Integrada de Recursos) - Universidade Estadual Paulista, São Paulo, 2002.

CETESB (COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL). *Relatório de qualidade das águas interiores do Estado de São Paulo 2002/ CETESB*. São Paulo: CETESB, 2003. 264 p. (Série Relatórios).

CETESB (Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental). *Relatório de Qualidade das Águas Interiores do Estado de São Paulo*, 2001. São Paulo: CETESB, 2002. 382 p. (Série Relatórios).

CETESB (Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental). *Relatório de Qualidade das Águas Interiores do Estado de São Paulo*, 2000. São Paulo: CETESB, 2001. 351 p. (Série Relatórios).

CETESB (Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental). *Relatório de Qualidade das Águas Interiores do Estado de São Paulo*, 1999. São Paulo: CETESB, 2000. 391 p. (Série Relatórios).

CETESB (COMPANHIA DE TECNOLOGIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO). *Guia de coleta e preservação de amostras de água*. São Paulo: CETESB, 1988. 160 p. (Série Relatórios).

CHAPRA, S. C. *Surface water-quality modeling*. New York: McGraw-Hill, 1997. 844 p.

CHIAUDANI, G.; VIGH, M. The N : P ratio and tests with *Selenastrum* to predict eutrophication in lakes. *Water Research*, v. 8, p. 1063-1069, 1974.

CHORUS, I.; BARTRAM, J. *Toxic Cyanobacteria in Water - A Guide to their Public Health Consequences, Monitoring and Management*. London: E & FN Spon, 1999. 416 p.

CIDU, R.; BIDDAU, R. Transport of trace elements under different seasonal conditions: Effects on the quality of river water in a Mediterranean area. *Applied Geochemistry*, v. 22, p. 2777 - 2794, 2007.

CLAPHAM, W.B.; DAVENPORT, T.; HOLLAND, MARJORIE M.; RAST, WALTER; RYDING, SVEN OLOF; THORNTON, JEFFREY A. In: RYDING, SVEN OLOF; THORNTON, JEFFREY A.; CLAPHAM, W.B.; GRANAT, L.; HOLLAND, MARJORIE M.; KELLER, H.M.; LIJKLEMA, L.; LÖFGREN, S.; RAST, WALTER; VERMES, L. (Eds). *Assessment and control of nonpoint source pollution of aquatic ecosystems: a practical approach*. Paris: Unesco e Parthenon Publishing, 1999. p. 113 - 216

COLBERT, D.; MCMANUS, J. Nutrient biogeochemistry in an upwellinginfluenced estuary of the Pacific Northwest (Tillamook Bay, Oregon, USA). *Estuaries*, v. 26, p. 1205 -1219, 2003.

COOKE, G.D., E.B. WELCH, S.A. PETERSON AND P.R. NEWROTH. *Restoration and management of lakes and reservoirs*. Boca Raton : Lewis Publishers, , 1993. 564 p.

CORRÊA, G. F. *Modelo de evolução e mineralização da fração de argila de solos do planalto de viçosa, MG.* 1984. 84 f. Dissertação (Mestrado em Solos e Nutrição de Plantas) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 1984.

COX, B. A. A review of dissolved oxygen modelling techniques for lowland River. *The Science of The Total Environment*, v. 314 - 316, p. 303 - 334, 2003.

CRICHTON R. R.; WILMET S.; LEGSSYER R.; WARD R. J. Molecular and cellular mechanisms of iron homeostasis and toxicity in mammalian cells. *Journal Inorganic Biochemistry*, v. 91, p. 9 - 18, 2002.

CRUZ, C. B. M.; ARGENTO, M. S. F.; MAYR, L. M. Um modelo de eutrofização para a Baía de Guanabara, *Revista Brasileira de Geociências*, v. 15, n. 1, p. 115 - 128, 1996.

CRUZ, L. B. S. *Diagnóstico ambiental da bacia hidrográfica do rio Uberaba, MG.* 2003. 180 f. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola) - Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2003.

DEVLIN, M. J.; BRODIE, J. Terrestrial discharge into the Great Barrier Reef Lagoon: nutrient behavior in coastal waters. *Marine Pollution Bulletin*, v. 51, p. 9 - 22, 2005.

DOBBINS, W. E. BOD and oxygen relationships in streams. *Journal of the Sanitary Engineering Division*, v. 90, n. 3, p. 53 - 78, 1964.

DODDS, W. K. Trophic state, eutrophication and nutrient criteria in streams. *Trends in Ecology and Evolution*, v.22, n. 12, p. 669 - 676, 2007.

DODDS, W. K.; JONES, J. R.; WELCH, E. B. Suggested classification of stream trophic state: distributions of temperature stream types by chlorophyll, total nitrogen, and phosphorus. *Water Research*, v. 32, n. 5, p. 1455 - 1462, 1998.

DODDS, W. K.; SMITH, V. H.; LOHMAN, K. Nitrogen and phosphorus relationships to benthic algal biomass in temperate streams. *Canadian Journal. Fisheries and Aquatic. Sciences*, v. 59, p. 865 - 874, 2002.

DOMINQUEZ, O.; ARCOS, M. J. Simultaneous determination of chromium (VI) and chromium (III) at trace levels by adsorptive stripping voltammetry. *Analytica Chimica Acta*, v. 470, p. 241 – 252, 2002.

DUFFUS, J. H. Heavy metals - a meaningless term?. *Pure and Applied Chemistry*, v. 74, n. 8, p. 793 - 807, 2002.

EA (Environmental Agency). *The Quality of Rivers and Canals in England and Wales 1995*. Inglaterra: Bristol, 1997.

ELBAZ-POULICHET F., SEIDEL J., CASIOT C.; TUSSEAU-VUILLEMIN M.-H. Short-term variability of dissolved trace element concentrations in the Marne and Seine Rivers near Paris. *Science of the Total Environment* , v. 367, p. 278 - 287, 2005.

ELLIS, K. V. *Surface water pollution and its control*. London: Macmillan Press Ltd, 1989. 373 p.

ELMORE H. L.; HAYES T. W. Solubility of atmospheric oxygen in water *Journal of the Environmental Engineering Division*, v. 86, n. SA4, p. 41 - 53, 1960.

EPA (U. S. Environmental Protection Agency). Toxicological Review of Trivalent Chromium. Washington DC, 1998. Disponível em: <http://www.epa.gov.br/iris/toxreviews/0028-tr.pdf>. Acesso em 1 de fevereiro de 2008.

ERNSTBERGER, H.; EDWARDS, A. C.; BALLS, P. W. The distribution of phosphorus between soluble and particulate phases for seven Scottish East Coast rivers. *Biogeochemistry*, v. 67, p. 93 - 111, 2004.

ESTEVEES, F.A. *Fundamentos de Limnologia*. 2. ed. Rio de Janeiro: Interciência, 1998. 602 p.

FARIAS, M. S. S. de. *Monitoramento da qualidade de água na bacia hidrográfica do rio Cabelo*. 2006. 136 f. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola) - Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, 2006.

FELIPE-SOTELO, M.; ANDRADE, J. M.; CARLOSENA, A.; TAULER R. Temporal characterisation of river waters in urban and semi-urban áreas using physico-chemical parameters and chemometric methods, *Analytica Chimica Acta*, v. 583, p. 128 - 137, 2006.

FETTER, C. W. *Contaminant Hydrogeology*. New York: Macmillan Publishing Company, 1993. 458 p.

FÖRSTNER, U.; WITTMANN, G. T. *Metal pollution in the aquatic environmental*. 2 ed. New York: Springer-Verlag, 1981. 486 p.

FRITZSONS, E.; HINDI, E. C.; MANTOVANI, L. E. RIZZI, N. E. As alterações da qualidade da água do rio Capivari com o deflúvio: um instrumento de diagnóstico de qualidade ambiental. *Engenharia sanitária e ambiental*, v. 8, n. 4, p. 239 - 248, 2003.

FUNASA (Fundação Nacional de Saúde). *Cianobactérias tóxicas na água para consumo humano na saúde pública e processos de remoção em água para consumo humano*. Brasília: FUNASA, 2003. 56 p.

FUNASA (Fundação Nacional de Saúde). *Laudo de análise físico-química. Unidade Regional de Controle de Qualidade de Água*. Brasília: FUNASA, 2001.

FURCH, K. Water chemistry of the Amazon: the distribution of chemical among freshwaters. In: SIOLI, H. *The Amazon: Limnology and landscape ecology of a mighty tropical river and its basin*. Dordrecht: Dr. W. Junk Publishers, p. 167 -199, 1984.

GALLOWAY, J. N.; COWLING, E. B. Reactive nitrogen and the world: 200 years of change. *Ambio*, v. 31, p. 64 - 71, 2002.

GALVÃO, L. A. C.; COREY, G. Manganeso. México: Metepec, 1987. 64 p. (Série Vigilância).

GAMEIRO, C. A. L. P. Variação espacial e temporal do fitoplâncton do estuário do Tejo. 2000. 57 f. Relatório (Relatório de Estágio Profissionalizante) - Universidade de Lisboa, Portugal, 2000.

GARDI C, AREZZINI B, FORTINO V, COMPORTI M. Effect of free iron on collagen synthesis, cell proliferation and MMP-2 expression in rat hepatic stellate cells. *Biochemical pharmacology*, v. 64, n. 7, p. 1139 - 45, 2002.

GOLDMAN, C. R.; HORNE, A. J. *Limnology*. London: McGraw-Hill, 1983. 464p.

GRATÃO, P.L.; PRASAD, M. N.V.; CARDOSO, P. F.; LEAD, P.J.; AZEVEDO, R.A.A.. Phytoremediation: green technology for the clean up of toxic metals in the environment. *Brazilian Journal of Plant Physiology*, v.17, n.1, p. 53 - 64, 2005.

GUIMARÃES-SILVA, A. K.; MACHADO, D. A.; NALINI, H. A, J.; DE LENA, J. C. A qualidade das águas na região dos garimpos de topázio imperial na sub-bacia do rio da Ponte, Ouro Preto-MG. *Revista da Escola de Minas*, v. 60, n. 4, p. 127 - 136, 2007.

GUTIERREZ, K. G. *Remoção de metais pesados de percolado submetido à recirculação em células de resíduo sólido urbano*. 2006. 88 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2006.

HALL, M. J.; BROWN, M. T. Cooper and manganese influence the uptake of cadmium in marine macroalgae. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*. New York, v. 68, p. 49 - 55, 2002.

HART, B. T.; NOLLER, B. N.; LEGRAS C; CURREY, N. Manganese speciation in Magela Creek, northern Australia. *Australian Journal of Marine and Freshwater Research*, v. 43, p. 421 - 441, 1992.

HEISKARY, S.; MARCUS, H. Establishing relationship among In-stream nutrient concentrations, phytoplankton abundance and composition, Fish IBI and biological oxygen demand in Minesota USA Rivers. Final report to USEPA Region Minesota Pollution Control Agency. Environmental Outcomes Division, 2003. 100 p.

HODGSON, E.; MAILMAN, R. B. ; CHAMBERS, J. E. (Eds.). *Macmillan Dictionary of Toxicology*. Londres: Macmillan, 1988.

HODSON, M. E. Heavy metals – geochemical ogey men?. *Enviromental Pollution*, v. 129, p. 341 - 343, 2004.

HOLTAN, H.; KAMP-NIELSEN, L.; STUANES, A. O. Phosphorus in soil, water and sediment: an overview. *Hydrobiologia*, v. 170, n. 1, p.19 - 34, 1988.

HOWARTH, R.; ANDERSON, D.; CLOERN, J.; ELFRING, C.; HOPKINSON, C.; LAPOINTE, B.; MALONE, T.; MARCUS, N.; MCGLATHERY, K.; SHARPLEY, A.; WALKER, D. Nutrient pollution of coastal rivers, bays, and seas. *Issues in Ecology*, v. 7, p. 1 - 15, 2000.

HUANG, B., HONG, H. Alkaline phosphatase activity and utilization of dissolved organic phosphorus by algae in subtropical coastal waters. *Marine Pollution Bulletin*, v. 39, p. 205 - 211, 1999.

HUSZAR, V. L. M., SILVA. L. H. S., MARINHO, M.; DOMINGOS, P.; SANT'ANNA, C. L. Cyanoprokaryote assemblages in eight productive tropical Brazilian waters. *Hydrobiologia*, v. 424, p. 67 - 77, 2000.

ISENBURG, A. A. R. V. *Qualidade das Águas na Bacia do Ribeirão Pinheiros Uma Proposta de Recuperação*. 2005. 531 f. Dissertação (Mestrado em Geociências) - Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2005.

JAIN, A.; RAI, S. C.; PAU, J.; SHARMA, E. Hydrology and nutrient dynamics of a sacred lake in Sikkim Himalaya, *Hydrobiologia*, v. 416, p. 13 - 22, 1999.

JARVIE, H. P.; Haygarth, P. M.; NEAL, C.; BUTLER, P.; SMITH, B.; NADEN, P. S.; JOYNES, A.; NEAL, M.; WICKHAM, H.; ARMSTRONG, L.; HARMAN, S.; PALMER-FELGATE, E. J. Stream water chemistry and quality along an upland - lowland rural land-use continuum, south west England. *Journal of Hydrology*, v. 350, p. 215 - 231, 2008.

JONATHAN M. P.; SRINIVASALU, S.; THANGADURAI, N.; AYYAMPERUMAL, T.; ARMSTRONG-ALTRIN, J. S.; RAM-MOHAN, V. Contamination of Uppanar River and coastal waters off Cuddalore, Southeast coast of Índia, *Environmental Geology*, v. 53, p. 1391 – 1404, 2008.

JORDÃO, C. P.; PEREIRA, M. G.; PEREIRA, J. L. Effects of Kaolin Processing Plants on the Water Quality of Streams in Brazil. *Toxicological and Environmental Chemistry*, v. 82, p. 139 -158, 2001.

JORDÃO, C. P.; PEREIRA, J. L.; SILVA, A. C.; BRUNE, W. Contaminação por crômio de águas de rios proveniente de curtumes em Minas Gerais. *Química Nova*, v. 22, p. 47-52, 1999.

JORDÃO, C. P.; RIBEIRO, P. R. da S; MATOS, A. T. de; FERNANDES, R. B. A. Aquatic contamination of the Turvo Limpo river basin at the Minas Gerais state, Brazil. *Journal of the Brazilian Chemical Society*, v. 18, n. 1, p.116 - 125, 2007.

JORGENSEN, S. E. The application of model to find relevance of residence time in lakes and reservoir management. *Journal of Limnology*, v. 62, n. 1, p. 16 - 20, 2003.

JOSÉ, V. F. Bivalves e a segurança do Consumidor. 1997. 191 f. Dissertação (Mestrado em Ciência Ambiental) – Universidade de São Paulo, São Paulo, 1997.

KALFF, J. Limnology - Inland water ecosystems. New Jersey: Prentice-Hall, 2002. 592 p.

KELLY, M. G.; WHITTON, B. A. Biological monitoring of eutrophication in rivers. *Hydrobiologia*, v. 384, p. 55 - 67, 1998.

KEMPERS, A. J.; ZWEERS, A. Ammonium determination in soil extracts by the salicylate method, *Soil Science. Plant Analysis*, v. 17, n. 7, p. 715 - 723, 1986.

KOLOWITH, L.C., INGALL, E.D., BENNER, R. Composition and cycling of marine organic phosphorus. *Limnology and Oceanography*, v. 46, n. 2, p. 309 - 320, 2002.

KOSHIKAWA, M. K.; FUJITA, N.; SUGIYAMA, M.; HORI T. Distributions of pH and chemical components in Mizorogaike, a pond with a floating-mat bog. *Limnology*, v. 6, p. 27 - 37, 2005.

KRATZER, C. R.; BREZONIC, P. L. A. A Carlson-Type trophic state index for nitrogen in Florida Lakes. *Water Resources Bulletin*, v. 17, p. 713 -715, 1981.

KRONVANG, B.; GRANT, R.; LAUBEL, A. L. Sediment and phosphorus export from a lowland catchment: Quantification of sources. *Water Air Soil Pollut*, v. 99, p. 465 - 476, 1997.

LAMPARELLI, M. C. *Grau de trofia em corpos d'água do Estado de São Paulo: avaliação dos métodos de monitoramento*. 2004. 207 f. Tese (Doutorado em Ciências), Universidade de São Paulo, São Paulo, 2004.

LARENTIS, D. G. *Modelagem matemática da qualidade da água em grandes bacias: sistema Taquari-Antas-RS*. 2004. 159 f. Dissertação (Mestrado em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental) - Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2004.

LAU, Y. L. Prediction equation for reaeration in open-channel flow. *Journal of the Sanitary Engineering Division*, v. 98, n. 6, p. 1063 -1068, 1972.

LEE, G. F.; JONES-LEE, A. Determination of Nutrient Limiting Maximum Algal Biomass in Waterbodies. 1998. Disponível em: [http://www.gfredlee.com/nut\\_limit.html](http://www.gfredlee.com/nut_limit.html). Acesso em: 15 de novembro de 2007.

LEE, G. F.; JONES, R. A. Detergent phosphate bans and eutrophication. *Environmental Science and Technology*, v. 20, n. 4, p. 330 – 331, 1986.

LEITE, M. A. *Variação espacial e temporal da taxa de sedimentação no reservatório de Salto Grande (Americana-SP) e sua influência sobre as características limnológicas do sistema*. 1998. 164 f. Dissertação (Mestrado em Ciências da Engenharia Ambiental) - Universidade de São Paulo, São Paulo, 1998.

LEMES, M. J. de L. *Avaliação de metais e elementos-traço em águas e sedimentos das bacias hidrográficas dos rios Mogiguaçu e Pardo, São Paulo*. 2001. 215 f. Dissertação (Mestrado em Tecnologia Nuclear) - Universidade de São Paulo, São Paulo, 2001.

LENNOX, L. J. Sediment-Water-Exchange in Lough Ennel with Particular Reference to Phosphorus. *Water Research*, v. 18, n. 12, p. 1483 - 1485, 1984.

LEWIS, R. J. *Hawley's Condensed Chemical Dictionary*. 12 ed. New York: Van Nostrand Reinhold, 1993. 1275 p.

LIMA, E. B. N. R. *Modelação integrada para gestão da qualidade da água na bacia do rio cuiabá*. 2001. 184 f. Tese (Doutorado em Ciências e Engenharia Civil) - Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2001.

LIMA, G. de; PEIXOTO, L. S.; MAUAD, F. F. A aplicação do modelo de simulação Mike Basin 2000 no planejamento e gerenciamento dos recursos hídricos. In: IBERIAN LATIN-AMERICAN CONGRESS ON COMPUTATIONAL, 22., 2001, Campinas. *Anais...* : 2001. p. 1 - 18.

LOPES, J. F.; SILVA, C. Temporal and spatial distribution of dissolved oxygen in the Ria de Aveiro lagoon. *Ecological modelling* , v. 197, p. 67 – 88, 2006.

LOUREIRO, M. A. M. Estudo da qualidade da água na bacia do riacho Fundo.1996. Monografia (Graduação em Engenharia Civil e Ambiental) - Universidade de Brasília, Brasília, 1996.

LUND E. K.; WHARF, S. G., FAIRWEATHER-TAIT S., JOHNSON, I. T. Oral ferrous sulfate supplements increase the free radical-generating capacity of feces from healthy volunteers. *American Journal Of Clinical Nutrition*, v. 69, p. 250 - 255,1999.

MAGALHÃES, V. F.; SOARES, R. M.; AZEVEDO, S.M.F.O. Microcystin contamination in fish from the Jacarepaguá (Rio de Janeiro, Brazil): ecological implication and human health risk. *Toxicon*, v. 39, p. 1077 - 85, 2001.

MANAHAM, S. E. *Environmental Chemistry*. 6 ed. London: Lewis Publishers, 1994. 810 p.

MANSOR, M. T. C. *Potencial de poluição de águas superficiais por fontes não pontuais de fósforo na bacia hidrográfica do ribeirão do pinhal, Limeira-SP*. 2005. 171 f. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola) - Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2005.

MATOS, A. T. de. *Práticas de qualidade do meio físico e ambiental*. Viçosa: AEAGRI, 2004. 64 p. (Série Caderno Didático n. 34).

MERIAN, E. *Metals and Their Compounds In the Environment: Occurrence, Analysis and Biological Relevance*. New York : VCH Publishers, 1991.

MIRLEAN, N.; NIENCHESKI, L. F.; BESNICK, B.; BAUMGARTEN, M. G. The effect of accidental sulfuric acid leaking on metal distributions in estuarine sediment of patos lagoon. *Marine pollution bulletin*, v. 42, n. 11, p. 1114 – 1117, 2001.

MIDDELKOOP, H.; DAAMEN, K.; GELLENS, D.; GRABS, W., KWADIJK, J. C. J.; LANG, H., PARMET, B. W. A. H.; SCHÄNDLER, B.; SCHULLA, J.; WILKE, K. Impact of climate change on hydrological regimes and water resources management in the Rhine basin. *Climatic Change*, v. 49, p. 105 - 128, 2001.

MITSCH, W. J.; GOSSELINK, J. G. *Wetlands*. New York: Van Nostrand Reinhold, 1986. 539 p.

MITTAL, S. K.; RATRA, R. K. Toxic effect of metal ions on biochemical oxygen demand, *Water Research*, v. 34, n. 1, p. 147 - 152, 2000.

MONAGHAN, E., RUTTENBERG, K.C. Dissolved organic phosphorus in the coastal ocean: reassessment of available methods and seasonal phosphorus profiles from the Eel River shelf. *Limnology and Oceanography*, v. 44, n. 7, p. 1702 - 1714, 1999.

MOREIRA, E. G. Comunidade fitoplanctônica do estuário do rio Anil, Ilha de São Luís - MA. 2003. Monografia (Graduação em Ciências Biológicas) - Universidade Federal do Maranhão, São Luís, 2003.

MORRIS, C. (ed). *Academic Press Dictionary of soil Science and Technology*. San Diego: Academic Press, 1992.

NAMMINGA, H.; WILHM, J. Heavy metals in water, sediment, and chironomids, *Journal of Water Pollution Control Federation* , v. 49, p. 1725 – 1731, 1977.

NASCENTES, R. *Estudo da mobilidade de metais pesados em um solo residual compactado*. 2006. 153 f. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2006.

NOGUEIRA, V. P. Q. Qualidade da água em lagos e reservatórios. In: PORTO, R. L. (org), *Coleção ABRH de Recursos Hídricos*. São Paulo: Editora do Estado de São Paulo, v. 3, 1991.

O'CONNOR, D. J.; DOBBINS, W. E. The mechanism of reaeration in natural streams. *Journal of the Sanitary Engineering Division*, p. 1 - 30, 1956.

ODUM, H. T. Self-Organization, Transformity, and Information. *Science*, v. 242, p. 1132 - 1139, 1988.

OECD (Organization for Economic Cooperation and Development). *Eutrophication of water: monitoring, assessment and control*. Paris: OECD, 1982, 154p.

OLIVEIRA, R. C. *Avaliação do movimento de cádmio, chumbo e zinco em solo tratado com resíduo calcário*. 2003. 84 f. Dissertação (Mestrado em Solos e Nutrição de Plantas) - Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2003.

O'NEILL, P. *Environmental Chemistry*. 2 ed., London: Chapman & Hall, 1993. 267 p.

ORMAZA-GONZALEZ, F. I.; STATHAM, P. J. A comparison of methods for the determination of dissolved and particulate phosphorus in natural waters, *Water Research*, v. 30, n. 11, p. 2739 – 2747, 1996.

OWENS, M. EDWARDS, R.; GIBBS, J. Some reaeration studies in streams. *International Journal of Air and Water Pollution* , v. 8, p. 469 – 486, 1964.

PÁDUA, H. B. de. *Cianotoxinas e outras intrigantes ocorrências em criações de organismos aquáticos*, 2002, 17p. Disponível em: <[www.jundiai.com.br/abrappesq](http://www.jundiai.com.br/abrappesq)>. Acesso em: 15 de novembro de 2006.

PAERL, H. W.; DENNIS, R. L.; WHITALL, D. R. Atmospheric deposition of nitrogen: implications for nutrient over-enrichment of coastal waters. *Estuaries*, v. 25, n. 4, p. 677 – 693, 2002.

PAIVA, M. P. *Grandes Represas do Brasil*. Brasília: Editerra, 1982. 304 p.

PARKER, S. P. (Ed.). *McGraw-Hill Dictionary of Scientific and Technical Terms*. New York: McGraw- Hill, 1989.

PEREIRA, M. G. *Contaminação ambiental pelas indústrias de beneficiamento de caulim e avaliação do emprego de vermicoposto no tratamento de efluentes contendo metais*. 2000. 147 f. Dissertação (Mestrado em Química), Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2000.

PEREIRA, R. S.; NIENCHESKI, L. F. H. Avaliação do restabelecimento das condições hidroquímicas após um acidente portuário: uso do modelo delft3d. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE ENGENHARIA AMBIENTAL, 2., Itajaí. *Anais...*: Univali. p. 468 – 468, 2003.

PEREIRA, R. S. Identificação e caracterização das fontes de poluição em sistemas hídricos. *Revista Eletrônica de Recursos Hídricos*, v. 1, n. 1, p. 20 - 36, 2004.

PFEIFFER, W.C., LACERDA, C. D., FISZMAN, M., LIMA, N. R. W. Metais pesados no pescado da Baía de Sepetiba, Estado do Rio de Janeiro, RJ. *Ciência e Cultura*, v. 37, n. 2, p. 297 - 302, 1985.

PHILIPPI, A. JR; ROMERO M. A.; BRUNA, G. C. Curso de gestão ambiental. Barueri: Manole, 2004.

PIRES, C. K. *Avaliação da contaminação por nitrito, nitrato e metais no Ribeirão Timotinho e em efluentes de indústria siderúrgica de Minas Gerais*. 2000. 121 f. Dissertação (Mestrado em Química) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2000.

PONKA P. Iron Metabolism: Physiology and Pathophysiology. *The Journal of Trace Elements in Experimental Medicine*, v. 13, p. 73 - 83, 2000.

PRADA, S. M.; OLIVEIRA, E. de. Distribuição de nutrientes (C, N e P) em testemunhos de sedimentos do reservatório das Graças, Cotia - SP. In: REUNIÃO ANUAL DA SOCIEDADE BRASILEIRA DE QUÍMICA, 29., 2006, São Paulo. *Anais...* São Paulo, 2006.

PRUSKI, F. F.; SILVA, D. D. da; KOETZ, M. *Estudo de vazão em cursos d'água*. Viçosa: AEAGRI, 2006. 151 p. (Série Caderno Didático n. 43).

QASIM, S. R. *Wastewater treatment plants: planning, design and operation*. New York: CBS College Publishing, 1987. 726 p.

RABALAIS, N. N. Nitrogen in aquatic ecosystems. *Ambio*, v. 31, n. 2, p.102 -112, 2002.

RADAMBRASIL. *Levantamento de recursos naturais*. Rio de Janeiro: Projeto Radambrasil, v. 32, 1983. 767 p.

RAND, G.M.; WELLS, P.G.; MCCARTY, L.S. Introduction to aquatic toxicology. In: RANDY, M.G. (Ed.). *Fundamentals of aquatic toxicology: effects, environmental fate, and risk assessment*. Florida: Taylor & Francis, 1995. p. 3 - 67.

REID, S. E.; MACKNONN, P. A.; ELLIOT, T. Direct measurements of reaeration rates using noble gas tracers in the River Lagan, Northern Ireland. *Water and Environment Journal*, v. 21, p. 182 – 191, 2007.

REYNOLDS, C. S. Non Deterministic to Probability, or N:P in the community ecology of phytoplankton: Nutrient ratios. *Archiv für Hydrobiologie*, v. 146, n.1, p. 23-35, 1999.

REYNOLDS, C. S. Vegetation process in the pelagic: A model for ecosystem theory. *The Journal of Animal Ecology*, v. 67, n. 1, p. 161 - 161, 1997.

REZENDE, S. B. *Estudo de crono-topossequência em Viçosa-Minas Gerais*. 1971. 71 f. Dissertação (Mestrado em Fitotecnia) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 1971.

RIBEIRO, P. R. da S. *Caracterização química, física e microbiológica de cursos d'água da bacia do rio Turvo Limpo*. 2002. 153 f. Dissertação (Mestrado em Agroquímica) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2002.

RINKER, K. R.; POWELL, R. T. Dissolved organic phosphorus in the Mississippi River plume during spring and fall 2002. *Marine Chemistry*, v. 102, p. 170 - 179, 2006.

RIVERA, E. A. C. *Modelo sistêmico para compreender o processo de eutrofização em um reservatório de água*. 2003. 128 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Alimentos) - Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2003.

ROCHA, R. R. de A; MARTIN, E. S. Análise preliminar do estado ambiental do córrego água da lavadeira, Rancharia - SP: análise física e química da água. *Revista Eletrônica da Associação dos Geógrafos Brasileiros*, v. 2, n. 2, 2005.

ROCHA, R. R. de A.; THOMAZ, S. M. Variação temporal de fatores limnológicos em ambientes da planície de inundação do alto rio Paraná (PR/MS - Brasil), *Acta Scientiarum. Biological Sciences*, v. 26, n. 3, p. 261 - 271, 2004.

ROLAND, F. Produção primária fitoplanctônica. In: BOZELLI, R. L.; ESTEVES, F. de A.; ROLAND, F. (Org.). *Lago Batata: Impacto e Recuperação de um Ecossistema Amazônico*. 1 ed. Rio de Janeiro: Editora da Universidade Federal do Rio de Janeiro, 2000. p. 297 - 332.

ROTHENHÖFER P.; SAHIN H.; PEIFFER S. Attenuation of heavy metals and sulfate by aluminium precipitates in acid mine drainage?. *Acta hydrochimica et hydrobiologica*, v. 28, p. 136 – 144, 1999

RUDD J. W. M.; KELLY, C. A., SCHINDLER, D. W.; TURNER, M. A. Disruption of the nitrogen cycle in acidified lakes, *Science*, v. 240, p. 1515 -1517, 1988.

SAEG (Sistema para Análises Estatísticas), Versão 9.1. Viçosa: Fundação Arthur Bernardes, 2007.

SALAS, H.; MARTINO, P. *Metodologías Simplificadas para la Evaluación de Eutroficación en Lagos Cálidos Tropicales*. LIMA: Programa Regional CEPIS/HPE/IOPS, 2001. 52 p.

SALAS, H. J.; MARTINO, P. A simplified phosphorus trophic state model for warm-water tropical lakes. *Water Research*, v. 25, n. 3, p. 1341 – 350, 1991.

SALLANKO, J. T.; SARPOLA, A. T. Dissolved phosphorus levels in fresh municipal wastewater. *Journal of Environmental Science and Health*, v. 42, n. 11, p. 1681 - 1683, 2007.

SALONEN JT, NYSSONEN K, KORPELA H, TUOMILEHTO J, SEPPANEN R, SALONEN R. High stored iron levels are associated with excess risk of myocardial infarction in eastern Finnish men. *Circulation*, v. 86, p. 803 - 811, 1992.

SAMECKA-CYMERMAN, A; KEMPERS, A. J. Heavy Metals in Aquatic Macrophytes from Two Small Rivers Polluted by Urban, Agricultural and Textile Industry Sewages SW Poland, *Arch. Environmental. Contamination and Toxicology*, v. 53, p. 198 – 206, 2007.

SANT'ANNA, C. L.; AZEVEDO, M. T. P. Contribution to the knowledge of potentially toxic Cyanobacteria from Brazil. *Nova Hedwigia*, v. 71, p. 359 - 85, 2000.

SANTOS, A. R. dos. *Caracterização morfológica, hidrológica e ambiental da bacia hidrográfica do rio Turvo Sujo, micro região de Viçosa, MG*. 2001. 125 f. Tese (Tese de Doutorado em Engenharia Agrícola) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2001.

SANTOS, I.; FILL, H. D.; SUGAI, M. R. V. B.; BUBA, H.; KISHI, R. T.; MARONE, E.; LAUTERT, L. F. *Hidrometria Aplicada*. Curitiba: Instituto de Tecnologia para o Desenvolvimento, 2001. 372 p.

SANTOS, M. de L. S.; MUNIZ, K.; FEITOSA, F. A. do N.; BARROS NETO, B. de. Estudo das diferentes formas de fósforo nas águas da plataforma continental do Amazonas. *Química Nova*, v. 30, n. 3, p. 569 – 573, 2007.

SCHÄFER, A. *Fundamentos da Ecologia e Biogeografia das Águas Continentais*. Porto Alegre: Editora da UFGS, 1985. 532 p.

SCHUARTSMAN, S. Intoxicações agudas. 3 ed. São Paulo: Sanvier, 1985. 500 p.

SHARPLEY, A. N.; McDOWELL, R. W.; KLEINMAN, P. J. A. Phosphorus loss from land and water: Integrating agricultural and environmental management, *Plant and soil*, v. 237, p. 287 - 307, 2001.

SERRANO, M. I. P. *Mineralização, absorção e lixiviação de nitrogênio em povoamentos de Eucalyptus grands sob cultivo mínimo e intensivo do solo*. 1997. 86 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) - Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Piracicaba, 1997.

SEWELL, G. H. *Administração e controle de qualidade ambiental*. São Paulo: E. P. U. EDUSP, CETESB, 1978. 295 p.

SHEN, Z. G., LI, X. D., WANG, C. C., CHEN, H. M.; CHUA, H. Lead phytoextraction from contaminated soil with high-biomass plant species. *Journal Environmental Quality*, v. 31, p.1893 - 1900, 2002.

SIGLEO, A. C.; FRICK, W. E. Seasonal variations in river discharge and nutrient export to a Northeastern Pacific estuary. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, v. 73, p. 368 - 378, 2007.

SILVA, D. D.; PRUSKI, F. F. *Gestão de recursos hídricos: Aspectos legais, econômicos, administrativos e sociais*. Porto alegre: Associação Brasileira de Recursos Hídricos, 2000. 659 p.

SILVA, H. L. G. *Modelagem bidimensional do fósforo com vistas a gestão de bacias hidrográficas - estudo de caso: Reservatório de Fiú, Paraná*. 2006. 113 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental), Universidade Federal do Paraná, Paraná, 2006.

SILVA, J. G. O Emprego Rural e a Mercantilização do Espaço Agrário. *São Paulo em Perspectiva*, v. 11, n. 2, p. 50 - 64, 1997.

SILVA, E. A. Estudo da remoção de íons Cromo (III) e Cobre (II) em colunas de leito fixo pela alga marinha *Sargassum* sp. 2001. 165 f. Tese (Doutorado em Engenharia Química) - Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2001.

SILVA, M. A. L.; CALASANS, C. F.; OVALLE, A. R. C.; REZENDE, C. E. Dissolved Nitrogen and Phosphorus Dynamics in the Lower Portion of the Paraíba do Sul River, Campos dos Goytacazes, RJ, Brazil. *Brazilian Archives of Biology And Technology*, v. 44, n. 4, p. 365 – 371, 2001.

SILVA, S. R. F. A.; SAVI, M. A. Análise da dinâmica da eutrofização de corpos d'água a partir de um modelo matemático. In CONGRESSO NACIONAL DE ENGENHARIA MECANICA, 2, 2002, João Pessoa. *Anais...* João Pessoa, 2002.

SIQUEIRA, E. M. de A.; ALMEIDA, S. G. de; ARRUDA, S. Papel adverso do ferro no organismo, *Comunicação em Ciências da Saúde*, v. 17, n. 3, p. 229 - 236, 2006.

SMAHA, N.; GOBBI, M. F. Implementação de um modelo para simular a eutrofização do reservatório do Passaúna-Curitiba- PR, *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, v. 8, n. 3, p. 59 - 69, 2003.

SMITH, M. A., HARRIS P. L. R., SAYRE L. M., PERRY G. Iron accumulation in Alzheimer disease is a source of redox-generated free radicals. *Proceedings of the National Academy of Sciences USA*. V. 94, p. 9866 - 9868, 1997.

SMITH, V. H., TILMAN, G. D.; NEKOLA, J. C. Eutrophication: Impacts of Excess Nutrient Inputs on Freshwater, Marine, and Terrestrial Ecosystems, *Environmental Pollution*, v. 100, p. 179 - 196, 1999.

SOLOMONS, W.; FÖRSTNER, U. 1984. *Metals in the Hydrocycle*. Berlim: Springer - Verlag, 1984. 349 p.

SOUZA, D. A. *Bacia do Ribeirão e Represa do Lobo: Bases Ecológicas para o Planejamento Regional, Manejo e Conservação*. 1993. 158f. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) - Universidade de São Paulo, São Paulo, 1993.

SOUZA, H. N. A saúde dos lagos da UFV. 1999. 64 f. Monografia (Graduação em Engenharia Florestal) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 1999.

STACCIARINI, R. *Avaliação da qualidade dos recursos hídricos junto ao Município de Paulínia, Estado de São Paulo, Brasil*. 2002. 214 f. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola) - Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2002.

STREETER, H. W.; PHELPS, E. B. A study of the pollution and natural purification of the Ohio River, U.S. *Public Health Service Bulletin* , n. 146, 1925.

STREIT, N. M.; CANTERLE, L. P.; CANTO, M. W do; HECKTHEUER, L. H. H. As clorofilas. *Ciência Rural*, v. 35, n. 3, p. 748 - 755. 2005.

STUTTER, M. I.; LANGAN, S. J.; COOPER, R. J. Spatial and temporal dynamics of stream water particulate and dissolved N, P and C forms along a catchment transect, NE Scotland. *Journal of Hydrology*, v. 350, p.187 - 202. 2008.

SUSSULINE, A.; ARRUDA, M. A. Z. Determinação de cromo (VI) por espectrometria de absorção atômica com chama após a extração e pré concentração no ponto nuvem. *Eclética Química*, v. 31, n. 1, p. 73 - 80, 2006.

SVENDSON, L. M.; KRONVANG, B.; KRISTENSEN, P.; GRAESOL, P. Dynamics of phosphorus-compounds in a lowland river system – importance of retention and nonpoint sources, *Hydrological Processes* , v. 9, p. 119 - 142, 1995.

TAKAMATSU, A. A. *Avaliação da biolixiviação de metais pesados por bactérias do gênero Thiobacillus em lodos biológicos para utilização agrícola como fertilizante*. 1995, 94 f. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo) - Universidade Federal do Paraná, Paraná, 1995.

THOMAZ, S. M.; ROBERTO, M. C. & BINI, L. M. Caracterização limnológica dos ambientes aquáticos e influência dos níveis fluviométricos. In: VAZZOLER, A. E. A. M.; AGOSTINHO, A. A.; HAHN, N. S. *A planície de inundação do alto rio Paraná: aspectos físicos e biológicos e socioeconômicos*. Maringá: Eduem, 1997, p. 73 - 102.

THONON, I., MIDDELKOOP, H., VAN DER PERK, M. The impact of river rehabilitation, climate and land-use change on the deposition of sediment and heavy metals on floodplains. *Nederlandse Geografische Studies*, v. 337, p. 129 - 149. 2006.

TOLEDO Jr., A. P. *Informe preliminar sobre os estudos para a obtenção de um índice para avaliação do estado trófico de reservatórios de regiões quentes tropicais*. São Paulo: CETESB, 1990. 12p. (Relatório Interno Cetesb).

TOLEDO Jr., A. P.; TALARICO, M.; CHINEZ, S. J.; AGUDO, E. G. A. A aplicação de modelos simplificados para a avaliação de processo da eutrofização em lagos e reservatórios tropicais, In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA, 12., 1983, Camboriú. *Anais...* Camboriú, 1983.

TRINDER, D.; FOX, C.; VAUTIER, G.; OLYNYK, J. K. Molecular pathogenesis of iron overload, *Gut*, v. 51, p. 290 – 295, 2002.

TUCCI, C. E. M. *Modelos hidrológicos*. Porto Alegre: Editora da UFRGS, 1998. 669 p.

TUNDISI, J. G. Tipologia de Represas do Estado de São Paulo, In : Reunião sobre Ecologia e Proteção de Águas Continentais, 1981, São Paulo. *Anais...*São Paulo, 1981.

TUOMAINEN TP, PUNNONEN K, NYSSONEN K, SALONEN J. Association between body iron stores and the risk of acute myocardial infarction in men. *Circulation*, v. 97, p. 1461 - 1466, 1998.

UNEP-IETC. *Planejamento e Gerenciamento de Lagos e Represas: Uma Abordagem Integrada ao Problema de Eutrofização*. São Carlos: RiMa, 2001. 385 p.

USEPA (United States Environmental Protection Agency). *Volunteer stream monitoring: a methods manual*, 1997. Disponível em: <<http://www.epa.gov/volunteer/stream/stream.pdf>>. Acesso em: 15 de fevereiro de 2008.

VAN NIEUWENHUISE, E. E.; JONES, J. R. Phosphorus-chlorophyll relationship in temperate streams and its variation with stream catchment área, *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, v. 53, p. 99 - 105, 1996.

VAN NOSTRAND (ed.). *International Encyclopedia of Chemical Science*, Princeton, New Jersey: van Nostrand, 1964. 1331 p.

VANZELA, L. S. *Qualidade de água para a irrigação na microbacia do córrego três barras no município de Marinópolis, SP*. 2004. 91 f. Dissertação (Mestrado em Agronomia) - Universidade Estadual de São Paulo, Ilha Solteira, 2004.

VINATEA, A. L. *Princípios químicos da qualidade da água em aquicultura*. Florianópolis: Editora da UFSC, 1997. 166 p.

VOLLENWEIDER, R. A (Ed). A manual of methods for measuring primary production in aquatic environments. *Limnology and Oceanography*, v. 15, n. 1, p. 168 - 169, 1970.

VOLLENWEIDER, R. A. *Scientific fundamentals of the eutrophication of lakes and flowing waters with particular reference to nitrogen and phosphorus as factors in eutrophication*. Paris: OECD, 1968. 192 p.

VON ELBE J. H. Colorantes. In: FENNEMA, O. W. *Química de los alimentos*. 2. ed. Zaragoza : Wisconsin - Madison, 2000. p.782 - 799.

VON SPERLING, M. *Introdução à qualidades das águas e ao tratamento de esgotos*, Belo Horizonte: DESA, 1996. 243 p.

WETZEL, R. G. *Limnologia*. Lisboa: Fundação Calouste Gulbenkian, 1993. 919 p.

WETZEL, R. G. *Limnology - Lake and river ecosystems*. 3. ed. San Diego: Academic press, 2001. 1006 p

YANG, Y.; HE, Z.; LIN, Y.; PHILIPS, E. J.; YANG, J. CHEN, G.; STOFFELLA, P. J.; POWELL, C. A. Temporal and spatial variations of nutrients in the Ten Mile Creek of South Florida, USA and effects on phytoplankton biomass, *Journal of Environmental Monitoring*, v. 10, p. 508 - 516, 2008.

YANG, J. E.; SKOGLEY, E. O.; SCHAFF, B. E.; KIM, J. J. A simple spectrophotometric determination of nitrate in water, resin and soil extracts. *Soil Science Society American Journal*, v. 62, p. 1108 - 1115, 1998.