

**UNIVERSIDADE ESTADUAL DE MARINGÁ  
CENTRO DE TECNOLOGIA  
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA QUÍMICA  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA QUÍMICA**

**MONITORAMENTO DA QUALIDADE DA ÁGUA DA BACIA  
HIDROGRÁFICA DO RIBEIRÃO MARINGÁ**

Rosane Freire  
Orientadora: Prof<sup>a</sup> Dra. Célia Regina Granhen Tavares

Dissertação de Mestrado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Química, da Universidade Estadual de Maringá, como um dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Engenharia Química, área de Desenvolvimento de Processos (linha de pesquisa: Gestão, Controle Preservação Ambiental).

MARINGÁ – PR - Brasil

Janeiro de 2010

Dados Internacionais de Catalogação-na-Publicação (CIP)  
(Biblioteca Central - UEM, Maringá – PR., Brasil)

F866m Freire, Rosane  
Monitoramento da qualidade da água da bacia hidrográfica do ribeirão Maringá / Rosane Freire. -- Maringá, 2010.  
xxiii, 175 f. : figs., tabs.

Orientador : Prof. Dr. Célia Regina Granhen Tavares.  
Dissertação (mestrado) - Universidade Estadual de Maringá, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Química, 2010.

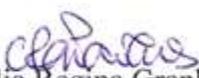
1. Água - Monitoramento da qualidade - Bacia hidrográfica do ribeirão Maringá. 2. Qualidade de água - Bacia hidrográfica do ribeirão Maringá. 3. Autodepuração - Bacia hidrográfica do ribeirão Maringá. 4. Poluição hídrica - Bacia hidrográfica do ribeirão Maringá. 5. Modelagem matemática QUAL2E. 6. Compostos químicos tóxicos. I. Célia Regina Granhen, Tavares, orient. II. Universidade Estadual de Maringá. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Química. III. Título.

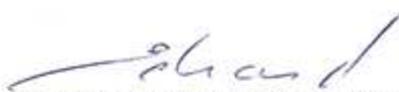
CDD 21.ed. 628.112098162

**UNIVERSIDADE ESTADUAL DE MARINGÁ**  
**CENTRO DE TECNOLOGIA**  
**DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA QUÍMICA**  
**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA QUÍMICA**

Esta é a versão da Dissertação de Mestrado apresentada por Rosane Freire perante a Comissão Julgadora do Curso de Pós-Graduação em Engenharia Química em 26 de Janeiro de 2010.

**COMISSÃO JULGADORA**

  
Prof<sup>ª</sup> Dr<sup>ª</sup> Célia Regina Granhen Tavares  
Orientadora

  
Prof. Dr. Edvard Elias de Souza Filho  
Membro

  
Prof. Dr. Paulo Fernando Soares  
Membro

*Aos meus pais, José Valter e Nilda.*

## AGRADECIMENTOS

Agradeço a Deus pela constante presença, por sempre guiar meus passos e ter me proporcionando sabedoria, saúde e força, tornando possível a realização das minhas conquistas.

Aos meus pais, José Valter e Nilda, pelo amor incondicional, carinho e confiança que sempre me dedicaram, motivando-me e apoiando-me em todas as decisões tomadas em minha vida.

Ao meu irmão, Rodrigo, pelo amor, carinho, ajuda, paciência, apoio e críticas que muito me ajudaram em todos os momentos.

Ao meu namorado, Welliton, pelo amor, carinho, companheirismo, incentivo e compreensão dedicados a mim durante esses anos.

À minha orientadora, Prof<sup>ª</sup> Célia, pela oportunidade, amizade, confiança, sugestões, críticas e pela enorme paciência que muito contribuíram para a conclusão desta dissertação e ajudaram no meu crescimento acadêmico.

À Roselene, pelo apoio, pela ajuda em campo e no laboratório, pelas dúvidas, tempo e aprendizado compartilhado, pelo carinho, pelas risadas e principalmente pela amizade.

Ao Fabrício e à Cássia, meus braços fortes no campo e no laboratório, agradeço pela amizade, dedicação, disposição e por compartilhar comigo todas as dificuldades na operacionalização deste projeto.

À Fabiana, amiga querida, pela ajuda nas análises, pelas atrapalhadas nas análises, pelos conselhos, consideração, e carinho.

Aos queridos amigos de muito estudo, trabalho e muitas risadas Mila, Fran Girardi, Fran Turbiani, Paulo, Thiago, Daiane, Indianara, Rodrigo, Valquíria, Cíntia, Carol, Marafsa, Willians, Plínio e Juliana.

Agradeço, em especial, à Deh e à Katita, amigas companheiras de ontem, de hoje e de sempre.

Aos amigos funcionários, Elenice, Oswaldo, Luizinho, Marilza, Robson e o “pessoal da garagem” por todo o apoio e dedicação.

Aos professores “da casa” Mauro, Nehemias, Pedro, Maria Angélica, Edmilson, Eneida, Silvia, Roberta e as professoras de longa data Maria Cristina e Renata, que compartilhando seus conhecimentos, deixaram marcas neste trabalho.

À SANEPAR, em especial ao engenheiro Gilberto Tomazella, pela atenção e pela concessão de dados, fundamentais para conclusão desta pesquisa.

À SUDERHSA, atual Instituto das Águas do Paraná, pelos dados concedidos.

Ao Departamento de Engenharia Química pelo espaço físico e funcionários que de alguma maneira também contribuíram para a conclusão desta dissertação.

À CAPES e ao CNPq-CT-HIDRO pelo apoio financeiro.

*Nunca o homem inventará nada mais simples nem mais belo do que uma manifestação da natureza. Dada a causa, a natureza produz o efeito no modo mais breve em que pode ser produzido.*

***Leonardo da Vinci***

# **MONITORAMENTO DA QUALIDADE DA ÁGUA DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIBEIRÃO MARINGÁ**

**AUTORA: ROSANE FREIRE**

**ORIENTADORA: CÉLIA REGINA GRANHEN TAVARES**

Dissertação de Mestrado; Programa de Pós-Graduação em Engenharia Química; Universidade Estadual de Maringá; Av. Colombo, 5790, Bl. E-46; CEP: 87020-900 Maringá-PR, Brasil, defendida em 26 de janeiro de 2010. 198p.

## **RESUMO**

Este estudo teve por objetivo monitorar a qualidade das águas da bacia do ribeirão Maringá, localizada em Maringá – PR, visando ao diagnóstico dos pontos mais críticos de poluição hídrica, principalmente aqueles originários do lançamento de efluentes urbanos e do escoamento superficial do solo agrícola.

Para isso, foram definidos dez pontos de monitoramento de alguns parâmetros físicos, químicos e biológicos de qualidade de água, compreendendo desde as principais nascentes do ribeirão até sua foz, no rio Pirapó - PR, com pontos amostrais antes e depois desta confluência. Além disso, foram estabelecidos quatro postos fluviométricos para obtenção de dados hidráulicos.

A coleta das amostras foi realizada no período de setembro/2008 a dezembro/2009. A qualidade da água foi avaliada por comparação com os padrões estabelecidos na Resolução CONAMA nº 357/2005. Para avaliar o impacto causado pelo lançamento de efluentes urbanos foi aplicada a modelagem matemática QUAL2E, interface QUAL2R, na determinação da capacidade de autodepuração do ribeirão Maringá.

Os resultados obtidos com o monitoramento demonstraram que, por muitas vezes, o ribeirão apresentou características físicas, químicas e biológicas que permitiriam enquadrá-lo como classe 3. Os trechos mais críticos de poluição hídrica no ribeirão Maringá tinham início na entrada das águas do córrego Mandacará, estendendo-se até sua foz.

Os parâmetros que apresentaram, com maior frequência, concentrações acima do estabelecido pela resolução foram o nitrogênio amoniacal total, o nitrito, o fósforo total, o oxigênio dissolvido, a demanda bioquímica de oxigênio, os coliformes termotolerantes e os metais: Al, Cd, Pb, Cu, Cr, Mn, Zn.

No caso dos metais, uma das fontes destes elementos na bacia está na utilização de suplementos e defensivos agrícolas nas áreas rurais que, em época de chuvas, são transportados para o leito dos cursos d'água por meio do escoamento superficial.

Quanto aos parâmetros orgânicos, a modelagem matemática mostrou que devido às características do efluente gerado pela estação de tratamento de esgotos (ETE), bem como das características hidráulicas do ribeirão Maringá, este corpo d'água não consegue assimilar totalmente a carga poluidora lançada.

Dessa forma, conclui-se, que o ecossistema aquático da bacia do ribeirão Maringá está seriamente comprometido e a grande preocupação gerada com os resultados obtidos nesta pesquisa volta-se para o rio Pirapó.

## **MONITORING OF WATER QUALITY OF MARINGÁ STREAM'S BASIN**

**AUTHOR: ROSANE FREIRE**

**SUPERVISOR: CÉLIA REGINA GRANHEN TAVARES**

Master's Thesis; Chemical Engineering Post-Graduate Program; State University of Maringá; 5790, Colombo Avenue, BL E46-09; CEP: 87020-900 – Maringá – PR, Brazil, presented on 26 January 2010. 198p.

### **ABSTRACT**

The aim of this work was monitor the water quality in Maringá stream basin, located at Maringá-PR, in order to make a diagnosis of critical points of water polluting, especially, those derived from discharge of one of the domestic sewage station of treatment and those derived from superficial water flow over farmlands.

For this purpose, ten sampling points had been established, located along the basin from its source to its mouth (Pirapó River-PR), with sampling points before and after this confluence. Besides, to obtain hydraulic parameters of this watercourse, had been established four fluvial points at Maringá stream.

The sampling had been done from September/2008 to December 2009. The water quality had been evaluated in comparison to the standards established in the CONAMA Resolution nº 357/2005. To evaluate the impact caused by domestic sewage discharges in Maringá stream, had been applied the QUAL2E mathematic model, with QUAL2R interface, to determinate its autodepuration capacity

The results had pointed out that the characteristics physics, chemicals and biologics obtained in this research to Maringá stream, allowed to reducing its rank to class 3. The critical points of water polluting started with the input of Mandacarú streams, extending until its mouth.

The parameters that frequently demonstrated concentrations in disagreement with Brazilian Water Quality Legislation (CONAMA 357/2005) were total ammoniacal nitrogen, nitrites, total phosphorus, dissolved oxygen, biochemical oxygen demand, thermal tolerant coliforms, and the metals: Al, Cd, Pb, Cu, Cr, Mn, Zn.

One source of these metals at this basin may be in the use of agrochemicals that, in the rain period, are transported through channel by superficial soil running.

About the organic parameters, the mathematic model indicated that, due to effluents characteristics discharged by one of the domestic sewage station of treatment, as well as, the Maringá stream hydraulics characteristics, this watercourse cannot assimilate totally the polluting charge launched.

Thus, it's possible to presume that the Maringá stream basin aquatic ecosystems are seriously damaged and the major preoccupation in this moment turns on to Pirapó River.

## ÍNDICE

<b>LISTA DE FIGURAS</b>	<b>XIV</b>
<b>LISTA DE TABELAS</b>	<b>XVIII</b>
<b>LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS</b>	<b>XX</b>
<b>LISTA DE SÍMBOLOS</b>	<b>XXI</b>
<b>CAPÍTULO 1</b>	<b>1</b>
<b>1 INTRODUÇÃO</b>	<b>1</b>
1.1 Justificativa.....	3
1.2 Objetivos .....	5
1.2.1 Objetivo Geral .....	5
1.2.2 Objetivos Específicos.....	5
<b>CAPÍTULO 2</b>	<b>7</b>
<b>2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA</b>	<b>7</b>
2.1 Água: Disponibilidade, Usos e Deterioração.....	7
2.2 Legislação e Gerenciamento de Recursos Hídricos.....	8
2.3 Bacia Hidrográfica: Aspectos Gerais .....	13
2.4 Monitoramento da Qualidade da Água de Bacias Hidrográficas .....	15
2.5 Avaliação da Qualidade da Água.....	17
2.5.1 Condições e Parâmetros de Qualidade .....	18
2.5.2 Padrões de Qualidade .....	40
2.6 Autodepuração .....	41
2.6.1 Modelagem Matemática .....	45
<b>CAPÍTULO 3</b>	<b>51</b>
<b>3 DESCRIÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO</b>	<b>51</b>
<b>CAPÍTULO 4</b>	<b>58</b>
<b>4 MATERIAIS E MÉTODOS</b>	<b>58</b>
4.1 Localização dos Pontos de Monitoramento Qualitativo e Fluviométrico.....	58

<b>4.2</b>	<b>Período de Amostragem.....</b>	<b>60</b>
<b>4.3</b>	<b>Dados de Precipitação.....</b>	<b>60</b>
<b>4.4</b>	<b>Dados Hidráulicos.....</b>	<b>60</b>
4.4.1	Determinação da Vazão Incremental Linear.....	61
<b>4.5</b>	<b>Metodologia de Coleta de Amostras.....</b>	<b>62</b>
4.5.1	Determinação dos Parâmetros Físico-Químicos.....	64
4.5.2	Parâmetros Biológicos.....	66
<b>4.6</b>	<b>Modelagem Matemática.....</b>	<b>66</b>
4.6.1	Variáveis de Entrada do Modelo QUAL2E.....	66
4.6.2	Variáveis de Entrada do Modelo Streeter e Phelps.....	73
 <b>CAPÍTULO 5</b>		 <b>76</b>
<b>5</b>	<b>RESULTADOS E DISCUSSÃO</b>	<b>76</b>
<b>5.1</b>	<b>Precipitação pluviométrica.....</b>	<b>76</b>
<b>5.2</b>	<b>Caracterização Hidráulica do Ribeirão Maringá e do Rio Pirapó.....</b>	<b>78</b>
5.2.1	Vazão Incremental Linear.....	84
<b>5.3</b>	<b>Caracterização da Qualidade das Águas do Ribeirão Maringá.....</b>	<b>85</b>
5.3.1	Temperatura da Água.....	86
5.3.2	pH.....	87
5.3.3	Turbidez.....	87
5.3.4	Condutividade.....	89
5.3.5	Sólidos.....	90
5.3.6	Compostos Nitrogenados.....	92
5.3.7	Fósforo Total.....	96
5.3.8	Oxigênio Dissolvido.....	98
5.3.9	Demanda Bioquímica de Oxigênio.....	99
5.3.10	Demanda Química de Oxigênio.....	102
5.3.11	Coliformes Termotolerantes.....	104
5.3.12	Metais.....	106
5.3.13	Glifosato.....	119
<b>5.4</b>	<b>Avaliação da Autodepuração.....</b>	<b>120</b>
5.4.1	Calibração dos Coeficientes de Entrada do QUAL2E.....	120
5.4.2	Variáveis de Entrada do Modelo Streeter e Phelps.....	125
5.4.3	Capacidade de Depuração do Ribeirão Maringá e a Influência de suas Águas sobre o Rio Pirapó.....	125
 <b>CAPÍTULO 6</b>		 <b>130</b>
<b>6</b>	<b>CONCLUSÃO E SUGESTÕES</b>	<b>130</b>
 <b>REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS</b>		 <b>134</b>

<b>ANEXOS</b>	<b>145</b>
<b>ANEXO A</b> .....	<b>146</b>
<b>ANEXO B</b> .....	<b>147</b>
<b>ANEXO C</b> .....	<b>149</b>
<b>ANEXO D</b> .....	<b>150</b>
<b>ANEXO E</b> .....	<b>151</b>
<b>ANEXO F</b> .....	<b>153</b>
<b>ANEXO G</b> .....	<b>154</b>
<b>ANEXO H</b> .....	<b>155</b>
<b>ANEXO I</b> .....	<b>156</b>
<b>ANEXO J</b> .....	<b>157</b>
<b>ANEXO K</b> .....	<b>161</b>
<b>ANEXO L</b> .....	<b>166</b>
<b>ANEXO M</b> .....	<b>168</b>
<b>ANEXO N</b> .....	<b>170</b>
<b>ANEXO O</b> .....	<b>172</b>
<b>ANEXO P</b> .....	<b>174</b>

## LISTA DE FIGURAS

Figura 2.1 - Modelo de gestão de recursos hídricos do Estado do Paraná.....	11
Figura 2.2 - Unidades hidrográficas de gerenciamento de recursos hídricos do Estado do Paraná. Destaque para os comitês de bacias já implantados. Fonte: SOARES et al., 2007.....	12
Figura 2.3 - Fenômenos integrantes no balanço do oxigênio dissolvido (VON SPERLING, 2007). .....	43
Figura 3.1 - Localização da bacia do ribeirão Maringá (Adaptado de ALVES, 2006 e SALA, 2005).....	52
Figura 3.2 - Ordenamento dos canais da bacia do ribeirão Maringá (BORSATO E MARTONI, 2004).....	53
Figura 3.3 - Uso e ocupação do solo da bacia hidrográfica do ribeirão Maringá (MELLO, 2009). .....	55
Figura 3.4 - Avanço da área urbana do município de Maringá em direção à bacia do ribeirão Maringá (SCHNEIDER, 2009).....	56
Figura 4.1 - Localização dos pontos de coleta. ....	59
Figura 4.2 - Perfil longitudinal do ribeirão Maringá.....	67
Figura 5.1 - Média histórica de precipitação em Maringá (1996 a 2009).....	76
Figura 5.2 - Precipitação mensal durante o período de estudo .....	77
Figura 5.3 - Dados hidráulicos do ribeirão Maringá – FLUV 1, FLUV 2, FLUV 5 e FLUV 7: a) Velocidade média do curso d’água ( $m s^{-1}$ ); b) Profundidade média do	

leito (m); c) Largura do leito (m); d) Área de escoamento (m <sup>2</sup> ), e) Vazão do curso d'água (m <sup>3</sup> s <sup>-1</sup> ). .....	79
Figura 5.4 - Dados hidráulicos do rio Pirapó – FLUV 9: a) Velocidade média do curso d'água (m s <sup>-1</sup> ); b) Profundidade média do leito (m); c) Largura do leito (m); d) Área de escoamento (m <sup>2</sup> ), e) Vazão do curso d'água (m <sup>3</sup> s <sup>-1</sup> ). .....	80
Figura 5.5 - Córrego Mandacarú – FLUV 1 (a) e córrego Romeira – FLUV 2 (b)...	82
Figura 5.6 - Ribeirão Maringá. (a) FLUV 5 e (b) FLUV 7.....	83
Figura 5.7 - - Rio Pirapó em um período de chuva (a) e estiagem (b).....	84
Figura 5.8 - Perfil da vazão (m <sup>3</sup> s <sup>-1</sup> ) ao longo do curso do ribeirão Maringá (a) e sua influência sobre o rio Pirapó (b).....	85
Figura 5.9 - Variação da temperatura da água. ....	86
Figura 5.10 - Variação do pH.....	87
Figura 5.11 - Variação da turbidez.....	88
Figura 5.12 - Variação da condutividade elétrica da água. ....	89
Figura 5.13 - Variação das concentrações de sólidos totais (a, b), sólidos totais filtráveis ou suspensos (c, d), e sólidos totais não filtráveis ou dissolvidos (e, f) para o ribeirão Maringá e para o rio Pirapó. ....	91
Figura 5.14 - Carga de sólidos suspensos (kg d <sup>-1</sup> ) que são carregados pelos corpos d'água estudados no período de estudo.....	92
Figura 5.15 - Variação da concentração de nitrogênio amoniacal total (mg L <sup>-1</sup> ). ....	94
Figura 5.16 - Variação da concentração de nitrato. ....	96

Figura 5.17 - Variação da concentração de fósforo total. ....	97
Figura 5.18 - Variação da concentração de demanda bioquímica de oxigênio.....	101
Figura 5.19 - Variação da concentração de demanda química de oxigênio.....	103
Figura 5.20 – Variação da concentração de coliformes termotolerantes. ....	106
Figura 5.21 - Variação da concentração de alumínio.....	107
Figura 5.22 - Variação da concentração de bário.....	108
Figura 5.23 - Variação da concentração de cádmio. ....	109
Figura 5.24 -Variação da concentração de cálcio .....	110
Figura 5.25 - Variação da concentração de chumbo.....	111
Figura 5.26 - Variação da concentração do cobalto.....	112
Figura 5.27 - Variação da concentração de cobre.....	113
Figura 5.28 - Variação da concentração de cromo.....	114
Figura 5.29 - Variação da concentração de ferro.....	115
Figura 5.30 - Variação da concentração de manganês.....	116
Figura 5.31 - Variação da concentração de níquel.....	117
Figura 5.32 - Variação da concentração de sódio.....	118
Figura 5.33 - Variação da concentração de zinco.....	119

Figura 5.34 - Oxigênio dissolvido calibrado no Box-Plot. .... 124

Figura 5.35 - Perfil de OD e DBO<sub>5</sub> do ribeirão Maringá modelado pelo QUAL2E: a) outubro de 2008; b) dezembro de 2008; c) fevereiro de 2009; d) abril de 2009; e) maio de 2009; f) agosto de 2009. .... 126

Figura 5.36 - Perfil de OD e DBO<sub>5</sub> do rio Pirapó após receber as águas do ribeirão Maringá modelado por Streeter e Phelps: a) outubro de 2008; b) dezembro de 2008; c) fevereiro de 2009; d) abril de 2009; e) maio de 2009; f) agosto de 2009. .... 127

**LISTA DE TABELAS**

Tabela 4.1 - Distância média entre os pontos de monitoramento de qualidade da água. ....	58
Tabela 4.2 - Valores típicos de $k_1$ (base e, 20°C).....	69
Tabela 4.3 - Valores típicos de $k_3$ (base e, 20°C).....	70
Tabela 4.4 - – Valores do coeficiente de demanda bentônica - $k_{4,20}$ ( $\text{g m}^{-2}\text{d}^{-1}$ ) para diferentes tipos de fundo de rio.....	70
Tabela 4.5 - Equações para estimativa de $k_2$ , segundo Melching e Flores. ....	71
Tabela 4.6 - Concentração de saturação de oxigênio ( $\text{mg L}^{-1}$ ) em água limpa.....	73
Tabela 3.1 – Ocorrência de precipitação pluviométrica (mm) no momento e nos dias que antecederam as medições hidráulicas.....	78
Tabela 3.2 - Ocorrência de precipitação pluviométrica (mm) no momento e nos dias que antecederam as coletas de amostras. ....	78
Tabela 3.3 - Vazão ( $\text{m}^3\text{s}^{-1}$ ) para os pontos de monitoramento. ....	84
Tabela 3.4 - Concentração de nitrogênio amoniacal total ( $\text{mg L}^{-1}$ ). ....	92
Tabela 3.5 - Variação da concentração de nitrito ( $\text{mg L}^{-1}$ ) .....	95
Tabela 3.6 - Variação da concentração de oxigênio dissolvido ( $\text{mg L}^{-1}$ ).....	98
Tabela 3.7 - Variação da concentração de demanda bioquímica de oxigênio .....	99
Tabela 3.8 - Variação da concentração de coliformes termotolerantes. ....	104

Tabela 3.9 – Variação da concentração de glifosato ( $\text{mg L}^{-1}$ ) .....	119
Tabela 3.10 – Estimativa dos coeficientes de entrada utilizados no modelo QUAL2E. .....	121
Tabela 3.11 - Estimativa das variáveis de entrada utilizados no modelo Streeter e Phelps. ....	125
Tabela A.1– Precipitação Mensal .....	146
Tabela B.1 - Dados Hidráulicos do rio Pirapó .....	147

## LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ANA	Agência Nacional de Águas
CBH	Comitês de Bacias Hidrográficas
CERH	Conselho Estadual de Recursos Hídricos
CETESB	Companhia Ambiental do Estado de São Paulo
COMCAP	Complexos de Centrais de Apoio a Pesquisa
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio
DQO	Demanda Química de Oxigênio
ETE	Estação de Tratamento de Esgotos
IAP	Instituto Ambiental do Paraná
LGPCA	Laboratório de Gestão, Preservação e Controle Ambiental
NTU	Unidade Nefelométrica
OD	Oxigênio Dissolvido
OMS	Organização Mundial da Saúde
PET	Polietileno Tereftalato
QUAL2E	Sistema de Modelagem de Qualidade de Água
SANEPAR	Companhia de Saneamento do Paraná
SEMA	Secretaria de Estado do Meio Ambiente e Recursos Hídricos
SUDERHSA	Superintendência de Desenvolvimento dos Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental
UEM	Universidade Estadual de Maringá
UFC	Unidade Formadora de Colônia
UHGRH	Unidades Hidrográficas de Gerenciamento de Recursos Hídricos
US.EPA	United States Environmental Protection Agency

## LISTA DE SÍMBOLOS

A	concentração de biomassa algal
$A_x$	área da seção transversal
Al	alumínio
$\alpha_3$	taxa de oxigênio produzido por fotossíntese por unidade de alga
$\alpha_4$	taxa de remoção de oxigênio por unidade de respiração algal
$\alpha_5$	taxa de remoção de oxigênio por unidade de oxidação de amônia
$\alpha_6$	taxa de remoção de oxigênio por oxidação de nitrito
B	largura do rio
Ba	bário
$\beta_1$	coeficiente cinético da oxidação de amônia
$\beta_2$	coeficiente cinético da oxidação de nitrito
C	concentração do constituinte
$C_o$	concentração de oxigênio dissolvido
$C_s$	concentração de saturação de oxigênio dissolvido na água
$C_t$	concentração de oxigênio ao longo do tempo
Ca	cálcio
Cd	cádmio
Co	cobalto
Cr	cromo
Cu	cobre
°C	grau Celsius
D	distância entre os dois postos fluviométricos
$D_L$	coeficiente de dispersão longitudinal
$D_0$	déficit inicial de oxigênio dissolvido no curso de água
$DBO_e$	demanda bioquímica de oxigênio do efluente
$DBO_r$	demanda bioquímica de oxigênio do rio
$DBO_5$	demanda bioquímica de oxigênio após cinco dias
d	dia
$d_n$	comprimento do seguimento
G	aceleração da gravidade
g	grama

Fe	ferro
H	profundidade do curso d'água
i	declividade do rio
$K_T$	constante para transformação da $DBO_5$ a $DBO_{\text{última}}$
$k_1$	coeficiente de desoxigenação
$k_2$	coeficiente de reoxigenação ou reaeração
$k_3$	coeficiente de desoxigenação por sedimentação
$k_4$	coeficiente cinético da demanda bentônica do oxigênio
kg	quilograma
L	demanda bioquímica última de oxigênio
$L_0$	demanda bioquímica remanescente, no ponto de lançamento
l	litro
M	massa
Mn	manganês
m	metro
mg	miligrama
$\mu\text{m}$	micrograma
$\mu\text{S}$	microsiemens
$N_1$	concentração de amônia
$N_2$	concentração de nitrito
Na	sódio
Ni	níquel
n	segmento do rio
$OD_e$	oxigênio dissolvido do efluente
$OD_r$	oxigênio dissolvido do rio
Pb	chumbo
Q	vazão
$Q_e$	vazão do efluente
$Q_i$	vazão incremental linear
$Q_n$	vazão do seguimento n
$Q_{n-1}$	vazão do seguimento n-1
$Q_r$	vazão do rio
$\rho$	taxa de respiração algal

$S_0$	fonte ou sumidouro externo
s	segundo
t	tempo
$\theta$	coeficiente de temperatura
u	taxa de crescimento de algas
v	velocidade do rio
$v^*$	velocidade de cisalhamento
Zn	zinco

## CAPÍTULO 1

### 1 INTRODUÇÃO

A importância da água para a vida é inegável. Todos os organismos precisam de água para sobreviver e a sua disponibilidade é um dos fatores mais importantes na estruturação dos ecossistemas. Neste aspecto, disponibilidade de água significa que ela deve estar presente tanto em quantidade como em qualidade satisfatórias para atender as necessidades dos seres vivos.

Entretanto, a crescente expansão demográfica das últimas décadas trouxe como implicação o desenvolvimento urbano e industrial e a necessidade de ampliação das áreas destinadas às atividades agrícolas. Para manutenção dessas atividades, sempre houve a exigência de uma demanda considerável de água que, como consequência, resultaram em enormes quantidades de efluentes.

Estes, por sua vez, podem ser entendidos como produto líquido resultante das atividades humanas que, tratados ou não, retornam aos corpos d'água por meio do escoamento superficial das águas, o qual carrega os vários compostos presentes no solo, ou mesmo por meio dos lançamentos industriais e esgotos domésticos. Desse modo, pode-se dizer que a interferência do homem no ambiente contribuiu fortemente para a introdução de compostos estranhos na água, ou seja, para a poluição hídrica quer de forma concentrada, como na geração de efluentes domésticos e industriais, quer de forma dispersa, como na aplicação de defensivos agrícolas no solo.

Esses impactos, de pequena ou grande proporção, refletem como alterações das características físicas, químicas e biológicas do corpo receptor em relação à condição natural causando, além da restrição de alguns de seus usos múltiplos, um considerável desequilíbrio nos ecossistemas dependentes deste recurso. Para avaliar essas alterações na água e sua variabilidade, utiliza-se o monitoramento ambiental.

O monitoramento, uma dos instrumentos da Política Nacional de Recursos Hídricos (Lei nº 9433/97), trata do controle sistemático dos parâmetros hidráulicos, físicos, químicos e biológicos do meio, no qual é possível ter uma visão, temporal e espacial, do estado da quantidade e da qualidade da água de uma determinada bacia hidrográfica. Assim, constitui-se em uma grande fonte de informações que torna possível, por exemplo,

identificar fontes de poluição ativas na área de estudo, e desse modo, partir para a esfera de decisões.

Conforme garante o instrumento legal, o importante nos processos de decisão é, sobretudo, prever que os usos hídricos à montante, devam sempre considerar os usos múltiplos à jusante de uma bacia, de forma a não afetar a quantidade nem a qualidade das águas e assegurando, à atual e às futuras gerações, a necessária disponibilidade de água em níveis de qualidade adequados.

No Estado do Paraná, o órgão executivo gestor dos recursos hídricos, o Instituto das Águas do Paraná, responsável pela execução da Política Estadual de Recursos Hídricos e do Sistema Estadual de Gerenciamento de Recursos Hídricos, monitora a qualidade das águas de 16 bacias hidrográficas (PARANÁ, 2009). Entre elas, destaca-se a bacia do alto rio Paraná que abrange outras sub-bacias de grande importância econômica e social para os pólos industriais situados na região Norte e Noroeste do Estado, tal como a bacia hidrográfica do rio Pirapó, responsável pelo abastecimento de água dos municípios de Apucarana e Maringá.

A Universidade Estadual de Maringá, em consonância com os problemas em relação à conservação dos recursos hídricos do Estado, e atuando de forma efetiva junto aos órgãos ambientais estaduais e Comitês de Bacias, vem desenvolvendo pesquisas no alto curso do rio Pirapó desde 2000.

No entanto, são os estudos realizados nos afluentes do rio Pirapó que promovem meios para a avaliação sistêmica da bacia, principalmente quanto à mensuração dos efeitos que as atividades antrópicas impõem sobre o corpo d'água. Portanto, com trabalhos essencialmente locais, é possível a identificação, e de modo preciso, das fontes e fatores pontuais e difusos que promovem a deterioração e o desequilíbrio de toda a bacia.

Nesse âmbito, um dos afluentes do rio Pirapó de destaque é o ribeirão Maringá. Este corpo hídrico sofre pressões das atividades humanas tanto do meio urbano, ao receber materiais oriundos do escoamento superficial das ruas do município de Maringá, o lançamento de esgotos clandestinos e o efluente de uma das estações de tratamento de esgoto da cidade; como do meio rural, por meio do escoamento superficial do solo agrícola e, dessa forma, levando toda uma carga sedimentar e uma porcentagem dos compostos químicos, utilizados nas culturas, para o corpo d'água.

Trata-se de uma área complexa, em que as ações realizadas a montante desta bacia refletem negativamente na qualidade da água à jusante e inclusive na qualidade da água do rio Pirapó. Dessa forma, por meio da implantação de ações de monitoramento, pretende-se

quantificar e estudar o comportamento de alguns fatores que podem contribuir para a alteração das condições naturais do ribeirão Maringá, principalmente aqueles originados do lançamento de esgotos e aqueles originados da lixiviação do solo agrícola.

Logo, espera-se, com esse trabalho, constituir um banco de informações, organizadas espacial e temporalmente, que descreva de forma mais detalhada possível as características comportamentais das águas do ribeirão Maringá, especialmente quanto a sua capacidade de suporte aos fatores mencionados e que colaboram com a poluição hídrica. Espera-se, desse modo, subsidiar tecnicamente as ações a serem adotadas pelo Comitê de Bacia, atuante nesta sub-bacia, e a manter a disponibilidade de água, qualitativa e quantitativamente, para os usos múltiplos pretendidos para a Bacia Hidrográfica do rio Pirapó.

## **1.1 Justificativa**

O Estado do Paraná, caminhando na perspectiva da efetivação do instrumento de gerenciamento de recursos hídricos, por meio da Política Estadual de Recursos Hídricos (Lei Estadual nº. 12726/1999) e com criação dos Comitês Gestores de Bacias, vem incentivando o desenvolvimento de pesquisas que visem à recuperação de mananciais das unidades hidrográficas.

Algumas unidades já possuem seus estudos concluídos, os quais já permitiram a elaboração dos respectivos Planos de Bacia, como é o caso do Alto do Iguaçu e rio Ribeira, do rio Tibagi e do rio Jordão (PARANÁ, 2007). No entanto, o Plano da Bacia Hidrográfica do Rio Pirapó não foi ainda devidamente iniciado. A problemática que envolve esta área é que se trata um corpo d'água utilizado para abastecimento público, diluição e transporte de efluentes dos pólos industriais da região Norte e Noroeste do Estado, além de ser um local com extensa atividade agrícola, com culturas de soja, milho e trigo.

A complexidade dos fatores ambientais que causam impactos por toda a bacia faz com que trabalhos locais sejam necessários para melhor avaliação da situação da área. Neste sentido, destacam-se os estudos voltados para os afluentes do rio Pirapó, entre eles, o ribeirão Maringá. Algumas pesquisas já foram realizadas no ribeirão, no âmbito da concentração de sedimentos em suspensão (BLAZIN, 2003), da identificação de fontes poluidoras (PERUÇO, 2004), da indicação de fragilidade ambiental (SALA, 2005), da dinâmica fluvial e qualidade de água (COELHO, 2007), da caracterização da qualidade das

águas, índice de qualidade de água, avaliação do transporte fluvial e erosão marginal (SCHNEIDER, 2009), entre outros.

No entanto, até o momento, nenhum trabalho abordou o monitoramento sistemático das características de qualidade do ribeirão, frente às fontes de poluição identificadas de forma mais completa. Como não é absolutamente proibido lançar despejos nos rios e a entrada de alguns elementos no corpo d'água ocorre de forma natural, por exemplo, pela lixiviação do solo em épocas de chuvas, é importante conhecer o padrão das oscilações espaciais e temporais sobre os parâmetros de qualidade da água deste manancial, tendo em vista a manutenção do equilíbrio do ecossistema aquático, e a saúde e segurança das populações localizadas à jusante dessas fontes de poluição hídrica.

Neste sentido, a modelagem matemática destaca-se como um importante instrumento de trabalho, pois, de acordo com Bárbara (2006), possibilita uma abordagem holística sobre os mecanismos e interações que se desenvolvem em um corpo d'água. Assim, por meio dos modelos matemáticos, tal como o Sistema de Modelagem de Qualidade de Água QUAL2E, desenvolvido pela *Environmental Protection Agency* (U.S.EPA), é possível compreender algumas propriedades dos sistemas aquáticos, presumir suas reações a estímulos e estimar sua capacidade de autodepuração (BÁRBARA, 2006). Esse programa é um dos mais utilizados nos dias atuais por pesquisadores de todo o mundo, sendo considerado um instrumento de auxílio na tomada de decisões quanto ao gerenciamento de recursos hídricos (GOMES; BECK; MENDES, 2007).

Outro ponto significativo para o monitoramento da qualidade da água é a análise de compostos químicos tóxicos tais como os metais e os defensivos agrícolas. De acordo com Carmo, Boaventura e Oliveira. (2005), de modo geral, estudos em sistemas fluviais, apontaram como possível fonte dos elementos Ni, Cr, Cu, Fe, Al, Mn, Ca, Mg, Ba, Co, Pb, Cd, Na e Zn, a ocupação do solo por meio da urbanização e das áreas cultivadas. Constataram também que Mn, Zn e Cu são provenientes, principalmente, de fertilizantes. Além disso, conforme Galli e Montezuma (2005), é comum nas áreas agrícolas a utilização de defensivos, para o controle da qualidade produção. Entre eles, o glifosato é o produto mais utilizado para controle de ervas daninhas.

A importância das análises desses compostos está no fato que eles possuem alta persistência e, a água como o principal meio de transporte destes elementos, desperta assim, uma preocupação no sentido da capacidade destes elementos químicos serem incorporados por organismos, inclusive pelo homem, que, direta ou indiretamente, estão em contato ou fazem uso dos recursos hídricos (FÖRSTNER; WITTMANN, 1981).

Portanto, é fundamental o monitoramento dos níveis de concentração desses compostos, de modo que seja possível conhecer seu comportamento no meio aquático.

Com essa pesquisa, pretende-se reunir em um único documento parte dos quesitos técnicos necessários para na elaboração de um plano de recursos hídricos para a bacia do rio Pirapó, representada pelo trecho referente à sub-bacia do ribeirão Maringá. A finalidade principal é manter não somente a qualidade da água do corpo hídrico estudado, mas a integridade do sistema como um todo, protegendo o manancial, conservando-o para usos futuros e contribuindo, dessa forma, para a manutenção da disponibilidade de água, tendo em vista os usos múltiplos pretendidos para a bacia hidrográfica do rio Pirapó.

## **1.2 Objetivos**

### **1.2.1 Objetivo Geral**

Com o exposto até momento e considerando os problemas referentes aos impactos sofridos pelo ribeirão Maringá, ao longo de sua calha, e a interferência destes na qualidade da água do rio Pirapó, esse estudo tem por objetivo geral, monitorar a qualidade das águas do ribeirão, visando ao diagnóstico dos pontos mais críticos de poluição hídrica, principalmente aqueles originados do lançamento de esgotos, e do escoamento superficial do solo agrícola, e, com isso, auxiliar tecnicamente a proposição de medidas para o gerenciamento da qualidade de água.

### **1.2.2 Objetivos Específicos**

Para atingir o objetivo proposto, os seguintes objetivos específicos são necessários:

- a) Determinar os pontos de monitoramento fluviométrico e de qualidade da água;
- b) Caracterizar a qualidade da água do ribeirão Maringá e de um trecho do rio Pirapó, por meio dos parâmetros físico-químicos e biológicos;
- c) Analisar a variação espacial e temporal, nos períodos de cheia e de estiagem, dos parâmetros hidráulicos, físico-químicos e microbiológicos;
- d) Verificar o atendimento aos padrões de qualidade da água constantes da Resolução nº. 357/2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA);

- e) Avaliar a capacidade da autodepuração do curso d'água, após receber efluente da estação de tratamento, utilizando a modelagem matemática QUAL2E;
- f) Determinar os coeficientes de entrada do modelo, tais como o de dispersão longitudinal, desoxigenação, reaeração, sedimentação e demanda bentônica;
- g) Calibrar o modelo QUAL2E, em termos de oxigênio dissolvido, de modo que a simulação represente situações próximas às condições reais;
- h) Verificar a presença de elementos traços, por meio da determinação de metais, e a presença de defensivos agrícolas, por meio da determinação de Glifosato (Round up<sup>®</sup>), nas águas do ribeirão e em um trecho do rio Pirapó;
- i) Avaliar a variação espacial e temporal dos compostos químicos tóxicos analisados;
- j) Gerar, com os resultados obtidos, uma ferramenta de apoio ao gerenciamento da qualidade da água da bacia hidrográfica estudada.

## CAPÍTULO 2

### 2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

#### 2.1 Água: Disponibilidade, Usos e Deterioração

A água é encontrada no ambiente sob várias formas, é uma das substâncias mais comuns existentes na natureza e constitui-se em um recurso natural renovável, por meio do ciclo hidrológico (BRAGA et al., 2005). Entre todos os elementos que compõem o universo, é aquela que melhor simboliza a essência do ser humano, pois consiste num elemento necessário em todos os aspectos da vida (BRASIL, 2002).

Cerca de 70% da superfície da Terra é recoberta por água. No entanto, ressalta-se que a maior parte da água do planeta, aproximadamente 97,5%, é salgada e, portanto, inadequada para uso sem tratamento. A água doce, por sua vez, corresponde a pouco mais de 2,5% do volume total desse recurso, mas apenas uma pequena parcela de 0,5% se apresenta sob forma facilmente utilizável, podendo ser extraída dos rios, lagos e aquíferos (BRAGA et al., 2005).

Mesmo com pouca disponibilidade, ou seja, quantidade e qualidade satisfatórias para atender as necessidades dos seres vivos, segundo Tucci (1997), a água é, sem dúvida, o recurso natural que apresenta os mais variados, legítimos e correntes usos. Entre eles podem-se enumerar os seguintes: abastecimento doméstico e industrial, irrigação, geração de energia elétrica, navegação, assimilação e transporte de poluentes, preservação da flora e fauna, aquíicultura, recreação, dessedentação de animais e harmonia paisagística (TUCCI, 1997; BRAGA et al., 2005).

No entanto, o homem sempre a considerou como um recurso infinito e a utilizou de forma predatória e insustentável durante séculos. De acordo com Farias (2006), a partir do século XX, o uso inadequado da água foi acirrado com o crescimento populacional e, conseqüentemente, com o intenso uso pelas atividades domésticas, agrícolas e industriais.

Além dos problemas relacionados à quantidade de água disponível, surge uma preocupante problemática relacionada à qualidade da água disponível. De acordo Alves (2006), na natureza não existe na água pura sendo esta encontrada em solução, devido a sua extraordinária capacidade de dissolver quase todos os elementos e compostos

químicos. Pode-se dizer então que sua composição reflete as interferências dos fatores naturais e das ações antrópicas, tais como: o clima, a vegetação, a litologia da região, os lançamentos de efluentes, as atividades agrícolas, entre outros (TAVARES, 2006).

O clima influencia na distribuição das chuvas, na temperatura e nos ventos que ocorrem em uma região. Estes fatores levam para a água os componentes da litologia, por meio das frações de solo e rochas. A vegetação, que também depende do clima, pode, por exemplo, alterar a concentração de sólidos presentes na água (BRANCO et al., 1991).

O lançamento de efluentes introduz substâncias na massa líquida que podem gerar impactos maiores. Nas atividades agrícolas, a aplicação crescente de fertilizantes a base de nitrogênio, fósforo e potássio, necessários ao aumento de produtividade, além dos defensivos agrícolas, são uma fonte potencial desses elementos para a água (BRANCO et al., 1991).

Entretanto, conforme Branco et al. (1991) e Lima (2001), as maiores alterações da composição da água se devem, principalmente, às ações humanas. Os rios tornaram-se os maiores depósitos de rejeitos originários do uso domésticos, industrial e agrícola. Dessa forma, o crescimento da demanda por água tem contribuído para o aumento da concentração de contaminantes nos corpos hídricos. As rotas de contaminação mais significativas se referem aos lançamentos de efluentes, tratados ou não, e o processo de lixiviação do solo.

Os impactos oriundos do lançamento destas substâncias produzem inúmeras alterações nos sistemas aquáticos. As avaliações qualitativa e quantitativa destes são parte dos diagnósticos e de ações corretivas por parte da pesquisa ambiental (BRAGA et al., 2005). Segundo Lima (2001), as consequências e os destinos dos contaminantes no sistema aquático dependem dos processos de transporte, dispersão e transformação que ocorrem dentro do corpo receptor.

O acompanhamento espaço-temporal dessas mudanças é base de estudos para o monitoramento ambiental da qualidade das águas, e que se fundamenta, essencialmente, no adequado gerenciamento dos recursos hídricos.

## **2.2 Legislação e Gerenciamento de Recursos Hídricos**

Soares (2001) cita que o marco legal fundamental sobre a questão dos recursos hídricos no país foi o Código das Águas, estabelecido pelo Decreto Federal nº. 24.643, de

10 de julho de 1934. O Código, criado com a finalidade de estabelecer o regime jurídico das águas no Brasil, dispõe sobre sua classificação e utilização, bem como sobre o aproveitamento do potencial hidráulico, fixando as respectivas limitações administrativas de interesse público. Segundo o instrumento legal, as águas brasileiras são definidas como águas públicas, que podem ser de uso comum.

A partir de 1934, ocorreram avanços legais e institucionais relativos aos outros recursos naturais. Na década de 40, foram criadas instituições, no âmbito federal e em alguns Estados, como São Paulo e Minas Gerais, que emitiam outorga para o uso da água a empreendimentos industriais. Até a década de 70, a preocupação com os recursos hídricos era insignificante, a escassez ocorria, principalmente, por motivos climáticos e não por aumento da densidade demográfica (BRASIL, 2003).

Apesar dos avanços na área ambiental, apenas em 1981 o país passou a contar com uma sólida estrutura legal e institucional, com a elaboração da Política Nacional de Meio Ambiente (Lei nº. 6.938/1981) e com a criação do Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA) (BRASIL, 2003). Outro avanço importante ocorrido na década de 80 foi a edição da Resolução nº 20, do Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA), que estabeleceu os padrões de qualidade de água dos corpos hídricos brasileiros. Atualmente, esta resolução foi revogada pela Resolução CONAMA nº. 357, de 17 de março de 2005.

O tema sobre gestão dos recursos hídricos foi abordado na Constituição Federal de 1988, que anulou alguns artigos do código de 1934, mas previu o estabelecimento da Política Nacional de Recursos Hídricos e do Sistema Nacional de Recursos Hídricos. Esses dois instrumentos foram formados quase dez anos depois, com a aprovação da Lei nº. 9.433, de 08 de janeiro de 1997.

A lei da Política Nacional de Recursos Hídricos e do Sistema Nacional de Recursos Hídricos está baseada em três princípios, considerados fundamentais, para o gerenciamento da qualidade e quantidade dos recursos hídricos naturais: a integração; a descentralização; e, a participação do poder público, dos usuários e das comunidades no processo de gestão dos recursos hídricos (SOARES, 2001). Contempla também, importância da bacia hidrográfica como unidade de planejamento; o uso múltiplo; e, o reconhecimento da água como um bem finito e vulnerável (BRASIL, 1997).

Referenciando ainda a Lei nº. 9.433/97 Soares (2001) observa que o aparelho legal, atribui a competência do enquadramento dos corpos d'água, em correspondência com sua classe de uso, às agências de águas. Em decorrência a esse fato foi criada a Agência Nacional de Águas (ANA), por meio da Lei nº. 9.984 de 17 de julho de 2000 (BRASIL,

2000). A ANA tornou-se a entidade federal de implementação da Política Nacional de Recursos Hídricos e de coordenação do Sistema Nacional de Recursos Hídricos. Seu estabelecimento mostra, fundamentalmente, o interesse governamental de sistematizar a utilização dos recursos hídricos da união, que é fator preponderante no desenvolvimento do país (SOARES, 2001).

Desse modo, o modelo de gestão de recursos hídricos brasileiro, de acordo com Leal (1998), foi elaborado a partir de uma estrutura institucional denominada Agências de Águas e Comitês de Bacias. Seus principais instrumentos são a cobrança pelo uso e os planos de gerenciamento de bacias hidrográficas, com o enquadramento dos corpos d'água. Destaca-se também, a outorga de direito de uso, o sistema de informações e o monitoramento.

O Estado do Paraná, entendendo que a água é um bem público, dotado de valor econômico e social, um bem ambiental indelegável e, que o Estado não pode se omitir da incumbência de uma adequada gestão deste recurso, instituiu a Política Estadual de Recursos Hídricos e criou o Sistema Estadual de Gerenciamento de Recursos Hídricos por meio da Lei nº. 12.726, de 26 de novembro de 1999 (PARANÁ, 1999).

O modelo de gestão, adotado no Estado, é composto pelo Conselho Estadual de Recursos Hídricos (CERH) - órgão deliberativo e normativo central; pela Secretaria de Estado do Meio Ambiente e Recursos Hídricos (SEMA) e pela Superintendência de Desenvolvimento dos Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental (SUDERHSA), substituída atualmente pelo Instituto das Águas do Paraná, de acordo com a Lei nº. 16.242, de 13 de outubro de 2009 - órgãos executivo gestor e coordenador central; pelos Comitês de Bacias Hidrográficas (CBH) - órgãos regionais e setoriais deliberativos e normativos de bacia hidrográfica do Estado; e, por fim, as Agências de Bacias Hidrográficas - braço executivo do sistema, para o qual, o Instituto das Águas do Paraná delegará função (DEITOS, 2004; PARANÁ, 2009). A Figura 2.1, apresenta o organograma da proposta atual do modelo de gestão de recursos hídricos do Estado do Paraná.

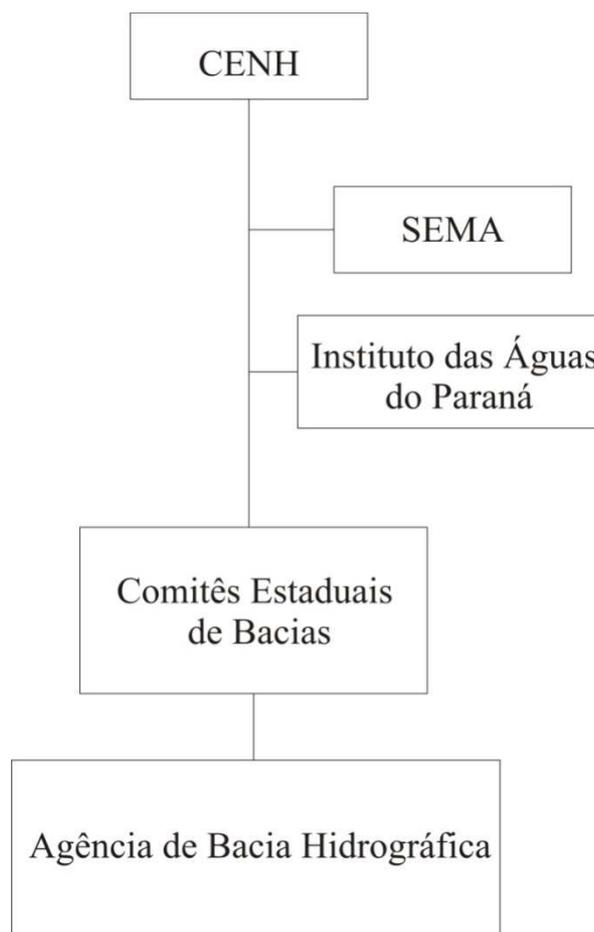


Figura 2.1 - Modelo de gestão de recursos hídricos do Estado do Paraná.

Entretanto, é no Comitê de Bacia Hidrográfica que ocorrem as discussões e as decisões, quanto às ações a serem colocadas em prática na área de sua abrangência (ROORDA, 2005). Os comitês, com representação do Estado, Municípios, Sociedade Civil e Usuários de recursos hídricos, analisam, propõem, debatem e aprovam as proposições das Agências de Bacia Hidrográfica, em especial o Plano de Bacia Hidrográfica. Além disso, os comitês de bacia adotam critérios e normas gerais para a outorga, para os mecanismos de cobrança, os valores a serem cobrados e, estabelecem critérios para promoção do rateio de obras de uso múltiplo, de interesse comum ou coletivo (BRASIL, 2008b).

No Paraná, de acordo com Soares et al. (2007), as dezesseis Unidades Hidrográficas de Gerenciamento de Recursos Hídricos (UHGRH), somente foram instituídas pela Resolução CERH/PR n.º. 49, de 20 de dezembro de 2006. Segundo a pesquisa de Roorda (2005), antes mesmo da instituição da resolução supracitada, o Estado do Paraná já havia formado quatro comitês de bacias: comitê das Bacias do Alto Iguaçu e Alto Ribeira, comitê da Bacia do Rio Tibagi, comitê da Bacia do Rio Jordão, comitê da

Bacia do Paraná III. A Figura 2.2 apresenta as dezesseis unidades hidrográficas de gerenciamento de recursos hídricos, com destaque para os comitês de bacias já implantados.

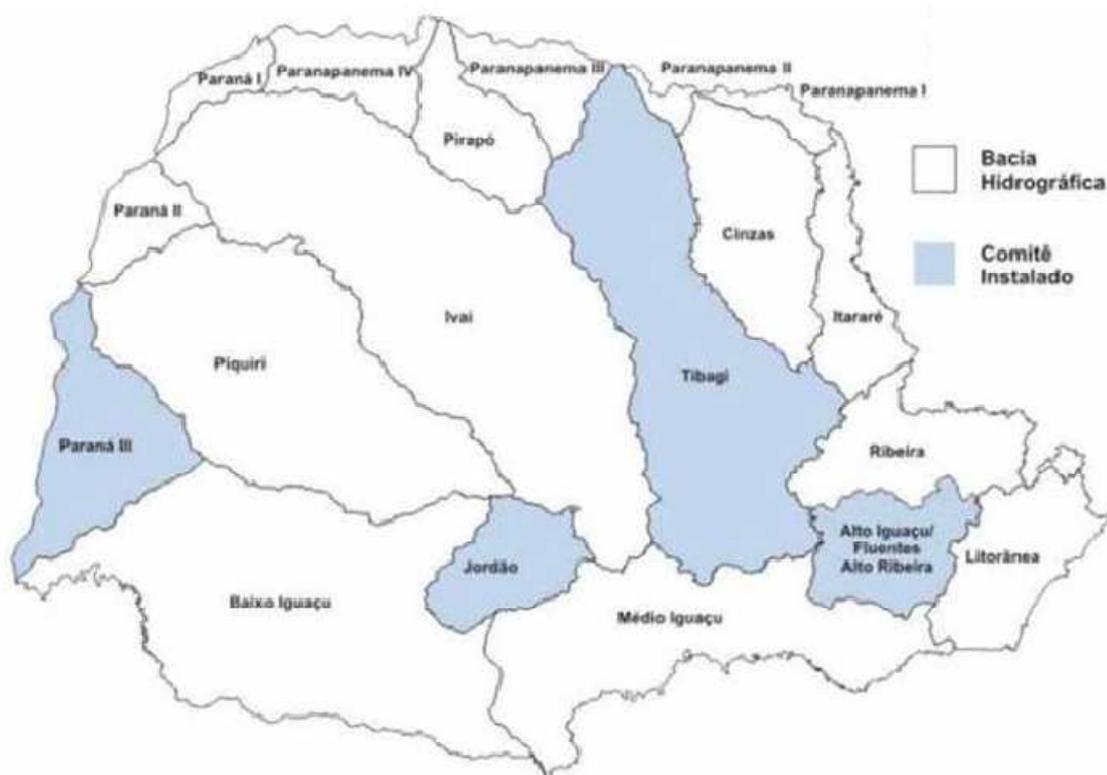


Figura 2.2 - Unidades hidrográficas de gerenciamento de recursos hídricos do Estado do Paraná. Destaque para os comitês de bacias já implantados. Fonte: SOARES et al., 2007.

Estão em processo de formação outros comitês de bacia. Um exemplo recente e significativo é a formação dos comitês da região norte e noroeste do Estado. De acordo com Soares et al. (2007), para a instalação dos Comitês da Bacia do Rio Pirapó, da Bacia do Rio Paranapanema III e da Bacia do Rio Paranapanema IV, decidiu-se pela formação de um único comitê, envolvendo estas três bacias, o Comitê da Bacia Hidrográfica do Pirapó, Paranapanema III e IV.

De acordo com Farias (2006), são cinco os estágios necessários para estabelecer o gerenciamento sustentável de uma bacia: determinar o estado atual; identificar as forças atuantes; estabelecer um limite acima do quais os danos ecológicos são prováveis de ocorrer; prognosticar a possível extensão temporal e espacial dos danos usando características locais; e, desenvolver planos de gerenciamento apropriados por meio da utilização de cenários múltiplos de avaliação.

Como está no início de sua atuação, o desafio do Comitê da Bacia Hidrográfica do Pirapó, Paranapanema III e IV, de acordo Soares et al. (2007), é partir para o efetivo exercício da cidadania, e propor que os dados e informações obtidos sirvam de instrumentos, para que a realidade da bacia hidrográfica seja transformada para melhor, em termos de diversidade biológica e qualidade de vida.

### **2.3 Bacia Hidrográfica: Aspectos Gerais**

A bacia hidrográfica é o elemento fundamental de análise do ciclo hidrológico, principalmente na sua fase terrestre, que engloba a infiltração e o escoamento superficial. Ela pode ser definida como uma área limitada por um divisor de águas, que a separa das bacias adjacentes e que serve de captação da água da precipitação, por meio de superfícies vertentes. Uma rede de drenagem, formada por cursos d'água, faz convergir os escoamentos para seu único ponto de saída, o exutório (TUCCI, 1997).

Von Sperling (2007) define bacia hidrográfica como uma unidade fisiográfica, limitada por divisores topográficos, que recolhe a precipitação, defluindo-se em uma seção fluvial única. Encontra-se na paisagem individualizada pelos seus divisores de água e pela rede fluvial de drenagem. Os divisores de água formam uma linha fechada em direção às maiores elevações, enquanto que a rede de drenagem é formada pelo rio principal e seus tributários. Assim, constitui-se em um sistema de armazenamento e transporte de água e sedimentos.

O volume de água que passa pelo exutório na unidade de tempo é a vazão ou descarga da bacia. A bacia transforma uma entrada de volume concentrada no tempo, a precipitação, representada graficamente por um hietograma, em uma saída de água ou escoamento, representada graficamente por um hidrograma, de forma mais distribuída no tempo (BASSO, 2006).

A quantidade de água que atinge os cursos de água depende então de características físicas da bacia, tais como: área, forma da bacia, sistema de drenagem e relevo. Inclui-se também a precipitação total, e seu regime de perdas devido à evaporação, à transpiração e à infiltração (TUCCI, 1997).

Uma bacia hidrográfica possui valores característicos devido à sua extensão e tamanho, compondo sua área. Desse modo, a bacia pode ser classificada como mais ou menos sujeita à concentração de água quando ocorre precipitação. O fator de forma

(determinado a partir do valor da área da bacia, dividido pelo valor da extensão da bacia elevado ao quadrado), o coeficiente de compacidade da bacia (relação entre o perímetro da bacia e a circunferência da área igual a da bacia) e a forma do canal, são os responsáveis pelo tempo de concentração e pela tendência de cheias (TUCCI, 1993).

O sistema de drenagem de uma bacia é constituído pelo canal principal e seus afluentes ou tributários. A fim de se determinar o grau de ramificação ou bifurcação de uma bacia, Strahler (1957 apud Tucci 1997) propôs critérios para o ordenamento dos canais da rede de drenagem. Neste sistema, todos os canais sem tributários são considerados de primeira ordem, os canais de segunda ordem originam-se da confluência de dois canais de primeira ordem, podendo ter tributários também de primeira ordem; os canais de terceira ordem originam-se da confluência de dois canais de segunda ordem, podendo receber tributários de segunda e primeira ordens, e assim por diante. A ordem da bacia será determinada pelo canal de ordem maior.

O relevo de uma bacia hidrográfica tem influência sobre os fatores meteorológicos e hidrológicos. A declividade da vertente, por exemplo, controla, em boa parte, a velocidade com que se dá o escoamento superficial, afetando, portanto, o tempo que a água da chuva leva para concentrar-se nos leitos fluviais. Outro fator importante diz respeito à altitude da bacia, que controla a temperatura, a precipitação, a evaporação, etc. (TUCCI, 1997).

De acordo com Alves (2006), no Brasil, a predominância do clima úmido propicia uma rede hidrográfica numerosa, formada por rios com grande volume de água. Dentro desse conjunto, a bacia do rio Amazonas, do rio São Francisco e do Paraná, são responsáveis por 80% da produção hídrica no país.

No Estado do Paraná, a bacia hidrográfica do interior do Estado abrange uma área de 198.230,67 km<sup>2</sup>, e está dividida em 16 grandes bacias, entre elas: bacia do Cinzas, bacia do Iguaçu, bacia do Itararé, bacia do Ivaí, bacia Litorânea, bacia do Paraná (dividida em três unidades), bacia do Piquiri, bacia do Pirapó, bacia do Ribeira e bacia do Tibagi. A bacia do Iguaçu é a maior de todas, seguida pela bacia do Ivaí e do Piquiri, que somam 69% do Estado. (LOPES, 2001).

## **2.4 Monitoramento da Qualidade da Água de Bacias Hidrográficas**

A gestão dos recursos hídricos requer que a água seja sistematicamente acompanhada, tanto em termos de quantidade, quanto em qualidade. O monitoramento da qualidade das águas é fator primordial para a adequada gestão dos recursos hídricos, sendo essencial para as ações de planejamento, licenciamento, outorga, fiscalização e enquadramento dos cursos d'água (BRASIL, 2009a).

O monitoramento da qualidade das águas no Brasil é realizado principalmente pelos órgãos ambientais estaduais, empresas de saneamento e pela Agência Nacional de Águas (ANA). Atualmente 17 das 27 unidades da Federação possuem redes de monitoramento da qualidade da água, totalizando 2.259 pontos, com um número variável de parâmetros analisados e frequências de coleta (BRASIL, 2009b).

O Estado do Paraná possui uma rede composta por mais de 164 estações de monitoramento, administrados atualmente pelo Instituto das Águas do Paraná, sendo analisados, na sua maioria, nove parâmetros e, em 14 estações, são analisados 29 parâmetros (PARANÁ, 2009; PARANÁ, 2007; SOARES, 2001).

Magalhães Junior (2000) ao fazer um uma vasta revisão sobre monitoramento das águas no país, concluiu que o monitoramento deve ser visto como um processo essencial à implantação dos instrumentos de gestão das águas, uma vez que permite a obtenção de informações estratégicas, acompanhamentos das medidas efetivas, a atualização do banco de dados e a atualização das decisões.

Valle (1995 apud Soares, 1991) define monitoramento como um sistema contínuo de observações, medições e avaliações com objetivo de documentar os impactos resultantes de uma ação proposta; alertar para os impactos adversos não previstos ou mudanças nas tendências previamente observadas; oferecer informações imediatas, quando um indicador de impactos se aproximar de valores críticos; e, oferecer informações que permitam avaliar medidas corretivas para modificar ou ajustar as técnicas utilizadas.

Outra definição, apresentada por Petts (1999 apud Soares, 2001), diz que o monitoramento é, em essência, a coleta de dados com o propósito de obter informações sobre uma característica ou comportamento de uma variável ambiental. Para essa finalidade, segundo o autor, o monitoramento consiste em um programa de repetitivas observações medidas, registro de variáveis ambientais e parâmetros operacionais em um período de tempo e para um propósito definido.

De acordo com Alves (2006), o monitoramento ambiental pode ser entendido como um instrumento de controle e avaliação, servindo para conhecer o estado e as tendências qualitativas e quantitativas dos recursos naturais e as influências exercidas pelas atividades humanas, e pelos fatores naturais, sobre o ambiente. A mesma autora considera que o tipo de monitoramento mais comum é aquele realizado por meio de medições de parâmetros físicos, químicos e biológicos, com o propósito de verificar alterações nas características do atributo ambiental considerado.

USDA (1996 apud Soares, 2001) classifica os tipos de monitoramento nas seguintes classes:

- Análise de tendências;
- Determinação do transporte e destino de poluentes;
- Definição de áreas críticas;
- Fiscalização e avaliação do cumprimento aos padrões estabelecidos pela legislação ambiental;
- Avaliação da eficácia de práticas conservacionistas em bacias hidrográficas;
- Fazer alocação de cargas efluentes municipais ou industriais;
- Avaliação e calibração de modelos de qualidade da água; e,
- Pesquisa e definição de problemas relacionados à qualidade da água.

De acordo com Alves (2006), no levantamento da qualidade da água é necessário a elaboração um plano ou programa de monitoramento que contenha a previsão das seguintes etapas: estabelecimento de objetivos; definição do método de análise dos resultados; definição de modo de apresentação e disseminação dos resultados; seleção dos pontos de amostragem; seleção das características de qualidade da água que serão medidas e seus métodos de análise; seleção da metodologia de amostragem; estabelecimento da frequência e da periodicidade de amostragem; e, levantamento dos recursos necessários.

Von Sperling (2007), ao discutir sobre o assunto, relata que, ao estabelecer um programa de monitoramento devem ser consultadas todas as normas e critérios legalmente vigentes e que, antes de iniciar o trabalho de coleta de amostras, devem ser levantadas informações na bacia hidrográfica que possam orientar a própria programação de monitoramento bem como a interpretação dos resultados.

## 2.5 Avaliação da Qualidade da Água

No sentido mais amplo de seu conceito, qualidade da água pode ser entendida como o conjunto das características físicas, químicas e biológicas, que o recurso natural deve possuir para atender aos diferentes usos a que se destina, como por exemplo, balneabilidade, consumo humano, irrigação, transporte e manutenção da vida aquática (BRASIL, 2005).

De acordo com Alves (2006), o termo qualidade da água refere-se às características da água tal como é encontrada na natureza, isto é, uma solução de vários produtos do ambiente natural. Portanto, a qualidade da água está sujeita a inúmeros fatores, podendo apresentar uma grande variação no decorrer do tempo.

Tucci (1997) afirma que a qualidade da água varia de um corpo hídrico para outro, uma vez que esta é diretamente influenciada pelas condições geológicas, geomorfológicas e de cobertura vegetal, particulares a cada bacia de drenagem. Alves (2006) diz que a qualidade da água também pode variar, devido à interferência do homem, quer de uma forma concentrada, como na geração de despejos domésticos ou industriais, quer de forma dispersa, como na aplicação de defensivos agrícolas no solo.

Os cursos d'água na sua trajetória, da nascente até a foz, carregam ainda sedimentos e outros detritos que, em alguns casos, são fontes geradoras de poluição. Azevedo (1999) define poluição como um caso de matéria no lugar errado. Para Von Sperling (2007) a poluição é a introdução de substâncias e energia no ambiente, que direta ou indiretamente, alteram a natureza do corpo d'água de maneira a prejudicar os legítimos usos que dele são feitos.

A Política Nacional do Meio Ambiente, Lei n.º 6.938 de 31 de agosto de 1981, em seu artigo 3º, define poluição como:

(...) a degradação da qualidade ambiental resultante de atividade, que direta ou indiretamente, prejudiquem a saúde, a segurança e o bem estar da população; criem condições adversas às atividades sociais e econômicas; afetem desfavoravelmente a biota; afetem as condições estéticas ou sanitárias do ambiente; lancem matérias ou energia em desacordo com os padrões ambientais estabelecidos (BRASIL, 1981).

Alves (2006) e Braga et al. (2005) diferenciam os tipos de poluição de água doce em física, química, biológica e ainda térmica, quando a temperatura de um rio é elevada por meio de despejos de efluentes ainda quentes. A poluição dita física é aquela originada por resíduos radioativos ou por acúmulo de detritos inertes, como argilas e poeiras, que

interferem na transparência da água. A poluição química é causada pelos inúmeros tipos de substâncias que são despejados pelas indústrias nos corpos d'água, muitas delas são diretamente tóxicas e se propagam através das cadeias alimentares. A poluição biológica, por sua vez, é causada por detritos orgânicos suscetíveis de sofrerem fermentação; é originária dos esgotos domésticos e por despejos de indústrias de papel, açúcar, serrarias, matadouros, etc.

Nesse aspecto, observa-se que há uma interligação entre os conceitos de qualidade e poluição da água. A qualidade da água reflete sua composição, quando afetada por causas naturais e por atividades antropogênicas, enquanto que a poluição, de acordo com Branco et al. (1991), decorre de uma mudança na qualidade física, química ou biológica da água, causada pelo homem ou por outras atividades antropogênicas, que podem ser prejudiciais ao uso presente, futuro e potencial do recurso. Aí está importância de se conhecer antecipadamente os tipos e a magnitude dos danos que o despejo de fontes poluidoras pode causar nos ambientes aquáticos. A água poluída provoca prejuízos à saúde pública, ao turismo e a outras atividades econômicas desenvolvidas no local (SCHNEIDER, 2009).

Segundo Farias (2006), a avaliação da qualidade de água é uma importante ferramenta na gestão de recursos hídricos e passa pela obtenção de dados confiáveis dos corpos d'água de interesse. A seleção dos parâmetros físico-químicos ou biológicos de qualidade de água, que serão avaliados na área de estudos, deverá levar em conta os usos previstos para o corpo d'água e as fontes de poluição existentes na sua área de drenagem.

### **2.5.1 Condições e Parâmetros de Qualidade**

De acordo com Tavares (2006), quando se pretende definir a qualidade de uma determinada água, os aspectos a serem considerados são diversos. As substâncias presentes na água, e que são responsáveis pela alteração de sua pureza, podem ser abordadas por meio de suas características físicas, químicas e biológicas (VON SPERLING, 2007).

São vários os estudos que abordam a avaliação da qualidade das águas de uma bacia ou uma sub-bacia hidrográfica utilizando os parâmetros de qualidade de água.

Rodríguez (2001) avaliou a qualidade da água dos recursos hídricos da bacia do Alto Jacaré-Guaçu, por meio da análise das características físicas, químicas e biológicas da água com o objetivo identificar fontes de poluição hídrica. Seu estudo concluiu que o trecho sob influência da cidade de São Carlos-SP foi aquele apresentou maior grau de poluição. Além disso, o autor concluiu que os resultados obtidos sofreram a influência da sazonalidade.

Pompêo et al. (2004), avaliou a qualidade das águas da bacia hidrográfica do rio Fiorita, no município de Siderópolis-SC. Os autores concluíram que águas desta bacia apresentam-se com elevado grau de comprometimento de sua qualidade, apresentando uso restrito, devido à presença de lagos ácidos e rejeitos estéreis de mineração.

Gonçalves et al. (2005) monitoraram a qualidade da água de uma sub-bacia hidrográfica localizada no distrito de Nova Boêmia, em Agudo - RS. A cabeceira de drenagem da área de estudos está situada em área predominantemente agrícola e que utiliza intensamente agroquímicos e manejo convencional. Os resultados apontaram que as maiores concentrações de poluentes ocorreram nas águas coletadas nos pontos de maior influência de lavouras e estabelecimentos rurais. O parâmetro fósforo total apresentou concentrações altíssimas e, os meses mais chuvosos coincidiram com as maiores contaminações de origem microbiológicas, principalmente por coliformes fecais.

Quege e Siqueira (2005) avaliaram a qualidade da água no córrego Botafogo, na cidade de Goiânia – GO. Os resultados obtidos mostraram que este curso d'água apresentava reduzida turbidez (2 a 10 NTU), pH neutro a básico (7,2 a 7,9), baixos níveis de oxigênio dissolvido (1,34 a 5,27 mg L<sup>-1</sup>) e de sólidos suspensos (3 a 6 mg L<sup>-1</sup>) e baixos índices de demanda bioquímica de oxigênio (0,00 a 2,19 mg L<sup>-1</sup>). Os resultados das características físico-químicas analisadas sugerem uma situação pouco crítica para o córrego Botafogo.

Bollmann e Marques (2006) analisaram da variação da relação entre a matéria orgânica carbonácea, nitrogênio e fósforo nas águas de quatro pequenos rios urbanos, cujas áreas de drenagem apresentavam baixa densidade populacional e baixa cobertura sanitária. Os resultados mostraram alterações importantes nas relações entre os parâmetros analisados indicando que, a partir de uma condição natural não urbanizada, mesmo pequenas densidades populacionais são capazes de alterar significativamente a qualidade das águas.

Alves et al. (2008) monitoraram a qualidade da água da bacia do rio Pirapó, em trecho referente ao município de Maringá, Estado do Paraná. Na avaliação dos parâmetros de qualidade de água, foi possível indicar que a exploração do solo, que se estende até as margens do rio, desprovidas de mata ciliar, ocasiona o transporte de sedimentos e nutrientes ao corpo d'água, principalmente, em períodos chuvosos. O lançamento clandestino de esgoto doméstico foi apontado como o responsável pelos elevados índices de matéria orgânica e coliformes encontrados no corpo receptor.

### **2.5.1.1 Características Físico-Químicas**

As características físico-químicas estão associadas, em sua maior parte, aos sólidos presentes na água. A determinação destes parâmetros é de suma importância, pois a presença de determinadas substâncias podem trazer conseqüências sobre os seres vivos, tanto no que se refere aos aspectos de saúde, como aos aspectos econômicos (VON SPERLING, 2007).

#### ***Temperatura***

Por definição temperatura é a medida da intensidade de calor. Logo, pode ser considerada uma das características mais importantes do meio aquático, pois é um dos fatores que governam a existência e a interdependência dos organismos e espécies aquáticas (SÃO PAULO, 2008). Esteves (1998) relata que nos ecossistemas aquáticos continentais, a quase totalidade da propagação do calor ocorre por transporte de massa d'água, sendo a eficiência desta propagação função da ausência ou presença de camadas de diferentes densidades.

Segundo Von Sperling (2005) e Tucci (1997), a temperatura possui duas origens quando relacionada como parâmetro de caracterização de águas: a natural, relacionada à transferência de calor por radiação, condução e convecção entre atmosfera e solo; e a antropogênica, quando relacionada a águas de torres de resfriamento e despejos industriais.

Quando a temperatura da água encontra-se ligeiramente elevada, a taxa das reações químicas e biológicas é acelerada, ocorre a diminuição da solubilidade de gases dissolvidos e o conseqüente aumento da taxa de transferência de gases, o que pode gerar mau cheiro, no caso da liberação de gases com odores desagradáveis (VON SPERLING, 2005).

#### ***Potencial Hidrogeniônico (pH)***

O pH é a medida de concentração dos íons hidrogênio, indicando uma condição de acidez, neutralidade ou alcalinidade da água (SÃO PAULO, 2008; VON SPERLING, 2005).

As águas superficiais apresentam um pH entre 4 e 9. Às vezes são ligeiramente alcalinas, devido à presença de carbonatos e bicarbonatos. Naturalmente, nesses casos, o pH reflete o tipo de solo que a água percorre. Um pH muito ácido ou muito alcalino, geralmente, está associado à presença de despejos industriais (ESTEVES, 1998).

De acordo com Tavares (2006), valores fora das faixas recomendadas podem alterar o sabor da água e contribuir para a corrosão do sistema de abastecimento, além de dificultar a descontaminação das águas.

O pH constitui um dos parâmetros mais difíceis de serem interpretados por sofrer influência de inúmeros fatores, tais como: sólidos dissolvidos, gases dissolvidos, dureza, alcalinidade, temperatura e fatores bióticos. No entanto, o pH é uma importante variável na avaliação da qualidade da água, pois influencia muitos processos químicos e biológicos dentro do corpo d'água (TAVARES, 2006).

A influência do pH sobre os ecossistemas aquáticos naturais ocorre, diretamente, devido a seus efeitos sobre a fisiologia das diversas espécies. O efeito indireto também é muito importante podendo, em determinadas condições, contribuir para a precipitação de elementos químicos tóxicos como metais pesados e, em outras condições, exercer efeito sobre a solubilidade de nutrientes (SÃO PAULO, 2008).

### ***Condutividade Elétrica***

Condutância específica ou condutividade elétrica é uma expressão numérica da capacidade de uma água conduzir corrente elétrica. A condutividade do meio hídrico depende de suas concentrações iônicas e da temperatura (SÃO PAULO, 2008).

Este parâmetro fornece uma boa indicação das modificações na composição de um recurso hídrico, principalmente quanto à sua concentração mineral. O parâmetro condutividade elétrica não determina, especificamente, quais os íons estão presentes em determinada amostra de água, mas pode contribuir para possíveis reconhecimentos de impactos ambientais que ocorram na bacia de drenagem, ocasionados por lançamentos de resíduos industriais, mineração, esgotos etc. (TAVARES, 2006; FARIAS, 2006).

O aumento da concentração de sólidos dissolvidos aumenta a condutividade. Altos valores podem indicar características corrosivas da água. Em águas cujos valores de pH se localizam nas faixas extremas ( $\text{pH} > 9$  ou  $\text{pH} < 5$ ), os valores de condutividade são devidos apenas às altas concentrações de poucos íons em solução, dentre os quais os mais freqüentes são o  $\text{H}^+$  e o  $\text{OH}^-$  (APHA, 1998).

Segundo Esteves (1998), os íons responsáveis pelos valores de condutividade nas águas interiores são os chamados macronutrientes do solo como o cálcio, o potássio, o magnésio, o carbonato, o sulfato, o cloreto entre outros, enquanto que o nitrato, o nitrito e o ortofosfato têm pouca influência.

A variação diária da condutividade fornece informações a respeito de processos importantes nos sistemas aquáticos como a produção primária, que leva à redução dos valores, e a decomposição, que leva ao aumento dos valores (ESTEVEZ, 1998).

### ***Turbidez***

A turbidez representa o grau de alteração da penetração da luz, provocada pela difusão e absorção da luz, em decorrência da presença de plânctons, bactérias, argilas e siltes em suspensão e outras formas de poluição, que lançam material fino nas águas correntes (BRANCO et al., 1991).

A turbidez da água é muito influenciada pela vazão do corpo d'água, sendo que a tendência é que quanto maior a vazão, maior a turbidez. Isto ocorre porque a precipitação e a alteração da vazão desencadeiam processos erosivos que aumentam a turbidez, uma vez que durante as precipitações predominam as entradas de água de escoamento superficial. As águas pluviais promovem um efeito de lavagem dos solos, conduzindo aos cursos d'água impurezas e detritos encontrados em ruas e pavimentos. Essas impurezas constituem-se, em grande parte, de sólidos inorgânicos provenientes do solo (TAVARES, 2006).

Alta turbidez limita a penetração de raios solares, restringindo a realização da fotossíntese que, por sua vez, reduz a reposição do oxigênio e assim, diminui a produtividade de peixes. Logo, a turbidez pode influenciar a comunidade biológica, além de afetar adversamente os usos doméstico, industrial e recreacional dos corpos d'água (SÃO PAULO, 2008).

### ***Sólidos***

Quase todas as impurezas da água, com exceção dos gases dissolvidos, contribuem para a carga total de sólidos presentes em uma amostra (VON SPERLING, 2005). Os sólidos podem ser classificados de acordo com seu tamanho e características químicas. Quanto ao tamanho podem ser sedimentáveis, em suspensão, colóides e dissolvidos. Quanto às características químicas, podem ser voláteis ou fixos (BRANCO et al., 1991).

Von Sperling (2005) ressalta que a divisão dos sólidos por tamanho é, sobretudo, uma divisão prática. Por convenção, diz-se que as partículas de menores dimensões, capazes de passar por um papel de filtro de tamanho especificado, correspondem aos sólidos dissolvidos enquanto que as de maiores dimensões, retidas pelo filtro, são consideradas sólidos em suspensão. A rigor, os termos sólidos filtráveis e sólidos não

filtráveis são mais adequados. Numa faixa intermediária situam-se os sólidos coloidais, de grande importância no tratamento de água, mas de difícil identificação pelos métodos simplificados de filtração em papel. Nos resultados das análises de água, a maior parte dos sólidos coloidais entra como sólidos dissolvidos e, o restante, como sólidos em suspensão.

Ao se submeter os sólidos a uma temperatura elevada (550° C), a fração orgânica da água é volatilizada, permanecendo, após a combustão, apenas a fração inorgânica. Os sólidos voláteis representam, portanto uma estimativa de matéria orgânica nos sólidos, ao passo que os sólidos não voláteis (fixos) representam a matéria inorgânica ou mineral (VON SPERLING, 2005).

Os sólidos nas águas são responsáveis pelo aparecimento de cor e aumento da turbidez, influenciando diretamente na entrada de luz, e diminuindo o valor de saturação do oxigênio dissolvido (ALVES, 2006). Para os recursos hídricos, os sólidos podem causar danos aos peixes e à vida aquática. Podem sedimentar no leito dos rios destruindo organismos bentônicos ou também danificar os leitos de desova de peixes, além de reter bactérias e resíduos orgânicos no fundo dos rios, promovendo decomposição anaeróbia (SÃO PAULO, 2008; BRANCO et al. 1991).

### ***Formas Nitrogenadas***

De acordo com Tavares (2006), o nitrogênio é um dos elementos essenciais para os organismos vivos devido ao fato de ser um importante constituinte das proteínas, incluindo material genético. Além disso, é um elemento muito importante em sistemas aquáticos, sendo vital como macronutriente.

Na natureza existe em diversas formas, devido aos seus vários estados de oxidação. Nos ambientes aquáticos pode estar presente nas formas de nitrato ( $\text{NO}_3^-$ ), nitrito ( $\text{NO}_2^-$ ), íon amônio ( $\text{NH}_4^+$ ), amônia ( $\text{NH}_3$ ), óxido nitroso ( $\text{N}_2\text{O}$ ), nitrogênio molecular ( $\text{N}_2$ ), nitrogênio orgânico particulado (bactérias, fitoplâncton, etc), nitrogênio orgânico dissolvido (peptídeos, aminoácidos, amina, etc), entre outros (ESTEVES, 1998).

Na água, as formas nitrogenadas podem ser oriundas de fontes naturais, tais como a chuva e a matéria orgânica e inorgânica; ou antrópicas, como emissões atmosféricas de combustíveis fósseis, esgotos domésticos, efluentes industriais e defensivos agrícolas (TAVARES, 2006). Dependendo da maneira com que está presente no meio aquático, é possível perceber o estágio de degradação do manancial. Se em uma amostra da água de um rio, as análises demonstrarem predominância das formas reduzidas, pode-se inferir que

a poluição é recente. Se na amostra prevalecer a forma de nitrato, ao contrário, provavelmente a poluição é remota (VON SPERLING, 2005).

O nitrogênio amoniacal é a forma mais reduzida do nitrogênio, e é o primeiro composto produzido na degradação da matéria orgânica. É um nutriente presente na águas nas formas de amônia livre ( $\text{NH}_3$ ) e do cátion amônio ( $\text{NH}_4^+$ ) (ALVES, 2006).

A amônia é uma substância tóxica não persistente e não cumulativa. É liberada continuamente na água por meio da decomposição das substâncias nitrogenadas (proteínas, aminoácidos e uréia). Em baixas concentrações, não causa nenhum dano fisiológico aos seres vivos. Contudo, as altas concentrações, provenientes de efluentes domésticos, industriais e da agricultura, podem causar asfixia em peixes (ALVES, 2006).

O íon amônio é muito importante para os organismos produtores, porque sua absorção é energeticamente mais viável. A vantagem está na não necessidade de redução deste elemento no interior da célula desses seres vivos. Altas concentrações do amônio podem ter implicações ecológicas, pois exerce influência na dinâmica do oxigênio dissolvido, uma vez que é necessário oxigênio para oxidar o íon amônio. Desse modo, pode influenciar também a comunidade de peixes, uma vez que em pH baixo, o íon amônio se transforma em amônia livre e que, dependendo de sua concentração, pode ser tóxica para estes organismos (ESTEVEVES, 1998).

O nitrito é encontrado em águas superficiais em pequena quantidade, devido a sua instabilidade na presença de oxigênio (ALVES, 2006). É a forma de nitrogênio intermediária entre a amônia (forma reduzida) e o nitrato (forma mais oxidada). É formado na primeira fase do processo de nitrificação, em que as bactérias do gênero *Nitrossomonas* oxidam a amônia a nitrito (ESTEVEVES, 1998).

Altas concentrações de nitrito indicam a presença de efluentes industriais e são frequentemente associadas com qualidade microbiológica insatisfatórias para a água (ESTEVEVES, 1998). Em casos de aumentos drásticos de amônia ionizada, ou valores elevados de pH e temperatura, a nitrificação pode ocorrer em velocidade muito alta causando acúmulo de nitrito, tóxico para os peixes (ALVES, 2006).

O nitrato é a principal forma de nitrogênio encontrada na água, pois é o último produto do processo de nitrificação, sendo a forma mais oxidada de nitrogênio do meio. É solúvel em água, e sua presença em um corpo d'água é um indicador de poluição antiga. As principais fontes de poluição por nitratos são os adubos incorporados ao solo por atividades agrícolas, e efluentes de estações de tratamento de esgotos (ALVES, 2006).

O nitrato é tóxico para os seres humanos, podendo causar a metahemoglobinemia infantil, que é letal para crianças. Essa doença também é conhecida como síndrome do bebê azul; o nitrito reduz o nitrato na corrente sanguínea, competindo com o oxigênio livre, tornando o sangue da criança azul (ALVES, 2006).

### ***Fósforo Total***

Entre os elementos químicos responsáveis pelo crescimento e produção de matéria orgânica, o fósforo desempenha o papel mais importante. Isto se deve à sua participação em processos fundamentais do metabolismo orgânico, tais como armazenamento de energia e estruturação da membrana celular (ESTEVES, 1998).

O fósforo, por ser altamente reativo química e biologicamente, não ocorre em sua forma elementar nos sistemas aquáticos. As formas mais usuais de componentes fosforados, encontrados em meios aquáticos, incluem os ortofosfatos, os polifosfatos e os fosfatos orgânicos. Os fosfatos orgânicos são a forma em que o fósforo compõe moléculas orgânicas. Os ortofosfatos, por outro lado, são representados pelos radicais que, combinados com cátions, formam sais inorgânicos. Os polifosfatos ou fosfatos condensados são polímeros de ortofosfatos (BASSO, 2006).

As fontes naturais de fósforo se referem à composição das rochas da bacia de drenagem, ou seja, depende diretamente do conteúdo de fosfato presente nos minerais primários das rochas. Também podem ser consideradas fontes naturais os minerais provenientes da atmosfera e a decomposição de organismos mortos (ESTEVES, 1998).

As fontes artificiais incluem fontes pontuais ou difusas. A agricultura pode ser considerada a maior fonte difusa e, entre as pontuais, destacam-se o lançamento de esgotos doméstico e industrial (ESTEVES, 1998). A Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB) relata que o excesso de fósforo no meio aquático, devido a lançamentos de esgotos domésticos e efluentes industriais, conduz diretamente à eutrofização artificial das águas naturais (SÃO PAULO, 2008).

### ***Oxigênio Dissolvido***

O oxigênio é indispensável à vida, aos animais e à maior parte dos microorganismos que vivem da água. Sua quantificação é um índice expressivo da qualidade sanitária dos corpos d'água. Águas superficiais de boa qualidade devem ser saturadas de oxigênio. Um rio considerado limpo, em condições normais, apresenta

normalmente uma concentração de 8 a 10 mg L<sup>-1</sup>, no entanto, essa quantidade pode variar em função da temperatura e pressão do local (TAVARES, 2006; FARIAS, 2006).

De acordo com Alves (2006) e Von Sperling (2007), as principais fontes de oxigênio na água são os gases dissolvidos de origem natural ou antropogênica. A de origem natural ocorre pela dissolução do oxigênio atmosférico na água, ou a partir da produção por organismos fotossintetizantes, enquanto que, a de origem antropogênica ocorre por meio da aeração artificial.

O oxigênio dissolvido (OD) se reduz ou desaparece na água quando recebe grandes quantidades de substâncias orgânicas biodegradáveis encontradas, por exemplo, nos esgotos domésticos, em certos resíduos industriais, etc (FARIAS, 2006). Isso ocorre porque durante a estabilização da matéria orgânica, as bactérias presentes fazem uso do oxigênio dissolvido em seus processos respiratórios. Portanto, dependendo da magnitude do lançamento ocorrido, podem vir a morrer diversos seres aquáticos, inclusive os peixes. E, caso o oxigênio seja totalmente consumido, tem-se a condição anaeróbia, com geração de maus odores (VON SPERLING, 2007).

Assim, segundo CETESB, por meio de uma adequada provisão do teor de oxigênio dissolvido, podem ser avaliados os efeitos de resíduos oxidáveis sobre águas receptoras, durante a oxidação bioquímica. Além disso, é essencial para a manutenção de processos de autodepuração em sistemas aquáticos naturais (SÃO PAULO, 2008).

### ***Matéria Orgânica***

A matéria orgânica presente nos corpos d'água e nos esgotos é uma característica de primordial importância, sendo causadora do principal problema de poluição das águas: o consumo do oxigênio dissolvido pelos microrganismos, nos seus processos metabólicos de utilização e estabilização da matéria orgânica. Os principais componentes orgânicos são as proteínas, carboidratos, gordura e os óleos, além da uréia, surfactantes, fenóis, pesticidas e outros em menor quantidade (VON SPERLING, 2007).

A matéria carbonácea divide-se em não biodegradável (em suspensão ou dissolvida) e biodegradável (em suspensão ou dissolvida). Em termos práticos, não se caracteriza a matéria orgânica em termos de proteínas, carboidratos, gorduras etc., uma vez que há uma grande dificuldade na determinação destes componentes em laboratório, tanto em águas superficiais como em águas residuárias. Desse modo, utilizam-se métodos diretos e indiretos para a quantificação da matéria orgânica, ou do seu potencial poluidor. O procedimento tradicionalmente utilizado é a medição do consumo de oxigênio

dissolvido por meio da demanda bioquímica de oxigênio (DBO) e da demanda química de oxigênio (DQO) (VON SPERLING, 2007).

#### *Demanda Bioquímica de Oxigênio*

A Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) de uma água é a quantidade de oxigênio necessária para oxidar a matéria orgânica por decomposição microbiana aeróbia, para uma forma inorgânica estável. A  $DBO_{5,20}$  é normalmente considerada como a quantidade de oxigênio consumido durante o período de tempo de 5 dias numa temperatura de incubação de 20°C (SÃO PAULO, 2008; VON SPERLING, 2005).

A DBO é considerada um importante parâmetro para o controle da poluição das águas por matéria orgânica biodegradável. Em águas naturais, representa a demanda potencial de oxigênio dissolvido que poderá ocorrer devido à estabilização dos compostos orgânicos biodegradáveis, o que poderá reduzir os níveis de oxigênio das águas abaixo dos exigidos pela vida aquática. É um parâmetro imprescindível nos estudos de autodepuração dos cursos d'água e composição dos índices de qualidade dos mesmos (SABESP, 1997).

#### *Demanda Química de Oxigênio*

A demanda química de oxigênio (DQO) é a quantidade de oxigênio necessária para oxidação geral da matéria orgânica e inorgânica, por meio de um agente químico (TAVARES, 2006; VON SPERLING, 2007; SÃO PAULO, 2008).

O aumento da concentração de DQO num corpo d'água se deve principalmente a despejos de origem doméstica e industrial. A DQO é muito útil para observar a biodegradabilidade de despejos, quando utilizada juntamente com a DBO. Quanto mais o valor da  $DBO_5$  se aproximar da DQO mais biodegradável será o efluente. Além disso, é um parâmetro muito usado para a previsão de diluições de amostras na análise de DBO (VON SPERLING, 2005).

Entre as principais vantagens do teste de DQO destacam-se a oxidação apenas da matéria orgânica carbonácea, e o ganho de tempo para a realização do teste. Sua principal limitação está no fato de que superestima o oxigênio a ser consumido, pois nesta análise são oxidadas tanto as frações inertes, quanto a biodegradável (VON SPERLING, 2005).

Sua importância está no fato de indicar a concentração de compostos não biodegradáveis presentes no despejo e o grau de tratamento adequado para o mesmo. De acordo com Branco et al. (1991), águas naturais com valores de DQO até 30 mg L<sup>-1</sup> favorecem a biota aquática em ambientes lóticos.

### ***Compostos Químicos Tóxicos***

Os elementos-traço são elementos químicos presentes na natureza em pequenas concentrações, da ordem de partes por bilhão (ppb), ou partes por milhão (ppm). Sua presença num corpo d'água é essencial para a existência de vida aquática. Alguns deles, como o ferro (Fe), manganês (Mn), cobre (Cu), entre outros, são essenciais aos seres vivos em pequenas concentrações, pois participam de um grande número de processos fisiológicos. Porém, quando presentes em altas concentrações, podem se tornar tóxicos aos organismos vegetais e animais. Outros elementos, como chumbo (Pb), cádmio (Cd), cromo (Cr), níquel (Ni) etc., não participam de nenhuma função biológica conhecida e são tóxicos para a maioria dos seres vivos (ESTEVES, 1998).

Os principais constituintes responsáveis pela presença desses elementos na água são os sólidos em suspensão e os sólidos dissolvidos. Estes podem ser de origem natural ou artificial. O intemperismo das rochas e a erosão do solo são as fontes naturais mais comuns. As fontes artificiais são provenientes de despejos industriais, de atividades mineradoras e da agricultura que faz uso de suplementos e defensivos agrícola, compostos orgânicos recalitrantes e surfactantes (ESTEVES, 1998; BRAGA et al., 2005; VON SPERLING, 2007).

### ***Metais***

Grande parte dos poluentes inorgânicos é tóxica. Entre estes têm especial destaque os metais. Todos os metais podem ser solubilizados pela água e a sua concentração tóxica nos ambientes aquáticos naturais é bem pequena (BRAGA et al., 2005; VON SPERLING, 2007).

A poluição dos corpos d'água por metais, resultante dos significativos despejos das atividades antrópicas, tem causado sérios problemas ambientais em todas as partes do mundo. Esta situação é agravada devido à ausência da eliminação natural, ou seja, a degradação destes compostos. Com isso, os metais mudam de um compartimento para outro dentro do ecossistema por meio da cadeia alimentar (bioacumulação), ocasionando risco toxicológico e de saúde pública (FÖRSTNER; WITTMANN, 1981).

Às vezes é difícil detectar as concentrações dos metais no meio aquático, porque alguns deles se depositam no fundo dos corpos d'água e, em muitos casos, tais concentrações são inferiores à capacidade de detecção dos equipamentos utilizados nos laboratórios encarregados do monitoramento da qualidade das águas. Entretanto, existem situações em que essas substâncias são recolocadas em circulação por meio de reações

químicas. Por exemplo, águas ácidas deficientes em oxigênio dissolvido favorecem reações com metais depositados nos sedimentos (BRAGA et al., 2005).

Garcia et al. (1996) estudaram a incidência de elementos-traços em ambientes lóticos, como impureza proveniente de fertilizantes e defensivos aplicados aos solos agrícolas, tendo encontrado que as adições mais expressivas foram de Mn, Zn, Co e Pb. Ramalho, Sobrinho e Velloso (2000) identificaram nos cursos d'água da sub-bacia de Caetés, no Rio de Janeiro, a presença de Cd, Pb e Mn em concentrações significativas devido ao uso de agroquímicos nas áreas de cultivo da bacia.

Farias et al. (2007) observaram, em pesquisa realizada nas águas do rio Cabelo, Paraíba, que houve superação dos níveis estabelecidos pela legislação brasileira para o Cd, Pb e Fe em razão dos despejos domésticos e industriais realizados às margens no rio principal

Santos, Lenzi e Coelho (2008) estudaram a ocorrência de metais na bacia do rio Ivaí – PR em decorrência do uso do solo. Os autores concluíram que os metais pesados Pb, Zn, Cu e Fe apresentam um maior potencial de impactar o rio em consequência da atividade agrícola da bacia hidrográfica.

Logo, devido a relevância dos metais supracitados e de outros que também vêm sendo alvo de estudos científicos, serão detalhados com maior destaque o alumínio (Al), bário (Ba), cádmio (Cd), cálcio (Ca), chumbo (Pb), cobalto (Co), cobre (Cu), cromo (Cr), ferro (Fe), manganês (Mn), níquel (Ni), sódio (Na) e o zinco (Zn).

- Alumínio

O Alumínio (Al) é o principal constituinte de um grande número de componentes atmosféricos, particularmente de poeira derivada de solos e partículas originadas da combustão de carvão. Na água, o alumínio é complexado e influenciado pelo pH, temperatura e a presença de fluoretos, sulfatos, matéria orgânica e outros ligantes. A solubilidade é baixa em pH entre 5,5 e 6,0 (PIVELI, KATO, 2006; SÃO PAULO, 2008).

O alumínio deve apresentar maiores concentrações em profundidade, onde o pH é menor e pode ocorrer anaerobiose. Se a estratificação, e conseqüente anaerobiose, não forem muito fortes, o teor de alumínio diminui no corpo de água como um todo, à medida que se distancia a estação das chuvas. O aumento da concentração de alumínio está associado ao período de chuvas e, portanto, com a alta turbidez (SÃO PAULO, 2008).

Outro aspecto chave da química do alumínio é sua dissolução no solo, para neutralizar a entrada de ácidos com as chuvas ácidas. Nesta forma, ele é extremamente tóxico à vegetação e pode ser escoado para os corpos d'água (WHO, 1998).

A principal via de exposição humana não ocupacional é pela ingestão de alimentos e água. Há considerável evidência que o alumínio é neurotóxico. Porém, em experimentos com animais, há uma grande variação desse efeito, dependendo da espécie analisada. Não há indicação de carcinogenicidade, no entanto, o acúmulo de alumínio no homem tem sido associado a problemas renais e ao aumento de casos de demência senil do tipo doença de Alzheimer (WHO, 1998; OLIVEIRA et al., 2005).

- **Bário**

O Bário (Ba) pode ocorrer naturalmente na água, na forma de carbonatos em algumas fontes minerais. Decorre principalmente das atividades industriais e da extração da bauxita (WHO, 2001; PIVELI, KATO, 2006; SÃO PAULO, 2008). Os sais de bário são utilizados industrialmente na elaboração de cores, fogos de artifício, fabricação de vidro, inseticidas, etc. (US.EPA, 2005a; PIVELI, KATO, 2006).

Não possui efeito cumulativo no homem, mas estudos mostram efeitos no coração, constrição dos vasos sanguíneos, elevando a pressão arterial e efeitos sobre o sistema nervoso (CUNHA, MACHADO, 2004). O sulfato de bário tem uma aplicação como contraste em diagnósticos por raios-X (radiografias de estômago e intestino). Mas esse procedimento não apresenta perigo, uma vez que este é insolúvel, ou seja, não vai ser absorvido pelo homem (SÃO PAULO, 2008).

- **Cádmio**

O cádmio (Cd) se apresenta nas águas naturais devido às descargas de efluentes industriais, principalmente das galvanoplastias, produção de pigmentos, soldas, equipamentos eletrônicos, lubrificantes e acessórios fotográficos. É utilizado como inseticida. A queima de combustíveis fósseis e a mineração se constituem também em fontes de cádmio para o ambiente (US.EPA, 2005b; PIVELI, KATO, 2006; CHAVES, 2008).

Esse metal não apresenta nenhuma qualidade conhecida que o torne benéfico ou essencial para os seres vivos. Aliás, possui um elevado potencial tóxico, capaz de acumular em organismos aquáticos, possibilitando sua entrada na cadeia alimentar (OLIVEIRA, 2007; CHAVES, 2008). Além disso, pode ser fator para vários processos patológicos no

homem incluindo disfunção renal, hipertensão, arteriosclerose, inibição no crescimento, doenças crônicas em idosos e câncer (SÃO PAULO, 2008; CHAVES, 2008).

O cádmio ocorre na forma inorgânica, pois seus compostos orgânicos são instáveis; além dos malefícios já mencionados, é um irritante gastrointestinal, causando intoxicação aguda ou crônica sob a forma de sais solúveis. No Japão, um aumento de concentração de cádmio de  $0,005 \text{ mg L}^{-1}$  para  $0,18 \text{ mg L}^{-1}$ , provocado por uma mina de zinco, causou uma doença óssea na população conhecida como "Doença de Itai-Itai" (SÃO PAULO, 2008).

- Cálcio

O conhecimento do cálcio (Ca) como elemento químico é relativamente recente. Contudo, alguns dos seus compostos são conhecidos desde tempos remotos, pois já os romanos usavam o hidróxido de cálcio, a cal hidráulica e o óxido de cálcio nas construções. Dado que é um elemento muito ativo, o cálcio não aparece livre na natureza. Ocorre, sobretudo, sob a forma de carbonatos, sulfatos, fluoretos, fosfatos, silicatos e boratos. As águas naturais contêm, normalmente, sais de cálcio dissolvidos, como o carbonato e o sulfato de cálcio (MARQUES, 1999).

De acordo com Marques (1999), este elemento tem importante aplicação como constituinte de ligas de chumbo e de alumínio. Atua como agente redutor na obtenção de outros metais, a partir dos seus óxidos e como desoxidante para o ferro, aço, cobre e suas ligas. Além disso, é largamente utilizado na construção civil, na indústria farmacêutica e também em áreas agrícolas, sendo empregado como fertilizante.

O cálcio é um elemento essencial aos organismos vivos. Nos animais, é o elemento inorgânico mais abundante, localizado principalmente nos ossos e nos dentes, sob a forma de fosfato de cálcio. A deficiência de cálcio no homem pode provocar raquitismo, falhas no mecanismo de coagulação do sangue, distúrbios nervosos e contrações musculares convulsivas (MARQUES, 1999).

Nas plantas tem um importante papel no metabolismo, mas pode ser prejudicial em altas concentrações. Segundo Dias & Álvarez (1996 apud Farias, 2006), por ser altamente reativo com magnésio e potássio, pode ocasionar a deficiência de ambos nos vegetais, por causa da baixa disponibilidade desses minerais no solo e, assim, gerando sérios problemas no desenvolvimento e formação de frutos.

- Chumbo

A queima de combustíveis fósseis é uma das principais fontes de chumbo (Pb) (TAVARES, 2006; CHAVES, 2008). Está presente na água devido às descargas de efluentes industriais, como os efluentes das indústrias de acumuladores (baterias), metalurgia e pelo uso indevido de tintas, tubulações e acessórios a base de chumbo (PIVELI, KATO, 2006; OLIVEIRA, 2007; SÃO PAULO, 2008).

Constitui-se em uma substância tóxica cumulativa, provocando um envenenamento crônico denominado saturnismo (PIVELI, KATO, 2006). Outros sintomas de uma exposição crônica ao chumbo são: tontura, irritabilidade, dor de cabeça, perda de memória, déficit das funções cognitivas, diminuição das funções sensoriais, nervosas involuntárias e renais, e alguns estudos epidemiológicos demonstraram a ocorrência de partos prematuros (CHAVES, 2006). A toxicidade do chumbo, quando aguda, é caracterizada pela sede intensa, sabor metálico, inflamação gastrointestinal, vômitos e diarreias (SÃO PAULO, 2008).

- Cobalto

O cobalto (Co) é um elemento químico relativamente raro e que, além de ser essencial, presente na vitamina B12, tem uma larga utilização na indústria metalúrgica para produção de aços com características especiais de dureza e resistência (ATSDR, 2004; OLIVEIRA, 2007). Na forma de óxidos, é utilizado como catalisador na indústria química e de óleos. Na forma de sais, uma das utilizações é na indústria de cerâmica, como pigmento. O cobalto também é utilizado na cobaltoterapia para substituir o rádio no tratamento de alguns tipos de câncer (ALVES e ROSA, 2003; ATSDR, 2004).

Assim como todos os micronutrientes essenciais, este elemento apresenta duas zonas de exposição incompatíveis com a vida, tanto a deficiência, como o excesso, pode levar à doença ou à morte. Para a população em geral, a água e os alimentos representam as principais fontes de exposição. Quando ingerido, é captado por todos os tecidos, contudo, as concentrações mais altas são encontradas no fígado. Não há indicações de que o Cobalto se acumule no organismo com o passar dos anos. No entanto, diversos experimentos realizados em animais de laboratório mostraram que injeções intramusculares, subcutâneas ou intraperitoneais, únicas ou repetidas, de pó ou compostos de cobalto, podem produzir tumores cancerígenos no local da injeção (ALVES e ROSA, 2003; ATSDR, 2004).

- Cobre

O cobre (Cu) ocorre naturalmente nas águas em concentrações baixas devido à adsorção de minerais de argila, óxidos de ferro e resíduos orgânicos. As fontes naturais de cobre no ambiente são provenientes da intemperização de sulfitos e carbonatos (NIEWEGLOWSKI, 2006; OLIVEIRA, 2007).

As fontes artificiais de cobre incluem corrosão de tubulações de latão por águas ácidas, efluentes de estações de tratamento de esgotos, uso de compostos de cobre como algicidas aquáticos, usos agrícolas como fungicida e pesticida e, precipitação atmosférica de fontes industriais. As principais fontes industriais incluem as indústrias de mineração, fundição e refinação (AGUIAR, 2005; SÃO PAULO, 2008).

Este elemento em pequenas quantidades é até benéfico ao organismo humano, catalisando a assimilação do ferro e seu aproveitamento na síntese da hemoglobina do sangue humano, facilitando a cura de anemias. Quando em concentrações elevadas, é prejudicial à saúde, confere sabor às águas, além de ser altamente tóxico aos peixes e outros organismos de vida aquática (NIEWEGLOWSKI, 2006; OLIVEIRA, 2007; SÃO PAULO, 2008).

Existem poucos casos reportados sobre efeitos agudos do cobre no homem. Entre eles, destacam-se queimação gástrica, náuseas, vômitos, diarréias, lesões no trato gastrointestinal, e anemia hemolítica. Efeito crônico é raramente reportado, exceto o Mal de Wilson, responsável pelo acúmulo de cobre no fígado, no cérebro e nos rins (CHAVES, 2008)

- Cromo

O elemento cromo (Cr) é amplamente distribuído na superfície terrestre e ocorre na natureza nos três estados de oxidação 0, +3, +6, sendo o +3 o mais estável (OLIVEIRA, 2007).

As concentrações de cromo em água doce em geral são muito baixas (GONÇALVES, 2008). Este elemento é comumente utilizado em aplicações industriais e domésticas, como na produção de alumínio anodizado, aço inoxidável, tintas, pigmentos, explosivos, papel e fotografia (CHAVES, 2008; SÃO PAULO, 2008).

Na forma trivalente, o cromo é essencial ao metabolismo humano e, sua carência, causa doenças. (CHAVES, 2008). Na forma hexavalente, é tóxico e cancerígeno (SÃO PAULO, 2008).

- Ferro

Nas águas superficiais, o nível de ferro aumenta nas estações chuvosas devido ao carreamento de solos agrícolas e a ocorrência de processos de erosão das margens dos rios (PIVELI, KATO, 2006). Também é importante a contribuição dos despejos de efluentes industriais, pois muitas indústrias metalúrgicas desenvolvem atividades de remoção da camada oxidada (ferrugem) das peças antes de seu uso, processo conhecido por decapagem (PIVELI, KATO, 2006; SÃO PAULO, 2008).

O ferro, apesar de não se constituir em um elemento tóxico, traz diversos problemas para o abastecimento público de água. Confere cor e sabor à água, provocando manchas em roupas e utensílios sanitários. Também traz o problema do desenvolvimento de depósitos em canalizações e de ferro-bactérias, provocando a contaminação biológica da água na própria rede de distribuição (PIVELI, KATO, 2006).

- Manganês

O manganês (Mn) pertence ao grupo dos elementos indispensáveis ao metabolismo dos seres vivos, os micronutrientes. Este elemento exerce influência na ciclagem de outros nutrientes e tem grande relevância no metabolismo de determinadas bactérias (SÃO PAULO, 2008).

É muito usado na indústria do aço, na fabricação de ligas metálicas e baterias e na indústria química em tintas, vernizes, fogos de artifícios e fertilizantes, entre outros (ESTESVES, 1998).

O comportamento deste elemento nas águas é muito semelhante ao do ferro, em seus aspectos mais diversos, sendo que a sua ocorrência é mais rara. O manganês desenvolve coloração negra na água, podendo-se se apresentar nos estados de oxidação  $Mn^{+2}$  (forma mais solúvel) e  $Mn^{+4}$  (forma menos solúvel). Uma concentração menor que  $0,05 \text{ mg L}^{-1}$ , geralmente é aceitável em mananciais, devido ao fato de não ocorrerem, nesta faixa de concentração, manifestações de manchas negras ou depósitos de seu óxido nos sistemas de abastecimento de água (PIVELI, KATO, 2006).

- Níquel

O níquel (Ni) não ocorre como metal nativo. Os seus principais minérios são os sulfuretos, os silicatos e os arsenetos. A maior contribuição para o ambiente, pela atividade humana, é a queima de combustíveis fósseis. Como contribuintes principais têm-se os processos de mineração e fundição do metal, fusão e modelagem de ligas, indústrias de

eletrodeposição e, como fontes secundárias, a fabricação de alimentos, artigos de panificadoras, refrigerantes e sorvetes aromatizados (MARQUES, 1999; PIVELI, KATO, 2006).

Estudos recentes demonstram que é carcinogênico (PIVELI, KATO, 2006). Doses elevadas de níquel podem causar dermatites nos indivíduos mais sensíveis e afetar nervos cardíacos e respiratórios. Concentrações de  $1,0 \text{ mg L}^{-1}$  desse complexo são tóxicas aos organismos de água doce. Apesar de não existirem muitas referências bibliográficas quanto à toxicidade do níquel, é possível mencionar que, assim como para outros íons metálicos, em soluções diluídas, este elemento pode precipitar a secreção da mucosa produzida pelas brânquias dos peixes (SÃO PAULO, 2008).

- Sódio

Todas as águas naturais contêm alguma concentração de sódio (Na), já que seus sais são altamente solúveis em água, podendo ser considerado um dos elementos mais abundantes na Terra (WHO, 1996a; PEIXOTO, 1999). Ele se encontra na forma iônica e na matéria das plantas e animais, uma vez que é um elemento essencial para os organismos vivos (PEIXOTO, 1999; MARQUES, 1999).

O aumento de concentração nas águas superficiais pode provir de esgotos e efluentes industriais. No entanto, as concentrações de sódio nas águas superficiais podem variar consideravelmente, dependendo das condições geológicas do local (WHO, 1996a). Este elemento é comumente medido onde se utiliza a água para abastecimento doméstico, ou para agricultura, particularmente na irrigação. Quando em certos tipos de solo os níveis de sódio são elevados, sua estrutura pode degradar-se pelo restrito movimento da água, afetando o crescimento das plantas (SÃO PAULO, 2008).

- Zinco

O zinco (Zn) é largamente utilizado em galvanoplastias, na forma metálica e de sais, tais como, cloreto, sulfato, cianeto, etc. Pode entrar no ambiente por meio de processos de produção de zinco primário, combustão de madeira, incineração de resíduos, produção de ferro e aço e efluentes domésticos (SÃO PAULO, 2008).

De forma natural, a disponibilidade do zinco para o ambiente é similar a vários outros metais, ou seja, o intemperismo atua na desagregação das rochas, solubilizando o Zn, e disponibilizando-o para o solo, onde, a partir do qual, será transportado pelas águas

superficiais (AGUIAR, 2005). Em elevadas concentrações, confere sabor à água e certa opalescência a águas alcalinas (WHO, 1996b).

Os efeitos tóxicos do zinco sobre os peixes, assim como sobre as algas, são muito conhecidos. A ação desse íon metálico sobre o sistema respiratório dos peixes é semelhante à do níquel, anteriormente citada (NIEWEGLOWSKI, 2006). As experiências com outros organismos aquáticos são escassas. No entanto, de acordo com Niewglowski (2006), sua toxicidade decresce no ambiente na medida em que a dureza da água aumenta. Por outro lado, a toxicidade é maior com a elevação da temperatura e com o decréscimo da concentração de OD na água.

É preciso ressaltar que o zinco em quantidades adequadas é um elemento essencial e benéfico para o metabolismo humano, sendo que a atividade da insulina e diversos compostos enzimáticos dependem da sua presença. A deficiência do zinco nos animais pode conduzir ao atraso no crescimento (SÃO PAULO, 2008).

### *Defensivos Agrícolas*

Segundo Sanches et al. (2003), Coutinho et al. (2005) e Pinheiro e Rosa (2008), a agricultura exige a aplicação de energia externa no seu ecossistema, seja para o aumento da produtividade, seja para substituir as perdas por lixiviação dos nutrientes e pelas colheitas. Além disso, a produção agrícola sempre foi intensamente afetada pelo aparecimento de formas de vida indesejáveis, tais como, fungos, insetos e ervas daninha. Assim, para a manutenção econômica de todo sistema agrícola, tornou-se necessária a utilização de agrotóxicos ou defensivos agrícolas de diversas classes químicas.

Neste contexto, o papel do defensivo é evitar a quebra de safras por ataque de pragas ou doenças às culturas, ou servir como coadjuvante na preservação das safras armazenadas. De acordo com a destinação específica do uso, os defensivos agrícolas estão distribuídos em três grupos principais (SANCHES, et al. 2003; PERUÇO, 2004; COUTINHO et al., 2005):

- Inseticidas, para o controle de pragas;
- Fungicidas, para o controle de doenças fúngicas; e,
- Herbicidas, para o controle de plantas concorrentes.

No entanto, o uso indiscriminado e pouco criterioso de defensivos trouxe e continua trazendo problemas muito sérios para o ambiente e para a saúde humana (COUTINHO et al., 2005). Os defensivos vêm sendo considerados como a segunda maior fonte de contaminação dos corpos d'águas. Segundo Vasconcelos, Verani e Sá (2006) e Piveli, Kato

(2006), as águas de escoamento superficial são o principal meio de transporte dos defensivos, que são empregados nas culturas agrícolas.

As substâncias cuja desintegração é mais lenta, em condições naturais, são as que apresentam risco. Conforme a pesquisa de Vasconcelos, Verani e Sá (2006), os principais efeitos nocivos dos defensivos agrícolas no ambiente são a presença de resíduos no solo, na água, no ar e em animais domésticos e silvestres; a modificação na vegetação por ação dos herbicidas; a mortalidade de algumas espécies de peixes; a eliminação de alguns insetos benéficos; a ingestão de alimentos com resíduos e envenenamentos agudos.

- Glifosato

Embora muitas mudanças e inovações surjam na agricultura, entre elas o advento das culturas transgênicas, mais resistentes às pragas, o uso de herbicidas ainda é destacado visto que essas inovações genéticas realizadas, não impedem o florescimento de ervas daninhas no campo. Neste cenário, a utilização do herbicida glifosato (N-(fosfonometil)glicina) sobressai devido a sua elevada eficiência na eliminação de ervas daninhas (AMARANTE JÚNIOR et al., 2002; GALLI, MONTEZUMA, 2005; EXTOXNET, 2003).

Desde 1971, quando foi relatado como herbicida, três tipos principais de glifosato vêm sendo comercializados: glifosato-isopropilamônio; glifosato-sesquisódio, patenteado pela Monsanto e vendido como Round-up<sup>®</sup>; e, glifosato-trimesium, patenteado pela atual Syngenta. O seu uso é freqüente nas lavouras devido a suas propriedades herbicidas de amplo espectro e por ser relativamente pouco tóxico. Atualmente, representa 60% do mercado mundial de vendas de herbicidas, contabilizando um total de US\$ 1,2 bilhão/ano com vendas do produto (AMARANTE JÚNIOR et al., 2002; WHO 2004b; NIEWEGLOWSKI, 2006, BRASIL, 2007).

As formulações comerciais do herbicida podem ser usadas nas entrelinhas de culturas de ameixa, cacau, café, citrus, maçã, nectarina, pêra, soja, uva, arroz, algodão, milho, trigo e em pastagens. Também pode ser empregado como dessecante em plantios diretos, como maturador de cana-de-açúcar e ou diretamente na água para a eliminação de plantas aquáticas (GALLI, MONTEZUMA, 2005; BRASIL, 2007).

As plantas tratadas com glifosato morrem lentamente, em poucos dias ou semanas, e devido ao seu transporte por todo o sistema, nenhuma parte da planta sobrevive. A forma mais importante de degradação ocorre pela ação de microrganismos, no entanto, seu tempo de meia-vida pode variar de dias até anos, dependendo do tipo de solo e dos

microrganismos presentes (AMARANTE JÚNIOR et al., 2002; GALLI, MONTEZUMA, 2005).

No ambiente, as concentrações mais altas foram encontradas no solo, mas tende a ser inativo, desde que seja adsorvido por este. Em raras ocasiões, o herbicida tem sido detectado em amostras de águas e neste caso, o glifosato pode ser adsorvido pelos sedimentos, sendo carregado por estes (GALLI, MONTEZUMA, 2005).

Contudo, Matos et al. (2002), monitoraram a presença de glifosato em amostras de águas coletadas em área orizícola, submetida a plantio direto. Foram encontrados, nesta pesquisa, níveis deste herbicida em concentrações acima do limite máximo permitido pela US. EPA,  $7 \mu\text{g L}^{-1}$ .

De acordo com a Organização Mundial da Saúde, a toxicidade deste herbicida é considerada relativamente baixa em animais (WHO, 2004b). Porém, alguns dos componentes de seus produtos formulados, como por exemplo, os surfactantes, apresentam-na mais elevada que o ingrediente ativo. Desse modo, diante do potencial irritante e tóxico destas substâncias, novos surfactantes têm sido desenvolvidos e produtos com estas novas formulações vêm sendo vendidos, com aprovação dos órgãos de fiscalização competentes (AMARANTE JÚNIOR et al., 2002).

Ademais, nos sistemas aquáticos, os peixes e os invertebrados são os mais sensíveis a este herbicida e aos outros componentes de seus produtos comerciais. Um estudo realizado por Vasconcelos, Verani e Sá (2006), em larvas do bagre *Rhamdia hilarii* mostrou que elevadas doses de glifosato nas águas retarda o desenvolvimento e diferenciação sexual das larvas desse peixe.

Em estudos realizados com herbicidas quanto a sua ação sobre microorganismos, observou-se que o glifosato apresenta a segunda maior toxicidade para bactérias e fungos (AMARANTE JÚNIOR et al., 2002; GALLI, MONTEZUMA, 2005).

O glifosato é uma das moléculas herbicidas mais estudadas mundialmente em termos de segurança ambiental e saúde humana. Absorvido via oral ou dérmica, entre os efeitos agudos e crônicos em seres humanos encontram-se dermatite de contato, hipertermia, anúria, oligúria, hipotensão, conjuntivite, edema orbital, choque cardiogênico, arritmias cardíacas, edema pulmonar não-cardiogênico, pneumonite, necrose tubular aguda, elevação de enzimas hepáticas, acidose metabólica e hipercalemia (EXTOXNET, 1996; AMARANTE JÚNIOR et al., 2002; GALLI, MONTEZUMA, 2005; BRASIL, 2007).

### **2.5.1.2 Características Biológicas**

Os microrganismos são os maiores responsáveis pela transmissão e proliferação de doenças de origem hídrica. Eles representam o mais variado grupo de organismos que vivem na Terra e ocupam importante papel nos diversos ecossistemas. Dentro do reino microbiano, existem espécies aptas a atacar compostos ferrosos e a sobreviver em condições extremamente inadequadas às outras formas de vida, tais como ambientes com elevados níveis de temperatura e pH (WHO, 2004a; BASSO, 2006).

Segundo Von Sperling (2005), os microrganismos desempenham diversas funções de fundamental importância principalmente as relacionadas com a transformação da matéria dentro dos ciclos biogeoquímicos, sendo que, o aspecto de maior relevância, em termos da qualidade biológica da água, é relativo à possibilidade da transmissão de doenças. A determinação da potencialidade de uma água transmitir doenças pode ser efetuada de forma indireta, através dos organismos indicadores de contaminação fecal, pertencentes principalmente ao grupo de coliformes.

#### ***Coliformes Termotolerantes***

As bactérias do grupo coliforme são consideradas os principais indicadores de contaminação fecal. O grupo coliforme é formado por um número de bactérias que inclui os gêneros *Klebsiella*, *Escherichia*, *Serratia*, *Erwenia* e *Enterobactéria*. Todas as bactérias coliformes são gran-negativas manchadas, de hastes não esporuladas, que estão associadas com as fezes de animais de sangue quente e com o solo (SÃO PAULO, 2008).

As bactérias coliformes termotolerantes reproduzem-se ativamente a 44,5°C e são capazes de fermentar o açúcar. Para indicar poluição sanitária, a utilização de bactérias coliformes termotolerantes mostra-se mais significativa que o uso de bactéria coliforme total, visto que as bactérias fecais estão restritas ao trato intestinal de animais de sangue quente (SÃO PAULO, 2008).

Sobre esse aspecto, o trabalho de Vasconcelos, Iganci e Ribeiro (2006) teve objetivo de analisar a qualidade microbiológica da água do rio São Lourenço, em São Lourenço-RS, em trechos que esse curso d'água recebe resíduos agrícolas e efluentes domésticos sem tratamento prévio. Com os resultados obtidos constatou-se que todos os pontos estavam impróprios para o uso previstos para esse rio devido à alta contaminação por coliformes termotolerantes, em 93% das amostras analisadas.

Silva e Mariko (2008) avaliaram a qualidade sanitária do rio Una, São Paulo, pela ocorrência de coliformes termotolerantes, no período das chuvas. Os resultados mostraram

que as taxas de coliformes totais oscilaram entre 17 a 300 NMP (100 mL)<sup>-1</sup>. Os autores concluíram que os altos valores de coliformes termotolerantes evidenciam uma contaminação de origem fecal. A ocupação urbana, instalada sem planejamento e sem preocupação com as condições higiênico-sanitárias, está entre os principais fatores que levaram ao comprometimento da qualidade sanitária deste rio.

A determinação da concentração dos coliformes assume importância como parâmetro indicador da possibilidade da existência de microorganismos patogênicos, responsáveis pela transmissão de doenças de veiculação hídrica, tais como febre tifóide, febre paratifóide, disenteria bacilar e cólera (WHO, 2004a).

### **2.5.2 Padrões de Qualidade**

Para controlar e regulamentar a qualidade a ser mantida num corpo d'água, é preciso estabelecer critérios para as condições e os parâmetros considerados fundamentais para a preservação do manancial (TAVARES, 2006). De acordo com Alves (2006), os padrões devem ser cumpridos, por força da legislação, pelas entidades envolvidas com a água a ser utilizada.

Os padrões de qualidade são função do uso previsto para a água e, segundo Tavares (2006), é possível definir pelo menos três tipos de padrões no que tange a qualidade da água:

- Padrões de lançamento no corpo receptor;
- Padrões de qualidade do corpo receptor; e,
- Padrões de qualidade para determinado uso imediato (padrões de potabilidade).

A Resolução CONAMA nº. 357, de 17 de março de 2005, dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências (BRASIL, 2005).

Como marco legal, a Resolução nº 357/2005 estabeleceu o controle sobre as condições de qualidade de água em 12 parâmetros indicadores de qualidade e em 67 substâncias potencialmente prejudiciais (parâmetros orgânicos e inorgânicos), além de dividir as águas do território nacional em águas doces, salobras e salinas. Em função dos usos previstos, foram criadas 11 classes distintas e, em cada classe, uma determinada qualidade a ser mantida.

Quanto aos padrões para lançamento de efluentes, o Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA), por meio da Resolução CONAMA nº 397, de 03 de abril de 2008, alterou o inciso II do § 4º e a Tabela X do §5º, ambos do art. 34 da Resolução CONAMA nº. 357, de 2005 (BRASIL, 2008a). Entre os destaques dessa nova resolução, têm-se o estabelecimento do limite permissível de outros parâmetros inorgânicos e ainda, a eliminação da necessidade da análise de nitrogênio amoniacal total em sistemas de tratamento de esgotos sanitários

Alves (2006) descreve que estas resoluções, devem ser entendidas como um instrumento de melhoria do sistema de gestão de águas no Brasil. Ressalta também, que além de ser factível e flexível, respeita as diversidades regionais de cada Estado.

Os padrões de potabilidade, em especial para aquelas águas destinadas ao abastecimento humano, são estabelecidos pela Organização Mundial da Saúde (OMS). A OMS define como água potável aquela que:

- Apresenta aspecto límpido e transparente;
- Não apresenta cheiro ou gosto;
- Não contém nenhum tipo de microrganismo patogênico; e,
- Não contém nenhuma substância em concentrações que possam causar qualquer tipo de prejuízo à saúde (OMS, 2006).

No Brasil, os padrões de potabilidade são definidos pelo Ministério da Saúde, por meio da Portaria nº. 518, de 26 de março de 2004. Esses padrões, de um modo geral, são valores máximos permitidos de concentração para uma série de substâncias e componentes presentes na água (BRASIL, 2004).

## **2.6 Autodepuração**

O ecossistema de um corpo d'água, antes de lançamento de despejos biodegradáveis, encontra-se usualmente em um estado de equilíbrio. Após a entrada da fonte poluidora, o equilíbrio entre as comunidades é afetado, resultando em uma desorganização inicial, seguida por uma tendência posterior à organização. Essa capacidade de recuperar naturalmente o equilíbrio aquático é denominada autodepuração (VON SPERLING, 2007).

Por se tratar do restabelecimento do equilíbrio, pode ser comparado com o fenômeno de sucessão ecológica, em que o restabelecimento das condições ideais é feito por mecanismos naturais, havendo uma sequência sistemática de ações até que se estabeleça o equilíbrio com as condições locais novamente (BRAGA et al., 2005; SARDINHA et al., 2008).

Os mecanismos naturais que interferem na capacidade de recuperação, ou autodepuração, dos rios são decorrentes de fatores físicos, químicos, bioquímicos e biológicos, nos quais se destacam: a velocidade das águas, a vazão, a morfologia do leito, a temperatura e a transparência da água, a quantidade de oxigênio dissolvido na água, a concentração de substâncias orgânicas e inorgânicas e a quantidade de biomassa de microrganismos presente nos efluentes (BRAGA et al., 2005).

De um modo geral, os corpos d'água podem ser vistos como verdadeiros reatores biológicos de fluxo disperso. Como explicado por Von Sperling (2007), as concentrações dos constituintes em um corpo d'água são alteradas ao longo do tempo e do espaço devido a processos físicos de advecção e dispersão. Nos rios, a advecção é responsável por mover os constituintes de montante para a jusante; é o principal mecanismo de transporte e não altera as características da substância. Já a dispersão refere-se ao movimento da massa devido a mistura, causando o espalhamento e diluição dos constituintes ao longo do tempo.

Dessa forma, nota-se que a velocidade e a vazão dos corpos d'água são de suma importância no processo depurativo, pois interferem no tempo de permanência das partículas e no transporte das substâncias à jusante do lançamento (BRIGANTE et al., 2003). Outro fator significativo é a quantidade de oxigênio dissolvido (OD) presente no corpo d'água. Por ser um elemento essencial à vida aquática, a concentração de OD no meio tem sido utilizada para a determinação do estágio de depuração em cursos d'água, sendo seu teor expresso em concentrações quantificáveis e passíveis de modelagem matemática (VON SPERLING, 2007).

De acordo com a quantidade de oxigênio dissolvido na água, o fenômeno da autodepuração pode ser dividido em: a decomposição e a recuperação (BRAGA et al., 2005). É o balanço de oxigênio entre as fontes de consumo (oxidação da matéria orgânica, demanda bentônica e nitrificação) e as fontes de produção (reaeração atmosférica e fotossíntese), influenciado pelas características hidráulicas do curso de água, que torna possível o restabelecimento das condições normais do rio (VON SPERLING, 2007). A Figura 2.3 ilustra os componentes responsáveis pelo balanço de oxigênio dissolvido no curso d'água.

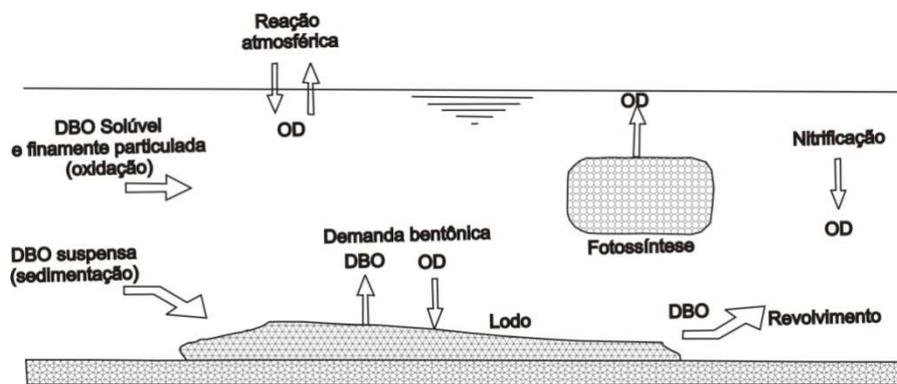


Figura 2.3 - Fenômenos integrantes no balanço do oxigênio dissolvido (VON SPERLING, 2007).

Segundo Von Sperling (2007), a oxidação da matéria orgânica corresponde ao principal fator de consumo de oxigênio. O consumo de OD se deve a respiração dos microorganismos decompositores, principalmente as bactérias heterotróficas aeróbias. Os produtos da respiração são compostos simples e estáveis, como gás carbônico e água.

A demanda bentônica corresponde à parcela de consumo de oxigênio dissolvido provocado pelo lodo de fundo, originado da sedimentação da matéria orgânica. A estabilização do lodo se dá aerobicamente, na fina camada que ainda tem acesso ao oxigênio da massa líquida sobrenadante, e anaerobicamente nas camadas mais profundas do lodo, que não tem acesso ao oxigênio. Esses fatores conjuntamente exercem uma DBO, removem DBO e consomem OD. Outro fator que pode causar consumo de OD é o revolvimento da camada de lodo. Esta reintrodução de matéria orgânica na massa líquida ocorre em ocasiões de aumento de vazão e velocidade de escoamento das águas (VON SPERLING, 2007).

O fenômeno da nitrificação é referente à oxidação das formas nitrogenadas em compostos mais estáveis, como os nitritos e nitratos, nos corpos d'água. Este processo de transformação ocorre numa fase posterior ao início das reações de desoxigenação carbonácea, e, por também consumir OD, é denominada demanda nitrogenada. Os microorganismos envolvidos neste processo são autótrofos quimiossintetizantes, conhecidos como bactérias nitrificantes, para os quais o dióxido de carbono é a principal fonte de alimento (VON SPERLING, 2007).

A reaeração atmosférica é frequentemente o principal fator responsável pela introdução de oxigênio no meio líquido. Sempre que há um déficit de oxigênio no meio líquido, há transferência de oxigênio da fase gasosa para a fase líquida. A passagem de OD se dá basicamente por meio da difusão molecular e difusão turbulenta. A condição

predominante de difusão nos corpos d'água é função de suas características hidrodinâmicas (VON SPERLING, 2007).

Outro fator que colabora para a introdução de oxigênio na água é o fenômeno da fotossíntese. Este fenômeno é realizado por seres autotróficos clorofilados presentes nas águas superficiais e está condicionada a presença de energia luminosa e a transparência dessas águas. Assim, se há certa turbidez no curso d'água, sua ação pode ser reduzida ou nula (VON SPERLING, 2007).

Após o lançamento da carga poluidora no rio, é possível distinguir as zonas de ação, ou de sucessão ecológica, as quais descrevem todo o processo autodepurativo, ou seja, o balanço de oxigênio dissolvido. Braga et al. (2005) e Von Sperling (2005) relatam que processo autodepurativo ocorre em quatro etapas: degradação, decomposição ativa, recuperação e, por fim, o retorno das águas limpas.

Ao decréscimo característico de OD na massa líquida dá-se o nome de depleção de oxigênio. Conforme Von Sperling (2007), em termos de engenharia ambiental, assume interesse a análise da depleção ao longo do curso d'água, representando-se graficamente o fenômeno por uma curva do perfil de OD. Pela análise deste gráfico, podem ser obtidos os seguintes elementos:

- Identificação das conseqüências da poluição;
- Vinculação da poluição com as zonas de autodepuração;
- Ponto crítico de menor concentração de OD;
- Comparação entre a concentração crítica de oxigênio no corpo d'água e a concentração mínima estabelecida por legislação;
- Local onde o curso d'água volta atingir as condições desejadas, etc.

Como relatado anteriormente, a modelagem destes aspectos depende fundamentalmente da compreensão dos dois principais interagentes no balanço de oxigênio dissolvido: a desoxigenação e a reaeração atmosférica (VON SPERLING, 2007).

Há algum tempo vêm sendo desenvolvidos trabalhos abordando a avaliação da capacidade de autodepuração dos rios. Giasante (1997) determinou as suas condições de qualidade do ribeirão Jacaré em Itatiba – SP, antes da implantação do sistema de esgotos sanitários na área urbana do município, por meio da avaliação da autodepuração deste corpo d'água. O autor concluiu que o ribeirão não consegue depurar o esgoto lançando sem

tratamento, pois a concentração de OD chega a ser inferior a  $2,0 \text{ mg L}^{-1}$  ao longo de todo curso d'água, enquanto o mínimo estabelecido, para este corpo d'água, seria  $5 \text{ mg L}^{-1}$ .

Scalise et al. (2004) avaliaram, em termos da depleção de oxigênio dissolvido, a capacidade de autodepuração do ribeirão das Cruzes, após receber efluente tratado pela estação de tratamento de esgotos do município de Araraquara-SP. Os resultados apontaram que a concentração de OD foi reduzida sem atingir o limite mínimo estabelecido para este corpo d'água ( $4 \text{ mg L}^{-1}$ ), e, em seguida, o ribeirão apresentou uma recuperação, em termos de OD, mostrando uma tendência de voltar ao valor inicial. Desta forma, os autores concluíram que o ribeirão das Cruzes apresenta uma favorável capacidade de autodepuração em termos de OD.

### **2.6.1 Modelagem Matemática**

De acordo com o citado no estudo realizado por Bárbara (2006), os modelos matemáticos são representações simplificadas de um determinado sistema ambiental. Por serem representações aproximadas da realidade, sempre houve o questionamento sobre a eficácia dos mesmos. A grande questão está justamente na simplificação dos complexos ciclos que ocorrem, por exemplo, dentro do meio hídrico.

De modo geral, a modelagem busca considerar apenas a essência do sistema, ou seja, seus aspectos mais relevantes para a solução do problema ambiental em questão. Porto et al. (2002) afirmam que modelar e simplificar são conceitos indissociáveis. Porém, salientam que caso a representação seja conduzida em níveis inadequados, pode ocorrer o comprometimento do modelo para os fins pretendidos.

De acordo com Rodrigues (2003), com a modelagem matemática pode-se prever o conhecimento do motivo pelo qual algumas alternativas de manejo são melhores do que outras, tendo em vista a resposta do modelo matemático à diferentes descargas de resíduos. Neste sentido, pode-se diagnosticar o grau de tratamento que deve ser dado aos despejos, que ultrapassem a capacidade de autodepuração do corpo receptor, associada à classe de uso estabelecido para o mesmo.

Do ponto de vista prático, os modelos de qualidade da água possibilitam avaliar alternativas no gerenciamento de bacias hidrográficas, uma vez que, segundo Bárbara (2006), é humanamente impossível analisar, ao mesmo tempo, de maneira segura e com a menor possibilidade de erro, todas as variáveis envolvidas nas reações que ocorrem dentro de um mesmo corpo hídrico, uma vez que os rios são sistemas dinâmicos.

A opção pelo modelo mais adequado à necessidade do usuário é de fundamental importância quando se procede a uma modelagem de qualidade da água. Porém, a aplicação efetiva de um modelo exige gastos variados, pessoas capacitadas para sua utilização, recursos computacionais eficientes e, principalmente, dados confiáveis de qualidade da água condizentes com a realidade hídrica do manancial a ser analisado (BÁRBARA, 2006).

No caso da quantificação dos impactos gerados pelo lançamento de efluentes no corpo hídrico, Von Sperling (2007) afirma que existem modelos matemáticos que descrevem o fenômeno da autodepuração, levando em conta o balanço de oxigênio dissolvido e as características hidráulicas do rio.

Uma das primeiras formulações matemáticas propostas na área de qualidade de água foi a da previsão do déficit de oxigênio dissolvido, proposta por H. S. Streeter e E. B. Phelps, em 1925, para o rio Ohio, nos Estados Unidos da América (BRAGA et al., 2005). Este modelo é constituído, de forma genérica, por duas equações diferenciais de primeira ordem. Uma modela a oxidação da parte biodegradável da matéria orgânica presente no efluente, e a outra, o fluxo de oxigênio proveniente da dinâmica da reaeração atmosférica. Essas equações são nomeadas de equações da demanda bioquímica de oxigênio e de reaeração, respectivamente, (BEZERRA, MENDONÇA, FRICKORN, 2008).

Como a reação de consumo de oxigênio dissolvido ocorre ao mesmo tempo em que a reação de reoxigenação (reaeração) do meio líquido, essas equações foram acopladas, conforme apresentado na Equação 2.1 (VON SPERLING, 2005):

$$C_t = C_s - \left[ \frac{k_1 \cdot L_0}{k_2 - k_1} \cdot (e^{-k_1 \cdot t} - e^{-k_2 \cdot t}) + D_0 \cdot e^{-k_2 \cdot t} \right] \quad (2.1)$$

em que:

$C_t$  = Concentração de oxigênio ao longo do tempo ( $\text{mg L}^{-1}$ );

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

$L_0$  = Demanda bioquímica remanescente, no ponto de lançamento ( $\text{mg L}^{-1}$ );

$D_0$  = Déficit inicial de oxigênio dissolvido no curso de água ( $\text{mg L}^{-1}$ ); e,

$k_1$  = Coeficiente de desoxigenação ( $\text{d}^{-1}$ );

$k_2$  = Coeficiente de reoxigenação ou reaeração do rio ( $\text{d}^{-1}$ );

$t$  = Tempo (d).

Posteriormente, vários outros modelos foram desenvolvidos aumentando o grau de complexidade e o número de variáveis modeladas, mas mantendo a mesma estrutura conceitual do modelo clássico de Streeter e Phelps (VON SPERLING, 2007).

Atualmente, o modelo mais conhecido e utilizado na avaliação da autodepuração é o modelo QUAL2E – *Stream Water Quality Model*, desenvolvido em 1987 e distribuído pela U.S.EPA - *Environmental Protection Agency*. Este modelo representa, em maior profundidade, o balanço do oxigênio dissolvido e contempla a simulação de até 15 variáveis, tais como: temperatura, concentração de biomassa algal sob a forma de clorofila, nitrogênio orgânico, amônia, nitrito, nitrato, fósforo orgânico, fósforo dissolvido, demanda bioquímica de oxigênio, coliformes, um elemento não conservativo arbitrário e três elementos conservativos. Contempla, ainda, as interações entre os coeficientes de desoxigenação e reaeração atmosférica e seus efeitos no comportamento do oxigênio dissolvido (BÁRBARA, 2006; VON SPERLING, 2007).

Bárbara (2006) fez um levantamento abrangente sobre a utilização do QUAL2E, em pesquisas sobre qualidade das águas. De acordo com o autor, o maior número de aplicações deste modelo é na simulação de oxigênio dissolvido. No Brasil, foram computados dezesseis trabalhos, sendo que o primeiro deles data do início da década de 90, em outros países foram numeradas dezenove pesquisas, datadas desde 1989.

Gomes, Beck e Mendes (2007) aplicaram a modelação matemática QUAL2E para avaliação do grau de impacto em um curso d'água receptor dos efluentes do esgoto sanitário de um município e de uma indústria de gelatina. O referido estudo apontou a necessidade de adequação dos efluentes lançados, uma vez que os resultados obtidos apontaram significativo impacto na qualidade da água analisada, pois o corpo receptor mostrou-se incapaz de auto recuperar-se.

Reis e Melo (2009) utilizaram o modelo QUAL2E na avaliação da qualidade das águas do Alto Rio das Velhas, localizado em Minas Gerais, utilizando os parâmetros de OD e DBO. Os resultados apontaram que as concentrações de DBO<sub>5</sub> simuladas ultrapassaram o limite estipulado pela resolução CONAMA 357/05, para rios classe 2. Os autores concluíram que este estudo permitiu o conhecimento mais amplo e aprofundado da qualidade da água do sistema e que, trabalhos dessa natureza têm o seu valor dentro do contexto de gerenciamento ambiental, tão discutido atualmente.

O QUAL2E considera regime permanente, uma vez que leva em conta os mecanismos de difusão e advecção como significantes apenas no sentido do fluxo principal do canal do rio, ou seja, no eixo longitudinal (BÁRBARA, 2006). O transporte de massa

baseia-se na solução de equações diferenciais finitas dos mecanismos de transporte e transformação, conforme apresentado na Equação 2.2 (BROWN; BARNWELL, 1987):

$$\frac{\partial M}{\partial t} = \frac{\partial (A_x \cdot D_L \cdot \frac{\partial C}{\partial x})}{\partial x} dx - \frac{\partial (A_x \cdot \bar{U} \cdot C)}{\partial x} dx + (A_x dx) \frac{dC}{dt} + S_0 \quad (2.2)$$

em que :

$M$ : massa (g);

$A_x$ : área da seção transversal (m<sup>2</sup>);

$C$ : concentração do constituinte (g m<sup>-3</sup>);

$x$ : distância (m);

$D_L$ : coeficiente de dispersão longitudinal, (m<sup>2</sup> t<sup>-1</sup>);

$U$ : velocidade média, (m t<sup>-1</sup>);

$t$ : tempo (t); e

$S_0$ : fonte ou sumidouro externo, (g t<sup>-1</sup>).

Quanto à concentração de oxigênio ao longo do tempo, o QUAL2E utiliza a Equação 2.3 para a determinação do balanço de oxigênio dissolvido (BROWN; BARNWELL, 1987):

$$\frac{dC_0}{dt} = k_2(C_s - C_0) + (\alpha_3 u - \alpha_4 \rho) A - k_1 L - \frac{k_4}{H} - \alpha_5 \beta_1 N_1 - \alpha_6 \beta_2 N_2 \quad (2.3)$$

em que:

$C_0$ : concentração de oxigênio dissolvido (mg L<sup>-1</sup>);

$C_s$ : concentração de saturação de oxigênio dissolvido na água, a dada temperatura (mg L<sup>-1</sup>);

$\alpha_3$ : taxa de oxigênio produzido por fotossíntese por unidade de alga (mg-O (mg-A)<sup>-1</sup>);

$\alpha_4$ : taxa de remoção de oxigênio por unidade de respiração algal (mg-O (mg-A)<sup>-1</sup>);

$\alpha_5$ : taxa de remoção de oxigênio por unidade de oxidação de amônia, (mg-O (mg-N)<sup>-1</sup>);

$\alpha_6$ : taxa de remoção de oxigênio por oxidação de nitrito (mg-O (mg-N)<sup>-1</sup>);

$u$ : taxa de crescimento de algas (d<sup>-1</sup>);

$\rho$ : taxa de respiração algal (d<sup>-1</sup>);

$A$ : concentração de biomassa algal (mg-A L<sup>-1</sup>);

$L$ : demanda bioquímica última de oxigênio (mg L<sup>-1</sup>);

$k_1$ : coeficiente de desoxigenação ( $d^{-1}$ );

$k_2$ : coeficiente de reoxigenação ou reaeração ( $d^{-1}$ );

$k_4$ : coeficiente cinético da demanda bentônica do oxigênio ( $g\ m^{-2}d^{-1}$ );

$\beta_1$ : coeficiente cinético da oxidação de amônia ( $d^{-1}$ );

$\beta_2$ : coeficiente cinético da oxidação de nitrito ( $d^{-1}$ );

$N_1$ : concentração de amônia ( $mg-N\ L^{-1}$ );

$N_2$ : concentração de nitrito ( $mg-N\ L^{-1}$ ); e,

$H$  = profundidade média (m).

De acordo Brown e Barnwell (1987) para que o QUAL2E realize as simulações, quatro conjuntos de dados de entrada são necessários, sendo eles:

- Representação do sistema hídrico: compreendem as divisões dos trechos e subtrechos, suas definições enquanto elementos computacionais e suas características hidráulicas, como a vazão na cabeceira e as vazões incrementais em cada trecho;
- Variáveis globais: são as características físicas da bacia e os dados climatológicos e geográficos, dentre outros;
- Dados para controle da simulação: abrangência temporal da modelagem e aos trechos que o usuário deseja simular;
- Dados funcionais: são as informações de entrada que determinam o sistema modelado, tais como os parâmetros de qualidade da água, a existência e a localização das captações, dentre outros.

Nas simulações o usuário pode optar pela modalidade dinâmica ou de estado constante. No primeiro caso, os dados climatológicos locais são fornecidos em intervalos regulares; desse modo, o balanço de calor apresenta uma resposta diária do sistema hidráulico no que diz respeito às condições de mudança de temperatura. No segundo caso, os dados climatológicos médios são fornecidos pelo usuário apenas uma vez, sendo que os mesmos são utilizados pelo modelo em todas as simulações (BÁRBARA, 2006).

Como o QUAL2E possui o código de equações em formato aberto, vários pesquisadores adaptaram esse modelo às realidades locais de seus estudos, criando diferentes interfaces, como por exemplo, o QUAL 2R (RODRIGUES; PORTO, 2003),

QUAL-UFMG (VON SPERLING, 2007), e o QUAL-RIO (ZORZAL; FASSARELLA; MENDONÇA, 2009).

Segundo Rodrigues e Porto (2003), a interface QUAL2R para o modelo QUAL2E visa auxiliar o usuário no processo de inserção de dados de forma amigável, assim como fornecer uma saída gráfica que permita uma visualização dos dados de forma mais eficiente e flexível. A interface QUAL2R permite fazer uma análise quali-quantitativa para os usos da água porque, para um mesmo cenário de lançamentos e captações, simula a qualidade da água para até vinte cenários de vazão, permitindo uma análise gráfica comparativa entre os valores obtidos.

Devido à baixa concentração de algas em corpos de água de média a alta velocidade, como rios, ribeirões e córregos, e a falta de dados históricos de monitoramento, a variável “alga” foi retirada como opção de simulação na interface QUAL2R, assim como a variável temperatura, que é simulada apenas no estado estacionário. Simplificações foram estabelecidas para melhor afinidade do usuário como o modelo, tendo como base à realidade brasileira (RODRIGUES, R. B; PORTO, M., 2003).

Assim, como o QUAL2E, o modelo QUAL2R é aplicado em rios bem misturados no qual é utilizada a solução de diferenças-finitas para o transporte de massa advectivo-dispersivo e equações de reação. O objetivo do modelo é servir como uma ferramenta de planejamento e prognósticos de qualidade (RODRIGUES, R. B; PORTO, M., 2003).

## **CAPÍTULO 3**

### **3 DESCRIÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO**

A bacia do rio Pirapó compreende uma área de drenagem de aproximadamente 5.067 km<sup>2</sup>, ocupando 2,53% do Estado e está localizada no Terceiro Planalto Paranaense, na Meso Região Norte Central do Estado do Paraná. O rio Pirapó tem sua nascente situada no município de Apucarana, a 1000 m de altitude, percorrendo uma extensão de 168 km até sua foz, no rio Paranapanema, na cidade de Jardim Olinda, a 300 m de altitude. Possui 70 afluentes e abrange um total de 28 municípios em toda sua extensão (PARANÁ, 2006).

De acordo com Sala (2005), o clima dessa região, determinado pelo método de Köppen, é classificado como subtropical úmido mesotérmico (Cfa). A precipitação média anual varia entre 1250 a 1500 mm, apresentando verões quentes e chuvosos, invernos com geadas pouco frequentes, sem estação seca definida.

O rio Pirapó é um corpo hídrico de suma importância para o abastecimento de água, diluição e transporte de efluentes dos pólos industriais situados na região norte e noroeste do Estado do Paraná, incluindo o município de Maringá (LOPES, 2001). Em seu alto curso, entre a latitude 23° 16' e 23° 26' S e longitude 51° 55' e 52° 00' W, o rio Pirapó recebe as águas da bacia do ribeirão Maringá, um de seus afluentes de margem esquerda (COELHO, 2007)

Segundo Coelho (2007), a bacia do ribeirão Maringá é uma importante bacia da porção norte da cidade de Maringá. Entre os usos identificados pelo autor, pode-se citar dessedentação de animais, irrigação, pesca e recreação. No entanto, essa área sofre com constantes transformações ambientais, causadas pelo acelerado crescimento urbano-industrial e pela necessidade de expansão agrícola. Como consequência, segundo Sala (2005), este sistema se tornou mais frágil e suscetível aos processos de degradação de seus elementos.

A Figura 3.1 apresenta a localização da bacia do ribeirão Maringá, juntamente com toda sua rede de drenagem.

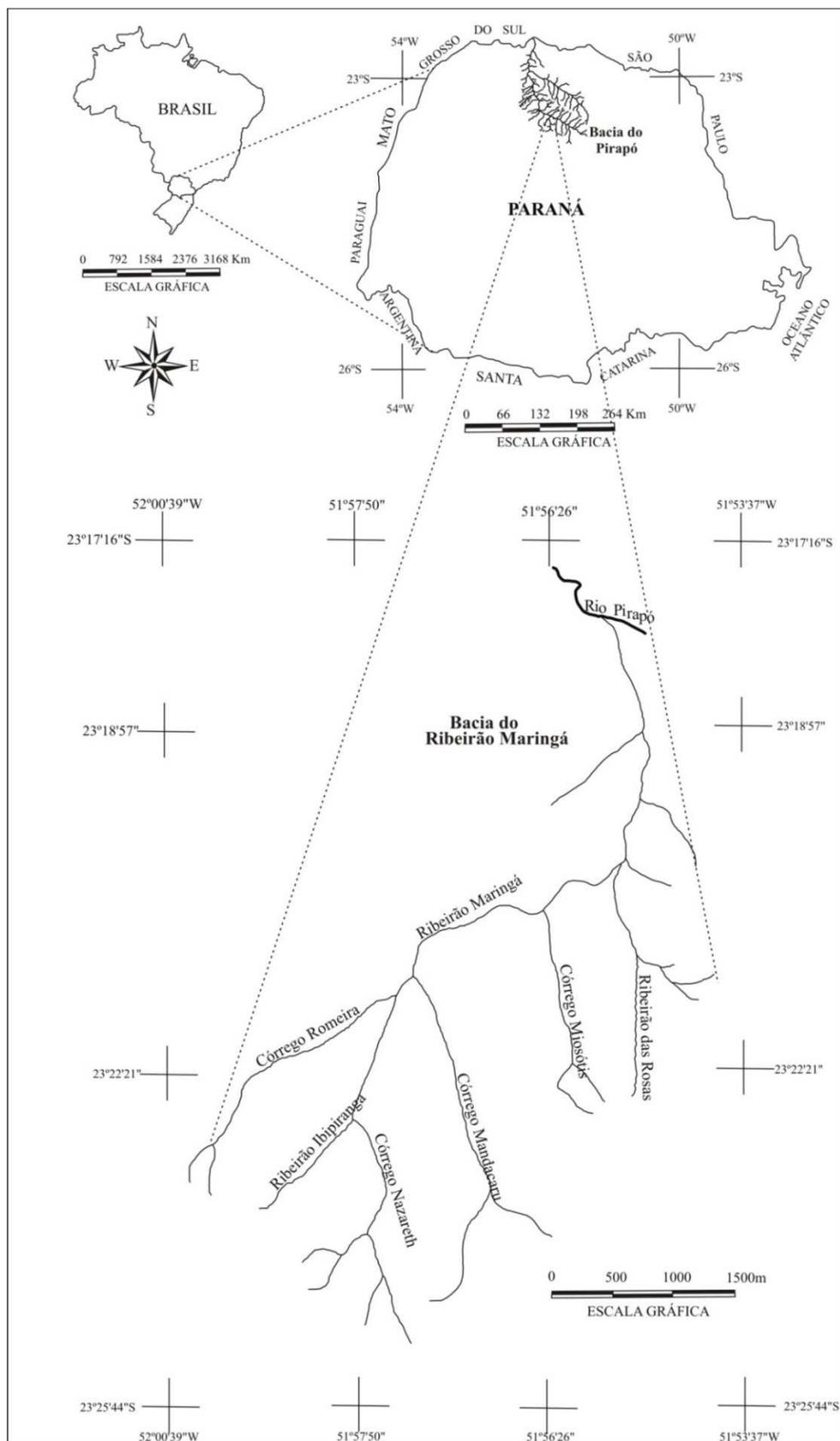


Figura 3.1 - Localização da bacia do ribeirão Maringá (Adaptado de ALVES, 2006 e SALA, 2005)

A caracterização física, apresentada em Borsato e Martoni (2004) e Mello (2009), mostra que a bacia do ribeirão Maringá possui cotas altimétricas que variam de 600 m a 375 m, e que drena uma área de 90,37 km<sup>2</sup>, o que a caracteriza como de porte médio. O estudo de Sala (2005) mostra que o coeficiente de compacidade da bacia é de 1,32 a 1,34, com um pequeno valor de fator de forma (0,134), indicando que a bacia não está muito sujeita a enchentes

O estudo realizado por Borsato e Martoni (2004), seguindo o sistema de ordenamento proposto por Strahler em 1957, mostra que ordenação dos canais da bacia do ribeirão Maringá, resultante do canal principal, é de terceira ordem. Os autores verificaram também que, respeitando a lei dos comprimentos dos canais, o comprimento médio dos canais de ordem 3 é maior que o de ordem 2, que por sua vez é maior que o de ordem 1, e há uma grande semelhança entre os valores de relação de comprimento entre as ordens 1 e 2, e 2 e 3. A Figura 3.2 mostra a classificação da ordenação dos canais da bacia do ribeirão Maringá.

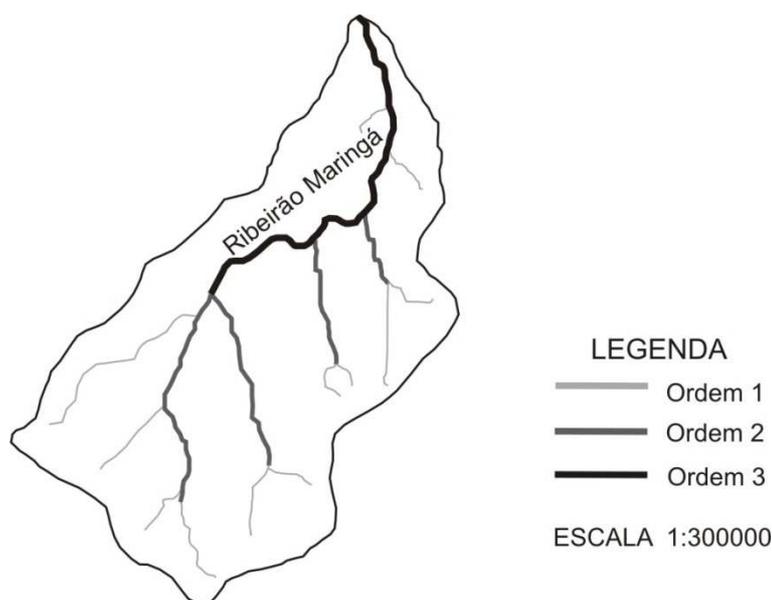


Figura 3.2 - Ordenamento dos canais da bacia do ribeirão Maringá (BORSATO E MARTONI, 2004).

Ainda em relação à rede de drenagem, Schneider (2009) relata que entre os tributários de maior importância para o ribeirão, destacam-se o córrego Mandacarú e o córrego Romeira. De acordo com a autora, o córrego Mandacaru drena uma área de 15,06 km<sup>2</sup> e está situado, em sua maior parte, no meio urbano (85 % da área total). O córrego Romeira, afluente da margem esquerda do ribeirão Maringá, drena uma área de 8,41 km<sup>2</sup> e praticamente toda sua área fica localizada no meio rural.

Na área de estudo, de acordo com Sala (2005), predominam três tipos de solos: o latossolo vermelho férrico, derivado do basalto, ocorrendo em menor proporção apenas nas áreas mais planas de topo na bacia, como, por exemplo, em uma área próxima ao córrego Romeira; os nitossolos vermelhos distroféricos, com características latossólicas, que se desenvolvem nas áreas de média vertente, e que ocupa quase toda área da bacia; e, os neossolos flúvicos com características aluviais (hidromórficos), que são encontrados próximos a alguns canais de drenagem. Destaca-se ainda, na porção leste da bacia, a presença de solos rasos formados a partir da associação de neossolos litólicos e cambissolos e, próximo as áreas de várzeas e na confluência dos corpos d'água tributários com o ribeirão Maringá, a presença de gleissolos.

Borsato e Martoni (2004) mostraram que o perfil longitudinal do ribeirão Maringá, apresenta uma declividade bastante elevada, de sua nascente até cerca de um quarto de seu comprimento, mas que reduz drasticamente até a foz. Sala (2005) descreve valores de até 6% para os topos, de 6 a 12% nas médias vertentes e entre 12 a 20% em áreas próximas aos canais de drenagem.

Declividades compreendidas entre 20 e 30% e acima de 30%, foram verificadas em pontos isolados. De modo geral, a classe de declividade predominante em toda a bacia é considerada muito fraca (até 6%), sendo mais marcante no setor oeste, onde as vertentes são mais suavizadas e alongadas, e, no topo dos interflúvios (SALA, 2005).

No que diz respeito ao uso e ocupação do solo para a bacia do ribeirão Maringá, Biazin (2003) relata que esta área caracteriza-se por apresentar 25,5% de sua área ocupada pelo perímetro urbano (à montante da bacia); 26% por pastagens; 36% com culturas temporárias (soja/milho/trigo); 2% por solo exposto e 10,5% por áreas de mata. No entanto, em estudo de uso e ocupação na área desta bacia, Mello (2009) apontou que, atualmente, apenas 7,2 % da área total estão cobertas por vegetação, e que 29,1% da bacia são ocupadas pela área urbana. A Figura 3.3 apresenta a mais recente classificação de uso e ocupação do solo realizada na bacia hidrográfica do ribeirão Maringá.

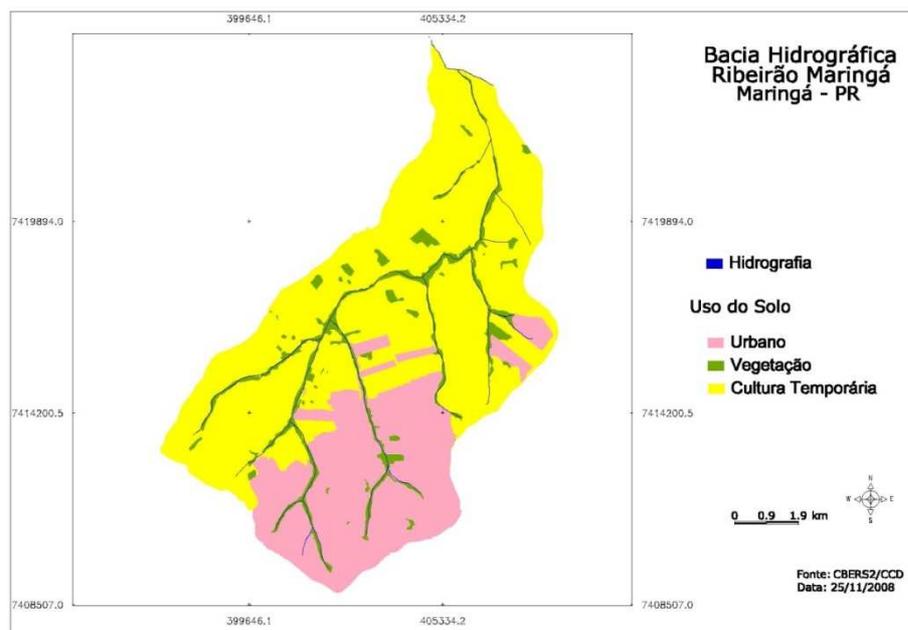


Figura 3.3 - Uso e ocupação do solo da bacia hidrográfica do ribeirão Maringá (MELLO, 2009).

Peruço (2004) descreve que, em termos de distribuição espacial, a área próxima ao córrego Romeira é ocupada por culturas temporárias (soja/milho/trigo) e pastagens, sendo que, próximo à cabeceira, apresenta alguns pontos de mata remanescente. Os córregos Nazareth e Mandacaru apresentam-se em grande parte na área urbana, sendo que, no médio curso do córrego Mandacaru, já em área rural, encontra-se instalada uma das estações de tratamento de esgotos (ETE) do município.

Neste último córrego, Coelho (2007) conseguiu identificar lançamentos de efluentes clandestinos de lavanderias e de outros tipos de indústrias localizadas às margens. Os estudos efetuados por Schneider (2009) no córrego Mandacaru demonstraram que suas águas apresentam elevadas concentrações de ferro, manganês, amônia, nitrogênio, e coliformes fecais, o que as torna impróprias para o uso sem tratamento adequado.

Na faixa de confluência entre os córregos Miozótis e das Rosas com o ribeirão Maringá, Sala (2005) verificou a presença de culturas temporárias, a exploração de basalto e a presença de depósitos irregulares de entulhos e pneus. Próximo ao encontro com o Rio Pirapó há a predominância de culturas temporárias, pastagens e alguns fragmentos de vegetação marginal, intercalados com grandes açudes de pescueiros.

De acordo com Peruço (2004), a bacia do ribeirão Maringá tem poucas matas à sua margem devido à supressão da vegetação original, que, segundo Sala (2005), era composta pela Floresta Estacional Semidecidual, com a finalidade de ceder área para o plantio de culturas temporárias, para o avanço da agropecuária e para expansão da urbana.



características definidas de acordo com a topografia da região, com o intuito de diminuir a velocidade das águas de chuva. Entretanto, o rápido processo de urbanização, ocorrido na década de 70, resultou no rompimento dos princípios norteadores do projeto original, levando a um desenvolvimento urbano sem planejamento ou com projetos e práticas de parcelamento de solos que são inadequados e deficientes (ZAMUNER et al., 2002; QUEIROZ et al., 2002).

Segundo Queiroz et al. (2002), no final da década de 90, foi instituído no município de Maringá o projeto de lei complementar n°. 193/97 que estabeleceu a proibição de construções ou práticas agrícolas em áreas de preservação ambiental, bem como a recomposição vegetal, preferencialmente com variedades nativas, nas margens e nascentes dos córregos. No entanto, nem todos os trechos dos rios apresentam estas características, tanto em meio urbano, quanto em meio rural, apresentando na verdade trechos com cultivo, vegetação rasteira, vegetação rasteira com arbórea, matas e edificações (SCHNEIDER, 2009).

Por fim, Sala (2005) ressalta que é preciso lembrar que também existem outras interferências do adensamento urbano na dinâmica ambiental do sistema, principalmente nos eventos pluviométricos. Como consequência da impermeabilização do solo que ocorre a montante da bacia, ocorre uma rápida resposta dos canais fluviais da bacia nos eventos pluviométricos. Essas rápidas respostas conduzem a um grande aumento na vazão de água nas redes de drenagem (SCHNEIDER, 2009).

De acordo com o estudo realizado por Schneider (2009), a intensificação na vazão e na velocidade do curso d'água é facilmente verificada após um evento de chuva, pois, verifica-se uma “marca” de barro e lixo, deixados às margens dos canais. Juntamente com o lixo, são transportados para o leito do ribeirão diversos compostos potencialmente prejudiciais aos seres de vida aquática e a todos àqueles que porventura consumirem esta água para algum fim específico.

Cabe no momento monitorar a variação espacial e temporal, em que esses poluentes identificados são detectados nas águas do ribeirão Maringá e assim, propor medidas que possam auxiliar no adequado gerenciamento desta bacia.

## CAPÍTULO 4

### 4 MATERIAIS E MÉTODOS

#### 4.1 Localização dos Pontos de Monitoramento Qualitativo e Fluviométrico

De acordo com Soares (2001), a localização dos pontos de amostragem é o passo inicial mais importante para o estabelecimento de ações de monitoramento da qualidade de água. Para averiguar os fatores que influenciam a qualidade da água do ribeirão Maringá, de forma mais detalhada possível, foram propostos inicialmente oito pontos de amostragem, distribuídos por toda bacia, compreendendo desde suas principais nascentes até sua foz no Rio Pirapó.

Estabeleceu-se dois pontos no córrego Mandacarú (PONTO 1 e PONTO 4), um ponto no córrego Romeira (PONTO 2), e cinco pontos distribuídos ao longo do ribeirão Maringá, abrangendo desde sua cabeceira até sua foz com o rio Pirapó (PONTO 3, PONTO 5, PONTO 6, PONTO 7 e PONTO 8). Esses pontos foram distribuídos tendo em vista a contribuição dos tributários sobre a qualidade da água, a proximidade das fontes poluidoras e a facilidade de acesso ao local, de modo a abranger toda a bacia.

Além desses pontos qualitativos, mais dois foram estabelecidos antes de depois da confluência do ribeirão Maringá com o rio Pirapó, com o objetivo de avaliar a influência das águas do ribeirão sobre as águas do rio, PONTO 9 e PONTO 10. Na Tabela 4.1 é apresentada a distância média entre os pontos de monitoramento qualitativo.

Tabela 4.1 - Distância média entre os pontos de monitoramento de qualidade da água.

Local	Distância (m)	Local	Distância (m)
P1 - P4	3.661,55	P6 - P7	2.300,00
P4 - Ribeirão Maringá	70,00	P7 - P8	3.758,00
P2 - Ribeirão Maringá	145,50	P8 – Foz do Ribeirão Maringá	450,00
P3 - P5	4.400,00	P9 – Foz do Ribeirão Maringá	4.489,00
P5 - P6	3.000,00	P9 - P10	4.695,00

Foram estabelecidos quatro postos de monitoramento fluviométrico na bacia, sendo um localizado no córrego Mandacaru (FLUV 1), um no córrego Romeira (FLUV 2) e os

### Materiais e Métodos

demais alocados no ribeirão Maringá (FLUV 5 e FLUV 7). Estes postos foram situados o mais próximo possível dos pontos de amostragem de água de forma a manter a devida correspondência de qualidade e vazão. A Figura 4.1 indica a localização dos pontos de monitoramento qualitativo e dos postos de monitoramento fluviométrico, dentro da área da bacia do ribeirão Maringá.

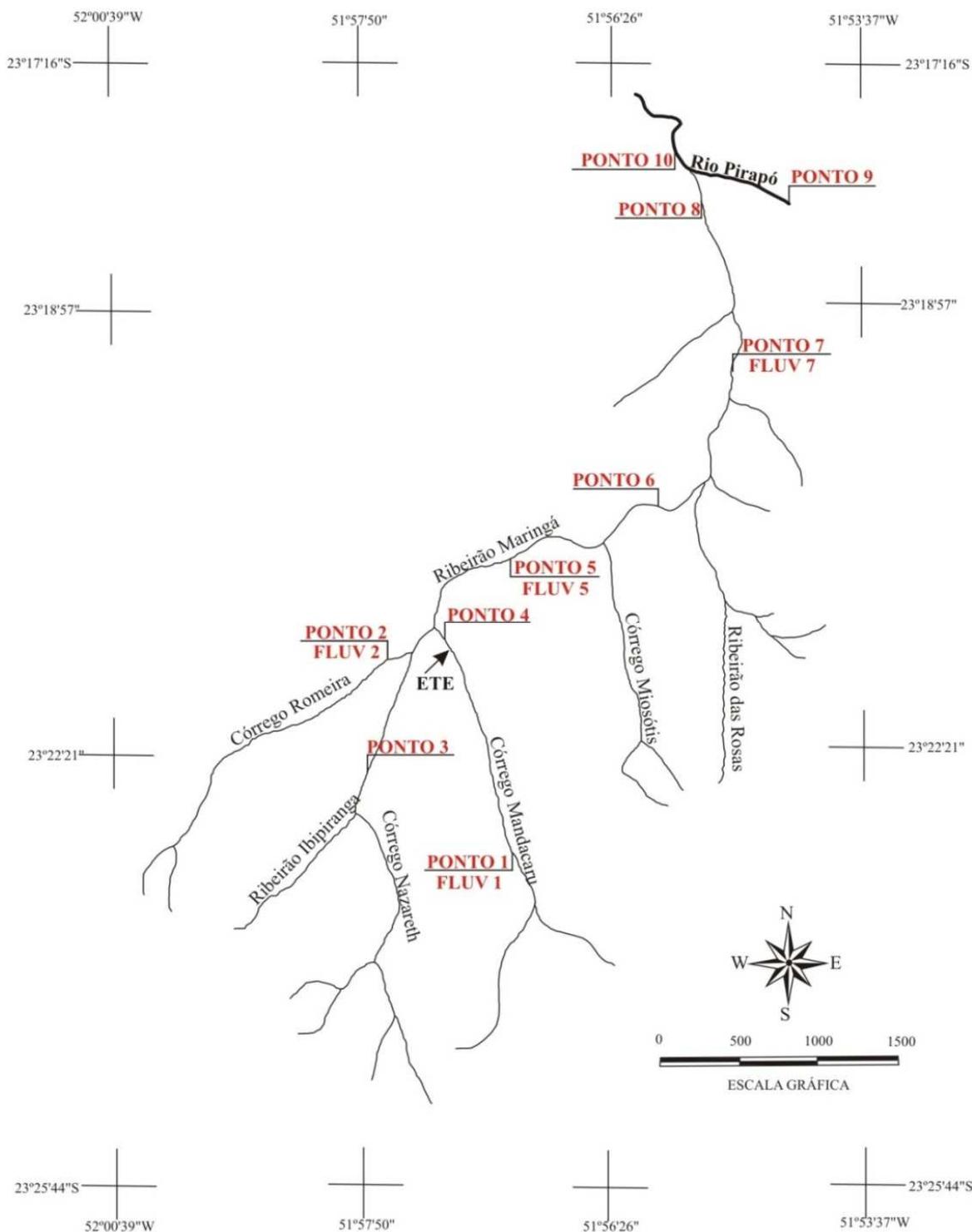


Figura 4.1 - Localização dos pontos de coleta.

## **4.2 Período de Amostragem**

Os trabalhos de coleta de amostras, para avaliação da qualidade das águas do ribeirão Maringá e do rio Pirapó, tiveram início em setembro de 2008 e terminaram em dezembro de 2009.

Os dados hidráulicos foram mensurados de forma descontínua e compreenderam os meses de setembro, outubro e dezembro do ano de 2008, e os meses de fevereiro, abril, maio e agosto do ano de 2009, totalizando 7 campanhas.

As análises dos parâmetros físico-químicos e biológicos foram realizadas mensalmente, totalizando 13 campanhas. Entretanto, para as análises de glifosato, as amostras foram coletadas mensalmente, durante o período de julho a dezembro de 2009, totalizando 6 campanhas.

## **4.3 Dados de Precipitação**

Os dados de precipitação pluviométrica foram fornecidos pela Estação Climatológica da Universidade Estadual de Maringá, compreendendo a série histórica datada de janeiro de 1996 até dezembro 2009, apresentada na Tabela A.1 do ANEXO A. O objetivo desta série é subsidiar uma análise de tendência para épocas de cheia e épocas de seca, bem como contribuir para a análise de interferência das chuvas sobre os parâmetros hidráulicos e qualitativos, horas antes e no dia da coleta.

## **4.4 Dados Hidráulicos**

No ribeirão Maringá, nos meses de setembro e outubro de 2008, as medidas de vazão e a velocidade do leito foram determinadas por meio do molinete hidrométrico, utilizando o método de composição de verticais. A partir de dezembro de 2008, essas medições foram realizadas utilizando o medidor digital FlowTracker, da SONTEK. A profundidade e largura do leito foram medidas com auxílio de trena.

No período de estudo, a vazão do efluente lançado no córrego Mandacadú foi fornecida pela Companhia de Saneamento do Paraná (SANEPAR).

Os dados históricos do posto fluviométrico, situado próximo a estação elevatória de bombeamento de águas número zero, da Companhia de Saneamento do Paraná (SANEPAR), no rio Pirapó, foram fornecidos pela antiga SUDERHSA, atual Instituto das Águas do Paraná, e encontram-se na Tabela B.1 do Anexo B. Para a estimativa desses parâmetros levou-se em consideração a média histórica de cada mês, ponderada pela precipitação pluviométrica mensal que ocorreu no período de estudo.

#### 4.4.1 Determinação da Vazão Incremental Linear

De acordo com Von Sperling (2007), ao longo do percurso, o rio principal recebe contribuições de seus tributários e pode haver captações de água, o que ocasiona a diminuição da vazão do corpo d'água. No caso do ribeirão Maringá, além das contribuições naturais, há o lançamento de efluentes, o qual contribui para o aumento da vazão de escoamento.

Dessa forma, pode-se dizer que há um “balanço de vazão”, que pode ser feito em qualquer ponto do rio principal, conforme descrito na Equação 4.1 (VON SPERLING, 2007):

$$Vazão_{rio} = Vazão_{montante} + Vazão_{tributário} + Vazão_{efluente} - Vazão_{captação} \quad (4.1)$$

A partir desse princípio, é possível calcular o incremento de vazão ao longo do percurso e também em cada um dos trechos a serem modelados. No ribeirão Maringá, esse cálculo foi realizado com base nas medidas de vazão das estações fluviométricas, e a respectiva distância entre elas, de acordo com a Equação 4.2:

$$Q_i = \frac{(Q_{Flu7} - Q_{Flu5})}{D} \quad (4.2)$$

em que:

$Q_i$  = Vazão incremental linear ( $m^3 s^{-1} km^{-1}$ );

$Q_{Flu7}$  = Vazão relativa a estação fluviométrica - FLUV7 ( $m^3 s^{-1}$ );

$Q_{Flu5}$  = Vazão relativa a estação fluviométrica - FLUV5 ( $m^3 s^{-1}$ );

$D$  = Distância entre os dois postos fluviométricos (km).

Observa-se que a vazão incremental linear é uniforme. Assim, tendo em vista o incremento calculado, pode-se estimar a vazão média de cada seguimento a ser modelado, utilizando a Equação 4.3 (VON SPERLING, 2007):

$$Q_n = Q_{n-1} + (Q_i \cdot d_n) \quad (4.3)$$

em que

$Q_n$  = Vazão do seguimento a ser calculado ( $\text{m}^3 \text{s}^{-1}$ );

$Q_{n-1}$  = Vazão do seguimento anterior ( $\text{m}^3 \text{s}^{-1}$ );

$Q_i$  = Vazão incremental linear ( $\text{m}^3 \text{s}^{-1} \text{km}^{-1}$ );

$d_n$  = Comprimento do seguimento (km).

#### 4.5 Metodologia de Coleta de Amostras

As coletas das amostras em campo eram realizadas no período da manhã, de forma pontual, com amostragem simples, no ponto central da seção do rio. Essas coletas eram feitas com uso de um recipiente adaptado a uma corda, sendo o mesmo lançado manualmente ao rio. Devido à facilidade de acesso, no PONTO 1, as amostras eram coletadas diretamente do corpo d'água.

No PONTO 4, a amostragem foi realizada de modo diferenciado. Durante os primeiros três meses de pesquisa (setembro a novembro de 2008), a Companhia de Saneamento do Paraná (SANEPAR) concedeu os dados do efluente tratado, lançado no córrego Mandacarú. Estes dados permitiram a estimativa da concentração de alguns parâmetros de qualidade de água no ponto de mistura entre as águas do córrego com o efluente lançado.

Este ponto de mistura total foi calculado por meio da fórmula de dispersão lateral do Método de Fisher (VON SPERLING, 2007):

$$L_m = 0,10 \cdot \frac{v \cdot B^2}{0,6 \cdot H \cdot v} \quad (4.4)$$

em que

$L_m$  = Distância do ponto de lançamento até o ponto em que a descarga tenha sido bem misturada lateralmente (m);

$v$  = Velocidade do rio ( $\text{m}^3 \text{s}^{-1}$ );

$v^*$  = Velocidade de cisalhamento ( $\text{m s}^{-1}$ );

$B$  = Largura média do rio (m);

$H$  = Profundidade média do rio (m).

Em média, a mistura total do efluente no rio acontece em uma distância de 15,52 m após o lançamento. Como medida de segurança, a coleta de mostra foi realizada a uma distância superior a 30 m do lançamento.

Nos sete meses seguintes (dezembro de 2008 a junho de 2009), as amostras passaram a ser coletadas diretamente no corpo d'água, à jusante do lançamento da estação de tratamento de efluente, em um ponto em que as águas do córrego encontravam-se bem misturadas ao efluente lançado.

Contudo, por motivos de acessibilidade ao córrego Mandacarú, no ponto supracitado, nos três últimos meses de pesquisa (julho a setembro de 2009) as amostras do efluente tratado passaram a ser coletadas diretamente na estação de tratamento de esgotos da SANEPAR, antes de serem lançados ao corpo d'água. As análises realizadas no efluente permitiram a estimativa da concentração dos parâmetros de qualidade de água no ponto de mistura entre as águas do córrego com o efluente lançado.

Todas as amostras coletadas eram armazenadas em frascos de polietileno tereftalato (PET) e frascos de vidro, anteriormente lavados, e acidificadas com ácido sulfúrico ou ácido nítrico, conforme a exigência de cada análise. Para análise dos parâmetros biológicos as amostras eram armazenadas em frascos Schott, previamente esterilizados.

Na medida em que as amostras eram coletadas, os frascos eram mantidos sob refrigeração em uma caixa com gelo. A sistemática de preservação das amostras até o momento das análises seguiu a metodologia proposta no Standard Methods for Examination of Water and Wastewater (APHA, 1998).

As análises físicas, químicas e biológicas eram realizadas no Laboratório de Gestão, Preservação e Controle Ambiental (LGPCA), do Departamento de Engenharia Química, e no Complexo de Centrais de Apoio à Pesquisa (COMCAP), ambos da Universidade Estadual de Maringá.

#### **4.5.1 Determinação dos Parâmetros Físico-Químicos**

##### ***Temperatura da Água***

A temperatura da água (°C) era determinada em cada ponto, no momento da coleta e diretamente na água com aparelho da DIGIMED, Instrumentação Analítica.

##### ***Potencial Hidrognônico - pH***

A medida do pH era realizada em cada ponto, no momento da coleta e diretamente na água utilizando o aparelho de campo da DIGIMED, Instrumentação Analítica.

##### ***Condutividade Elétrica***

A medida da condutividade elétrica da água ( $\mu\text{S cm}^{-1}$ ) era realizada em cada ponto, no momento da coleta e diretamente na água utilizando o aparelho de campo da DIGIMED, Instrumentação Analítica.

##### ***Turbidez***

A determinação da turbidez da água era realizada no laboratório, utilizando turbidímetro da Polilab, modelo AP1000II, o qual fornece a leitura em unidade nefelométrica de turbidez (NTU) (ANEXO C).

##### ***Sólidos Totais, Sólidos Filtráveis e Sólidos Não-Filtráveis***

A determinação da concentração de sólidos totais e filtráveis e não-filtráveis ( $\text{mg L}^{-1}$ ) da água era realizada no laboratório, segundo a metodologia descrita no Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA, 1998) (ANEXO D, ANEXO E e ANEXO F, respectivamente).

##### ***Nitrogênio Amoniacal Total***

A determinação do nitrogênio amoniacal total ( $\text{NH}_3$ ,  $\text{NH}_3\text{-N}$  e  $\text{NH}_4^+$ ) foi realizada no laboratório, por meio do Nessler Method, metodologia descrita pelo equipamento Portable Datalogging Spectrophotometer HACH DR/2010, adaptada de Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA, 1998) (ANEXO G).

##### ***Nitrito***

A determinação da concentração de nitrito ( $\text{NO}_2^-$ ), era realizada no laboratório, por meio do método Diazotization Method, metodologia descrita pelo equipamento Portable

Datalogging Spectrophotometer HACH DR/2010, com precisão de  $\pm 0,0011 \text{ mg L}^{-1}$  (ANEXO H).

### ***Nitrato***

A determinação da concentração de nitrato ( $\text{NO}_3^-$ ) era realizada no laboratório, por meio do método Cadmium Reduction Method, metodologia descrita pelo equipamento Portable Datalogging Spectrophotometer HACH DR/2010, com precisão de  $\pm 0,10 \text{ mg L}^{-1}$  (ANEXO I).

### ***Fósforo Total***

As concentrações ( $\text{mg L}^{-1}$ ) de fósforo, de íon fosfato ( $\text{PO}_4^{3-}$ ) e de anidrido fosfórico ( $\text{P}_2\text{O}_5$ ) na água, eram determinadas no laboratório por meio do método do ácido ascórbico, após digestão com persulfato, segundo metodologia do Manual de Análises Físico-Químicas de Águas de Abastecimento e Residuárias (SILVA E OLIVEIRA, 2001) (ANEXO J).

### ***Oxigênio Dissolvido (OD)***

A concentração de oxigênio dissolvido ( $\text{mg L}^{-1}$ ) na água era determinada em cada ponto, no momento da coleta utilizando o aparelho de campo da DIGIMED, Instrumentação Analítica.

### ***Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO)***

A determinação da DBO ( $\text{mg L}^{-1}$ ) era realizada pelo método de incubação de cinco dias, segundo descrito em Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA, 1998) (ANEXO K).

### ***Demanda Química De Oxigênio (DQO)***

A determinação da DQO ( $\text{mg L}^{-1}$ ) era realizada pelo método colorimétrico, com redução de dicromato de potássio, segundo descrito em Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA, 1998) (ANEXO L).

### ***Metais***

A quantificação dos metais alumínio, ferro, cobre, chumbo, zinco, manganês, cromo, cobalto, níquel, bário, cádmio, sódio e cálcio, era determinada por absorção

atômica, em espectrômetro Spectr AA. B50, segundo a metodologia descrita pela Analytical Methods for Flame Spectroscopy. (ANEXO M).

### ***Glifosato***

A concentração do herbicida glifosato era determinada em cromatógrafo compacto de ânions, com detecção condutimétrica, 850 Professional IC da Metrohm, segundo a metodologia descrita Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA, 1998) (ANEXO N).

## **4.5.2 Parâmetros Biológicos**

### ***Coliformes Termotolerantes***

Os indicadores de poluição de origem microbiológica eram quantificados por meio de placas para contagem de coliforme termotolerantes (UFC 100 mL<sup>-1</sup>) da Petrifilm, 3M, segundo o método validado pela Associação Francesa de Normalização (AFNOR) (ANEXO O).

## **4.6 Modelagem Matemática**

Houve uma tentativa inicial de estudar a depleção do oxigênio dissolvido utilizando o modelo de Streeter e Phelps, para a modelagem matemática do perfil de oxigênio dissolvido no ribeirão Maringá, após o lançamento do efluente da estação de tratamento de esgoto. Mas, devido à complexidade do sistema, a modelagem foi realizada com o modelo QUAL2E, por meio da interface QUAL2R, desenvolvida por Rodrigues e Porto (2003).

No trecho do rio Pirapó, seguiu-se com a modelagem matemática proposta por Streeter e Phelps para averiguar a interferência do ribeirão Maringá sobre a depleção da concentração de oxigênio dissolvido neste corpo d'água.

### **4.6.1 Variáveis de Entrada do Modelo QUAL2E**

#### **4.6.1.1 Perfil Longitudinal e Alocação de Cargas no Ribeirão Maringá**

Para a elaboração do perfil longitudinal, o ribeirão Maringá foi dividido em dez trechos de 1,8 km cada. Cada trecho apresenta 19 elementos, com comprimento de 100m.

Como o modelo opera em regime permanente, a divisão do corpo d'água em trechos pequenos é fundamental para a representatividade do sistema.

A calha do ribeirão foi considerada trapezoidal. Na alocação de cargas, por medida de simplificação, os córregos Mandacarú e Romeira entraram no modelo como “lançamento”. No entanto, o modelo QUAL2E não opera sem um elemento de captação hídrica. Desse modo, houve a necessidade de inserir captação de água mínima no percurso do ribeirão. A Figura 4.2 ilustra o perfil longitudinal do ribeirão Maringá, com alocação dos pontos de monitoramento de qualidade, das cargas de lançamento e de captação.

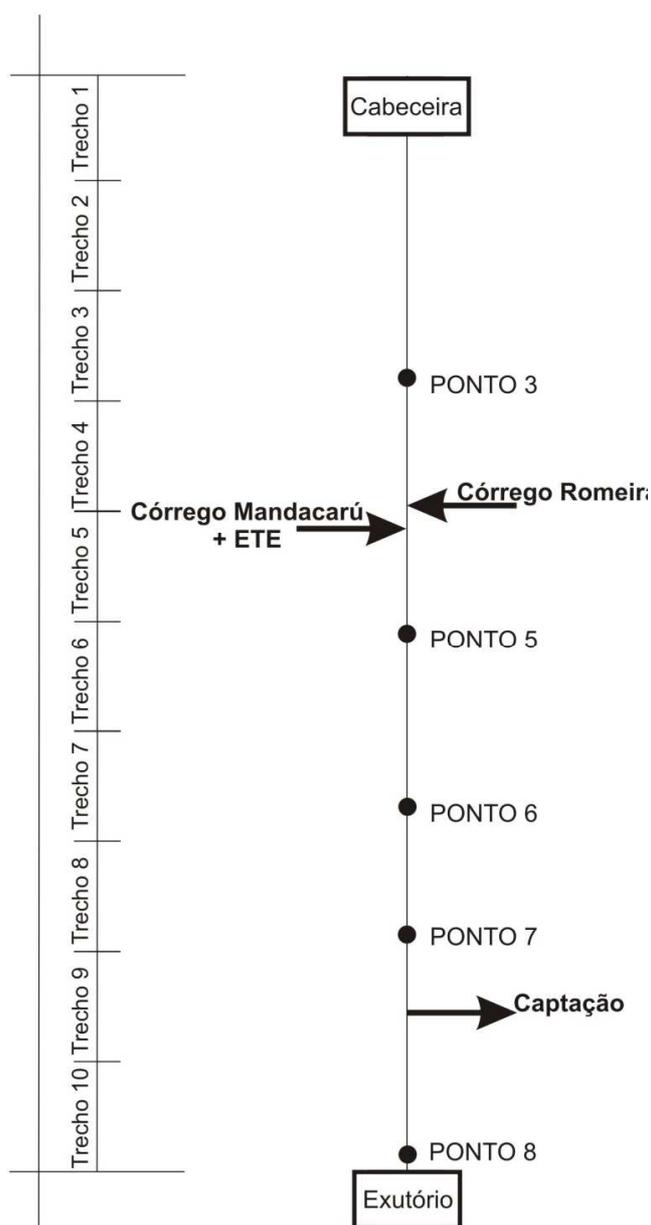


Figura 4.2 - Perfil longitudinal do ribeirão Maringá.

#### 4.6.1.2 Coeficiente de dispersão

Na análise de dispersão, a estimativa da constante longitudinal -  $D_L$  ( $m^2s^{-1}$ ) de cada trecho foi realizada empregando o método de Fischer e o método de Mc Quivey e Keefer, conforme recomendado por Von Sperling (2007). Estes métodos levam em consideração a velocidade de percurso, velocidade de cisalhamento, a profundidade, a largura e a vazão do curso d'água. O primeiro método citado segue a Equação 4.5 e a Equação 4.6, já o segundo método segue a Equação 4.7.

Método de Fischer:

$$D_L = 0,011 \cdot \frac{v^2 \cdot B^2}{H \cdot v^*} \quad (4.5)$$

sendo que:

$$v^* = \sqrt{G \cdot H \cdot i} \quad (4.6)$$

em que:

$D_L$  = Coeficiente de dispersão longitudinal ( $m^2 s^{-1}$ );

$v$  = Velocidade de percurso ( $m s^{-1}$ );

$B$  = Largura do rio (m);

$H$  = Profundidade do curso d'água (m);

$v^*$  = Velocidade de cisalhamento ( $m s^{-1}$ );

$G$  = aceleração da gravidade ( $m s^{-2}$ );

$i$  = Declividade do rio ( $m m^{-1}$ ).

Método de Mc Quivey e Keefer:

$$D_L = 0,059 \cdot \frac{Q}{i \cdot B} \quad (4.7)$$

em que:

$D_L$  = Coeficiente de dispersão longitudinal ( $m^2 s^{-1}$ );

$Q$  = Vazão do rio ( $m^3 s^{-1}$ );

$i$  = Declividade do rio ( $m m^{-1}$ );

$B$  = Largura do rio (m).

No ribeirão Maringá utilizou-se o método dos coeficientes de descarga, que são calculados em função da velocidade, da profundidade e da vazão médias de cada seção analisada, de acordo as Equações 4.8 e 4.9.

$$v = a.Q^b \quad (4.8)$$

$$H = c.Q^d \quad (4.9)$$

em que:

$v$  = velocidade do rio ( $\text{m s}^{-1}$ );

$H$  = profundidade do rio (m);

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

$a$ ,  $b$ ,  $c$  e  $d$  = coeficientes de descarga (adimensionais).

#### 4.6.1.3 Coeficientes de Desoxigenação – $k_1$ , $k_3$ e $k_4$

Para o balanço de oxigênio, o coeficiente de desoxigenação ( $k_{1,20} - \text{d}^{-1}$ ), com bases logarítmicas, a  $20^\circ\text{C}$ , foi estimado utilizando-se valores tabelados, descritos em literatura, tendo em vista as características das águas em cada trecho do ribeirão Maringá, e que a estação de tratamento de efluentes possui tratamento secundário. A Tabela 4.2 apresenta as faixas dos valores típicos de  $k_1$ , recomendados por Von Sperling (2005), tendo em vista a origem da matéria orgânica.

Tabela 4.2 - Valores típicos de  $k_1$  (base e,  $20^\circ\text{C}$ ).

Origem	$k_{1,20} (\text{d}^{-1})$
Efluente secundário	0,12 – 0,24
Curso d'água com águas limpas	0,08 – 0,20

Fonte: VON SPERLING, M., 2005.

Ressalta-se que esse coeficiente é influenciado pela temperatura. Para a correção do coeficiente para as diferentes temperaturas do líquido, foi adotado um valor usual para coeficiente de temperatura  $\theta = 1,047$ , conforme determinado pela U.S.EPA (1987 apud Von Sperling, 2007).

Para a determinação do coeficiente de desoxigenação por sedimentação ( $k_{3,20} - \text{d}^{-1}$ ), logo após o lançamento do efluente, foi realizado uma interpolação dos valores recomendados por Chapra (1997 apud Von Sperling, 2007), tendo em vista a profundidade média do ribeirão Maringá, medida nas estações fluviométricas instaladas. A Tabela 4.3 apresenta as faixas de valores típicos de  $k_3$ .

Tabela 4.3 - Valores típicos de  $k_3$  (base e, 20°C).

<b>Profundidade</b>	<b><math>k_{3,20}</math> (d<sup>-1</sup>)</b>
Cursos d'água rasos (H < 1,0m)	0,10 – 0,50
Cursos d'água intermediários (H > 1,0m)	0,05 – 0,20

Fonte: VON SPERLING, M., 2007.

Esse coeficiente também é influenciado pela temperatura. Para isso foi adotado o coeficiente de temperatura  $\theta$  igual a 1,024, determinado pela U.S.EPA (1987 apud Von Sperling, 2007).

Na determinação do coeficiente cinético da demanda bentônica ( $k_{4,20}$  - g m<sup>-2</sup>d<sup>-1</sup>) - utilizaram-se também valores tabelados, descritos em literatura, tendo em vista as características da composição de fundo de cada trecho do ribeirão Maringá. A Tabela 4.4 apresenta a faixa de valores e faixas de valor médio de  $k_{4,20}$ , para diferentes tipos de fundo.

Tabela 4.4 – Valores do coeficiente de demanda bentônica -  $k_{4,20}$  (g m<sup>-2</sup>d<sup>-1</sup>) para diferentes tipos de fundo de rio.

<b>Tipo de Fundo e Localização</b>	<b>Faixa de Valores (g m<sup>-2</sup>d<sup>-1</sup>)</b>	<b>Valor Médio (g m<sup>-2</sup>d<sup>-1</sup>)</b>
Lodo de fundo de esgotos municipais, próximo ao emissário	2 a 10	4
Lodo de fundo de esgotos municipais, à jusante do emissário	1 a 2	1,5
Lodo estuarino	1 a 2	1,5
Fundo arenoso	0,2 a 1,0	0,5
Solos minerais	0,05 a 0,1	0,07

Fonte: VON SPERLING, M., 2007.

O coeficiente  $k_4$  é influenciado pela temperatura. Para a correção do coeficiente para as diferentes temperaturas do líquido, foi adotado o coeficiente de temperatura  $\theta$  igual a 1,060, determinado pela U.S.EPA (1987 apud Von Sperling, 2007).

#### 4.6.1.4 Coeficiente de Reoxigenação – $k_2$

Von Sperling (2007) apresenta duas formas para a estimativa do coeficiente de reoxigenação ( $k_2$  - d<sup>-1</sup>). O primeiro método foi apresentado por Thomann e Mueller (1987 apud Von Sperling, 2007) por meio das equações de Tzivoglou e Wallace, desenvolvidas especificamente para cursos d'água pequenos e rasos, como é o caso do ribeirão Maringá.

As Equações 4.10 e 4.11 apresentam a estimativa de  $k_2$  para rios pequenos e rios médios, respectivamente, em função da vazão desses corpos d'água.

$$0,03 < Q < 0,3 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1} \quad k_2 = 31,6 \cdot v \cdot i \quad (4.10)$$

$$0,3 < Q < 8,5 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1} \quad k_2 = 15,6 \cdot v \cdot i \quad (4.11)$$

Em que:

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

$v$  = Velocidade do curso d'água ( $\text{m s}^{-1}$ );

$i$  = Declividade do curso d'água ( $\text{m km}^{-1}$ ).

O segundo método foi desenvolvido por Melching e Flores (1999 apud Von Sperling, 2007) baseado em medições de  $k_2$  de 166 rios americanos, por meio da técnica de traçador-gás, considerada, atualmente, como a mais confiável. Como resultado de análise da regressão com os dados de  $k_2$  obtidos, e as características morfométricas e hidráulicas dos cursos d'água estudados, foram obtidas as Equações 4.12, 4.13, 4.14 e 4.15, apresentadas na Tabela 4.5.

Tabela 4.5 - Equações para estimativa de  $k_2$ , segundo Melching e Flores.

Tipo de curso d'água	Vazão ( $\text{m}^3 \text{s}^{-1}$ )	$k_2$ ( $\text{d}^{-1}$ )	
Rios com poços e corredeiras	$Q < 0,556$	$k_2 = 517 \cdot (v \cdot i)^{0,524} \cdot Q^{0,242}$	(4.12)
	$Q > 0,556$	$k_2 = 596 \cdot (v \cdot i)^{0,584} \cdot Q^{0,136}$	(4.13)
Rios com controle de canal (quando a profundidade é controlada ou varia com a rugosidade)	$Q < 0,556$	$k_2 = 88 \cdot (v \cdot i)^{0,313} \cdot H^{0,353}$	(4.14)
	$Q > 0,556$	$k_2 = 142 \cdot (v \cdot i)^{0,333} \cdot H^{0,660} \cdot B^{0,243}$	(4.15)

Fonte: VON SPERLING, M., 2007.

em que:

$v$  = Velocidade do rio ( $\text{m s}^{-1}$ ), faixa de dados experimentais: 0,003 a 1,83  $\text{m s}^{-1}$ ;

$i$  = Declividade do rio ( $\text{m m}^{-1}$ ), faixa de dados experimentais: 0,00001 a 0,60  $\text{m m}^{-1}$

$Q$  = Vazão do rio ( $\text{m}^3 \text{s}^{-1}$ ), faixa de dados experimentais: 0,0028 a 210  $\text{m}^3 \text{s}^{-1}$ ;

$B$  = Largura do rio (m), faixa de dados experimentais: 0,78 a 162 m;

$H$  = Profundidade do curso d'água (m), faixa de dados experimentais: 0,046 a 3,05 m.

O coeficiente  $k_2$  é influenciado pela temperatura e, para a correção do coeficiente para as diferentes temperaturas do líquido, foi adotado o coeficiente de temperatura  $\theta$  igual a 1,024, determinado pela U.S.EPA (1987 apud Von Sperling, 2007).

#### **4.6.1.5 Calibração do Modelo**

Após caracterização do curso d'água e a inserção dos dados de entrada no QUAL2E, foi realizada a calibração do modelo.

Calibrar um modelo significa, de forma geral, aproximar os resultados modelados aos resultados encontrados nas análises de laboratoriais, por meio da variação dos coeficientes de dispersão, desoxigenação e reoxigenação.

Como apresentado anteriormente, há uma quantidade considerável de possibilidades para a estimativa desses parâmetros de entrada. A escolha de uma ou outra alternativa para a modelagem, vai depender, principalmente, do regime fluvial do ribeirão nos períodos de chuva ou estiagem, uma vez que boa parte desses coeficientes depende da vazão do curso d'água.

Para a calibração do modelo, inicialmente fez-se a estimativa das medidas de tendência central e de dispersão da concentração de oxigênio dissolvido do ribeirão mensurada durante o período da pesquisa. Após isso, foi realizado o estudo estatístico do parâmetro em cada ponto de monitoramento identificando a mínima, a média, a máxima, o quartil inferior (25%) e o quartil superior (75%). Esses dados foram representados em gráficos do tipo "Box-Plot" que, segundo Von Sperling (2007), permitem a visualização da tendência central e da variabilidade dos dados (ANEXO P).

O perfil do oxigênio dissolvido (OD) e o perfil da demanda bioquímica de oxigênio foram obtidos em seis campanhas realizadas nos seguintes meses: outubro e dezembro de 2008, fevereiro, abril, maio e agosto de 2009. Em cada campanha foram criados quatro cenários que se diferenciavam pelos valores calculados para o coeficiente de dispersão longitudinal ( $D_L$ ), o coeficiente de reaeração ( $k_2$ ) e os coeficientes de desoxigenação ( $k_1$ ,  $k_3$ ,  $k_4$ ), tendo em vista os diferentes métodos apresentados para determinação destes parâmetros.

Este critério foi adotado para adequar o modelo às situações encontradas em campo, ou seja, estes cenários foram elaborados para calibrar as simulações efetuadas em situações muito próximas às condições reais do ribeirão.

## 4.6.2 Variáveis de Entrada do Modelo Streeter e Phelps

### 4.6.2.1 Concentração de saturação de oxigênio - $C_s$

A concentração de saturação de oxigênio pode ser calculada com base em formulações empíricas. Sabe-se que a elevação da temperatura reduz a concentração de saturação e que o aumento da altitude reduz a concentração de saturação. De acordo com Von Sperling (2007), há algumas fórmulas, baseadas em análise regressão, que fornecem diretamente o valor de  $C_s$ . Uma fórmula frequentemente empregada é (PÖPEL, 1979 apud VON SPERLING, 2007):

$$C_s = 14,652 - 4,1022 \times 10^{-1} \cdot T + 7,9910 \times 10^{-3} \cdot T^2 - 7,7774 \times 10^{-5} \cdot T^3 \quad (4.16)$$

em que

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

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

No entanto, já existem tabelas prontas que permitem a determinação desse parâmetro de forma rápida. Para o trecho do rio Pirapó em estudo, o  $C_s$  foi determinado por interpolação dos valores contidos na Tabela 4.6.

Tabela 4.6 - Concentração de saturação de oxigênio ( $\text{mg l}^{-1}$ ) em água limpa

Temperatura ( $^{\circ}\text{C}$ )	Altitude (m)		
	0	500	1000
16,0	10,0	9,5	8,9
17,0	9,7	9,2	8,7
18,0	9,5	9,0	8,5
19,0	9,4	8,9	8,4
20,0	9,2	8,7	8,2
21,0	9,0	8,5	8,0
22,0	8,8	8,3	7,9
23,0	8,7	8,2	7,8
24,0	8,5	8,1	7,6
25,0	8,4	8,0	7,5
26,0	8,2	7,8	7,3
27,0	8,1	7,7	7,2
28,0	7,9	7,5	7,1
29,0	7,8	7,4	7,0
30,0	7,6	7,2	6,8

Fonte: VON SPERLING, M., 2007.

#### 4.6.2.2 Coeficientes de Desoxigenação – $k_1$

O coeficiente de desoxigenação ( $k_{1,20} - d^{-1}$ ), com bases logarítmicas, a 20°C, foi estimado utilizando-se valores tabelados, descritos em literatura, tendo em vista as características das águas efluentes do ribeirão Maringá, ou seja, antes do encontro com as águas do rio Pirapó, conforme apresentado na Tabela 4.2

Ressalta-se que esse coeficiente é influenciado pela temperatura. Para a correção do coeficiente para as diferentes temperaturas do líquido, foi adotado um valor usual para o coeficiente de temperatura,  $\theta$ , igual a 1,047, determinado pela U.S.EPA (1987 apud Von Sperling, 2007).

#### 4.6.2.3 Coeficiente de Reoxigenação – $k_2$

Para a determinação do coeficiente de reoxigenação ( $k_2 - d^{-1}$ ), as características hidráulicas do rio Pirapó, tais como velocidade e profundidade do corpo d'água, permitiram a utilização da equação de O'Connor e Dobbins (1958 apud Von Sperling, 2007) para a estimativa deste parâmetro, segundo apresentado na Equação 4.17:

$$k_2 = 3,93 \cdot v^{0,5} \cdot H^{-1,5} \quad (4.17)$$

em que:

$v$  = Velocidade do rio ( $m \ s^{-1}$ );

$H$  = Profundidade do curso d'água (m).

O coeficiente  $k_2$  é influenciado pela temperatura e, para a correção do coeficiente, para as diferentes temperaturas do líquido, foi adotado o coeficiente de temperatura  $\theta$  igual a 1,024, determinado pela U.S.EPA (1987 apud Von Sperling, 2007).

#### 4.6.2.4 Demanda bioquímica remanescente – $L_0$

A demanda bioquímica última foi calculada utilizando a Equação 4.18 (VON SPERLING, 2007):

$$L_0 = \frac{(Q_r \cdot DBO_r + Q_e \cdot DBO_e)}{Q_r + Q_e} \cdot K_T \quad (4.18)$$

em que:

$L_0$  = Demanda bioquímica última ( $mg \ L^{-1}$ )

$Q_r$  = Vazão do rio ( $\text{m}^3 \text{s}^{-1}$ );

$DBO_r$  = DBO do rio ( $\text{mg L}^{-1}$ );

$Q_e$  = Vazão do efluente ( $\text{m}^3 \text{s}^{-1}$ );

$DBO_e$  = DBO do efluente ( $\text{mg L}^{-1}$ );

$K_T$  = constante para transformação da  $DBO_5$  a  $DBO_{\text{última}}$  (-), dada pela Equação 4.19:

$$K_T = \frac{1}{1 - e^{-1k_1}} \quad (4.19)$$

#### 4.6.2.5 Déficit inicial de oxigênio dissolvido no curso de água – $D_0$

O cálculo do Déficit inicial de oxigênio dissolvido no curso de água foi realizado utilizando-se a Equação 4.20 (VON SPERLING, 2007):

$$D_0 = C_s - C_0 \quad (4.20)$$

em que:

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

$C_0$  = Concentração de oxigênio dissolvido no curso de água ( $\text{mg L}^{-1}$ ), dada pela Equação 4.21:

$$C_0 = \frac{(Q_r \cdot OD_r + Q_e \cdot OD_e)}{Q_r + Q_e} \quad (4.21)$$

em que:

$Q_r$  = Vazão do rio ( $\text{m}^3 \text{s}^{-1}$ );

$OD_r$  = OD do rio ( $\text{mg L}^{-1}$ );

$Q_e$  = Vazão do efluente ( $\text{m}^3 \text{s}^{-1}$ );

$OD_e$  = OD do efluente ( $\text{mg L}^{-1}$ ).

## CAPÍTULO 5

### 5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

#### 5.1 Precipitação pluviométrica

A série histórica de precipitação mensal registrada pela Estação Climatológica da UEM, contada de 1996 até 2009, encontra-se detalhada na Tabela A1 do ANEXO A. Como esta estação encontra-se situada dentro da bacia do ribeirão Maringá, supôs-se que a precipitação ocorreu de forma homogênea por toda área. Por meio desta série, foi possível, então, formular uma média mensal histórica de precipitação, para os anos de 1996 a 2009, representados, graficamente, na Figura 5.1.

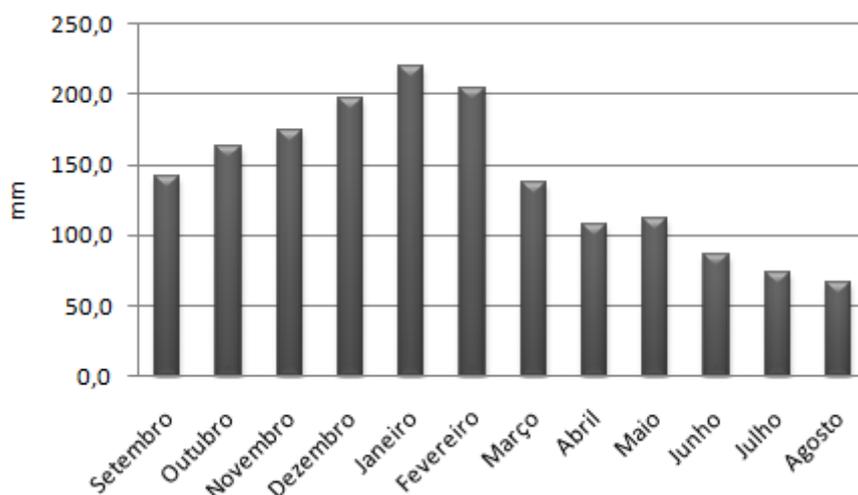


Figura 5.1 - Média histórica de precipitação em Maringá (1996 a 2009).

A partir da Figura 5.1, observa-se que os meses de setembro e março marcam, respectivamente, o início e o fim da época das chuvas. Desse modo, é possível afirmar que o intervalo de abril a agosto refere-se aos meses em que a precipitação pluvial não é tão intensa e, por isso, pode ser considerado como um período de “estiagem”. No entanto, durante o estudo, essa tendência, de período “chuvoso” e de relativa “estiagem”, não pôde ser totalmente verificada, como ilustra a Figura 5.2.

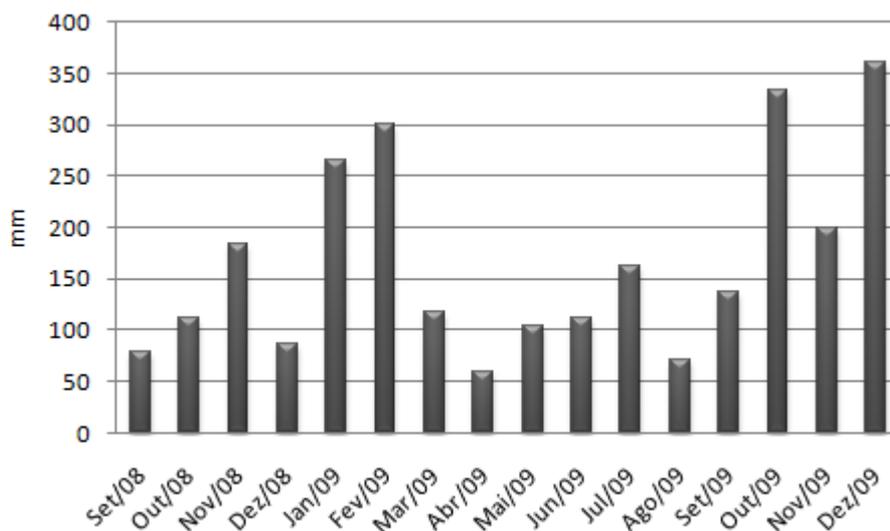


Figura 5.2 - Precipitação mensal durante o período de estudo.

Fazendo uma comparação entre as Figuras 5.1 e 5.2, nota-se que no período de realização do presente trabalho, a precipitação pluviométrica mensal mostrou-se muito atípica. É possível notar uma nítida diferença em dezembro de 2008 e em julho de 2009, em relação à média histórica desses respectivos meses.

A resposta para essa variação pode estar na transição do fenômeno La Niña, com ocorrência em 2007-2008, para o evento El Niño, que começou a se desenvolver em 2009. O El Niño reflete no padrão de precipitações em toda parte do planeta, inclusive sobre o Brasil, trazendo uma maior ocorrência de chuvas no sul do país, nos meses em que a intensidade de chuvas é normalmente menos intensa (BRASIL, 2009c; US.DC - NOAA, 2009).

Desse modo, tendo em vista essa atipicidade e a influência das chuvas sobre as características fluviais, e sobre os parâmetros de qualidade da água, o critério adotado para categorizar os meses em chuvosos ou estiagem foi a quantidade de chuva mensal ocorrida durante a pesquisa, ao invés do registrado pela série histórica.

Logo, no período de estudo, foram considerados meses “chuvosos” aqueles que não apresentaram déficit de chuva em relação à média, entre eles: novembro de 2008, janeiro, fevereiro, junho, julho, setembro, outubro e novembro de 2009. De forma análoga, os meses considerados “estiagem” foram setembro, outubro e dezembro de 2008, março, abril, maio e agosto de 2009.

Ainda, para avaliar a influência da precipitação nos resultados obtidos, na Tabela 5.1 e na Tabela 5.2 são apresentadas as ocorrências de precipitação pluviométrica (mm), no

momento e nos dias que antecederam as medições hidráulicas e a coleta de amostras para as análises físico-químicas e biológicas.

Tabela 5.1 – Ocorrência de precipitação pluviométrica (mm) no momento e nos dias que antecederam as medições hidráulicas.

<b>Data</b>	<b>Coleta</b>	<b>24h</b>	<b>48h</b>	<b>72h</b>
16/09/2008	0,0	0,0	5,8	39,2
07/10/2008	0,0	0,0	15,9	2,6
11/12/2008	0,4	11,1	0,0	0,0
25/02/2009	18,5	1,0	0,0	4,8
07/04/2009	19,9	39,0	0,0	0,0
18/05/2009	0,0	0,0	0,0	30,1
26/08/2009	0,0	1,5	0,1	1,0

Tabela 5.2 - Ocorrência de precipitação pluviométrica (mm) no momento e nos dias que antecederam as coletas de amostras.

<b>Data</b>	<b>Coleta</b>	<b>24h</b>	<b>48h</b>	<b>72h</b>
18/09/2008	0,0	0,0	0,0	0,0
15/10/2008	0,0	0,0	0,0	0,0
18/11/2008	0,0	0,0	0,0	0,0
09/12/2008	0,0	0,0	0,0	0,0
21/01/2009	0,0	14,6	70,1	5,0
18/02/2009	1,9	18,0	0,1	0,0
17/03/2009	0,0	0,0	0,0	0,0
22/04/2009	0,0	0,0	0,0	0,0
19/05/2009	0,0	0,0	0,0	0,0
17/06/2009	0,0	18,2	0,0	0,0
28/07/2009	10,8	16,9	9,8	0,0
26/08/2009	0,0	0,0	1,5	0,1
24/09/2009	0,0	28,9	2,0	2,2
13/10/2009	3,6	37,2	0,0	0,0
11/11/2009	5,9	0,0	33,6	49,5
08/12/2009	0,0	0,0	0,0	0,0

## 5.2 Caracterização Hidráulica do Ribeirão Maringá e do Rio Pirapó

As medidas realizadas em sete campanhas, nos postos FLUV 1, FLUV 2, FLUV 5 e FLUV 7, para a determinação da velocidade, profundidade, largura, área e vazão, referentes aos cursos d'água do ribeirão Maringá, bem como os dados hidráulicos estimados para o rio Pirapó – FLUV 9, no período de estudos, estão apresentados graficamente nas Figuras 5.3 e 5.4.

## Resultados e Discussão

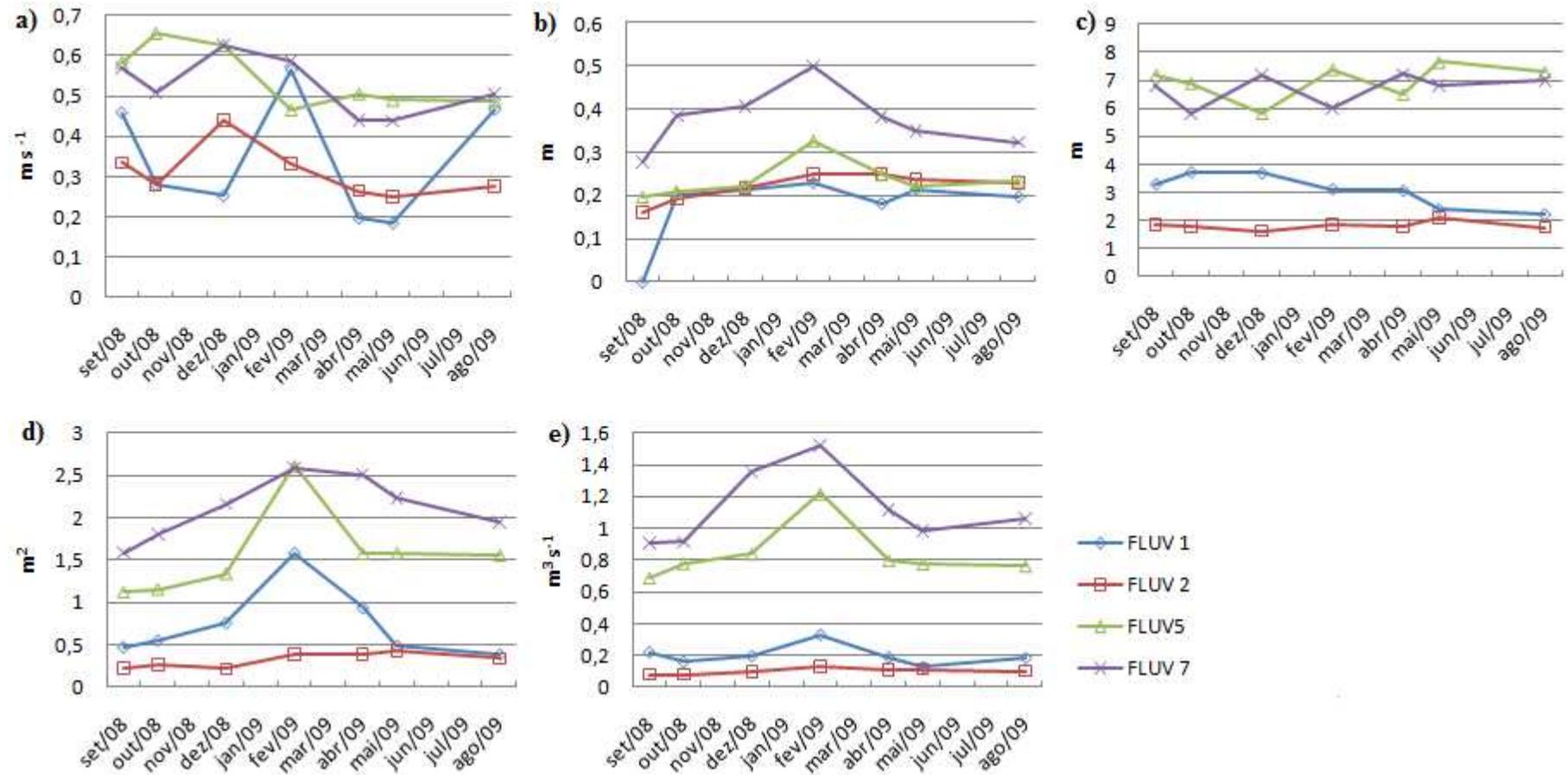


Figura 5.3 - Dados hidráulicos do ribeirão Maringá – FLUV 1, FLUV 2, FLUV 5 e FLUV 7: a) Velocidade média do curso d'água ( $m s^{-1}$ ); b) Profundidade média do leito (m); c) Largura do leito (m); d) Área de escoamento ( $m^2$ ), e) Vazão do curso d'água ( $m^3 s^{-1}$ ).

Resultados e Discussão

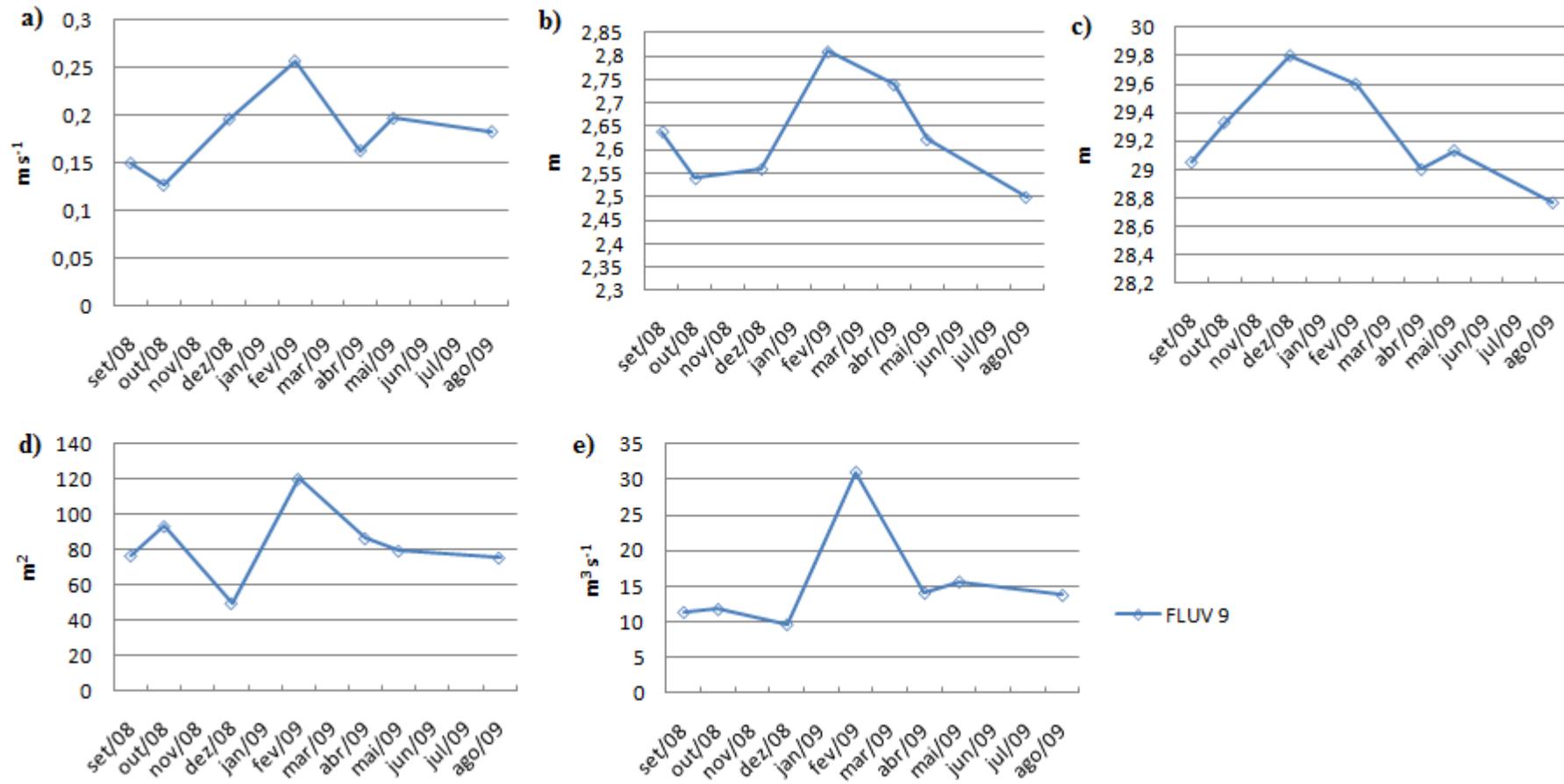


Figura 5.4 - Dados hidráulicos do rio Pirapó – FLUV 9: a) Velocidade média do curso d'água ( $m s^{-1}$ ); b) Profundidade média do leito (m); c) Largura do leito (m); d) Área de escoamento ( $m^2$ ), e) Vazão do curso d'água ( $m^3 s^{-1}$ ).

As medidas realizadas no posto FLUV 1, localizado no córrego Mandacarú, mostraram valores de velocidade entre  $0,187 \text{ m s}^{-1}$  e  $0,565 \text{ m s}^{-1}$ , no período de estiagem e de chuvas intensas, respectivamente. Com relação à profundidade, foi registrado valores que variaram entre  $0,180 \text{ m}$  a  $0,228 \text{ m}$ . Para os demais parâmetros verificou-se que, a largura do leito do córrego oscilou entre  $2,20 \text{ m}$  e  $3,74 \text{ m}$ , a área total variou de  $0,39 \text{ m}^2$  a  $1,59 \text{ m}^2$  e a vazão variou entre  $0,13 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$  e  $0,33 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ .

No posto FLUV 2, localizado no córrego Romeira, os valores de velocidade variaram entre  $0,249 \text{ m s}^{-1}$ , nos meses de estiagem, a  $0,439 \text{ m s}^{-1}$ , nos meses de chuva mais intensa. Quanto à profundidade, foi registrada uma variação de  $0,16 \text{ m}$  a  $0,25 \text{ m}$ , respectivamente nos meses de estiagem e chuvas. A largura do leito do córrego variou entre  $1,63 \text{ m}$  e  $2,10 \text{ m}$ , a área total oscilou entre  $0,22 \text{ m}^2$  e  $0,44 \text{ m}^2$  e a vazão oscilou entre  $0,08 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$  a  $0,13 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ .

Esses resultados mostram que, o córrego Romeira possui uma menor amplitude hidráulica que o córrego Mandacarú, nos eventos de estiagem e chuvas intensas, muito provavelmente por estar compreendido inteiramente em área rural. Sem a influência do escoamento superficial urbano, e por possuir mata ciliar em quase toda sua margem, o que minimiza os efeitos do escoamento superficial do solo agrícola, o córrego Romeira consegue manter condições hidráulicas mínimas para a manutenção de equilíbrio do meio aquático.

Este resultado, ou seja, a manutenção de uma vazão ecológica é muito positiva para o córrego Romeira visto que, segundo Collichonn et al. (2005), a qualidade ambiental de um sistema aquático e dos ecossistemas associados é fortemente dependente do regime hidráulico.

No córrego Mandacaru tal situação favorável não foi verificada. Por ter sua nascente em área urbana, durante chuvas intensas, vários materiais adentram em seu leito, promovendo até mudanças no curso natural do corpo d'água. Esse resultado mostra-se preocupante, pois tal situação pode causar um impacto significativo sobre a biodiversidade desse sistema, contribuindo para o desaparecimento de espécies aquáticas, favorecendo o aparecimento de outras espécies invasoras e inviabilizando alguns usos deste curso d'água. A Figura 5.5 ilustra as condições do córrego Mandacarú (a) e córrego Romeira (b).



Figura 5.5 - Córrego Mandacarú – FLUV 1 (a) e córrego Romeira – FLUV 2 (b).

Nas medidas realizadas no posto FLUV 5, localizado no alto curso do ribeirão Maringá, verificou-se valores de velocidade, no período de estiagem e de chuvas intensas, respectivamente, entre  $0,466 \text{ m s}^{-1}$  e  $0,655 \text{ m s}^{-1}$ . Quanto à profundidade, foi registrada uma variação de  $0,196 \text{ m}$  a  $0,327 \text{ m}$ . A largura do leito do ribeirão oscilou entre  $5,80 \text{ m}$  e  $7,66 \text{ m}$ , a área total oscilou entre  $1,12 \text{ m}^2$  e  $2,62 \text{ m}^2$  e a vazão variou entre  $0,69 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$  e  $1,22 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ .

No posto FLUV 7, localizado aproximadamente à  $4 \text{ km}$  antes da foz do ribeirão Maringá, os valores de velocidade oscilaram entre  $0,438 \text{ m s}^{-1}$  e  $0,626 \text{ m s}^{-1}$ . Em relação à profundidade, foi registrada uma variação de  $0,278 \text{ m}$  a  $0,499 \text{ m}$ . Verificou-se que a largura do leito ficou entre  $5,80 \text{ m}$  e  $7,23 \text{ m}$ , a área total oscilou entre  $1,59 \text{ m}^2$  e  $2,59 \text{ m}^2$  e a vazão variou entre  $0,91 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$  e  $1,52 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ .

Fica evidente que, ao longo do curso d'água, o ribeirão Maringá torna-se mais profundo, tem sua velocidade ligeiramente reduzida e, conseqüentemente, a vazão do leito aumenta. Observou-se que amplitude das características hidráulicas, ocasionada pelos eventos de chuva e estiagem, não é tão distinta entre esses postos. Isso pode significar que o ribeirão Maringá, após receber as águas de seus principais tributários, mantém-se menos turbulento quanto as suas variáveis hidráulicas. A Figura 5.6 mostra as condições do ribeirão Maringá nos postos fluviométricos FLUV 5 (a) e FLUV 7 (b).



Figura 5.6 - Ribeirão Maringá. (a) FLUV 5 e (b) FLUV 7.

A partir da análise dos resultados apresentados, observou-se que os cursos d'água da bacia do ribeirão Maringá podem ser considerados como rápidos e pouco profundos. As características hidráulicas, apesar de serem influenciadas pela precipitação, que freqüentemente ocorria nos dias que precederam as medições, refletiram de modo satisfatório a quantidade de chuva de cada mês. Em termos de sazonalidade, nos meses chuvosos verificou-se o aumento dos valores medidos de velocidade, profundidade, largura, área e vazão dos corpos d'água monitorados, enquanto que, nos meses de estiagem foi observado o oposto.

Quanto às estimativas realizadas para o Rio Pirapó, de modo geral, os resultados obtidos representaram satisfatoriamente as condições observadas em campo. Em relação às variações sazonais, o rio Pirapó apresentou um comportamento semelhante aos cursos d'água da bacia do ribeirão Maringá. Nos meses de chuvas intensas, verificou-se o aumento dos valores medidos de velocidade, profundidade, largura, área e vazão dos corpos d'água monitorados, enquanto que, nos meses de estiagem o efeito contrário foi observado.

Os valores de velocidade estimados encontraram-se entre  $0,127 \text{ m s}^{-1}$  e  $0,257 \text{ m s}^{-1}$ , no período de estiagem e de chuvas intensas, respectivamente. Em relação à profundidade, foi registrada uma variação de 2,50 m a 2,81 m. A largura do leito do rio oscilou entre 28,77 m e 29,80 m, a área total oscilou entre  $49,59 \text{ m}^2$  e  $120,39 \text{ m}^2$  e a vazão variou entre  $9,72 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$  e  $30,94 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ . A Figura 5.7 ilustra o rio Pirapó em um período de chuva (a) e estiagem (b).



Figura 5.7 - - Rio Pirapó em um período de chuva (a) e estiagem (b).

### 5.2.1 Vazão Incremental Linear

Os resultados de vazão para todos os pontos de monitoramento de qualidade de água, calculados utilizando a Equação 4.1, estão apresentados na Tabela 5.3.

Tabela 5.3 - Vazão ( $\text{m}^3\text{s}^{-1}$ ) para os pontos de monitoramento.

Data	Ponto 1	Ponto 2	Ponto 3	Ponto 4	Ponto 5	Ponto 6	Ponto 7	Ponto 8	Ponto 9	Ponto 10
16/09/2008	0,219	0,102	0,205	0,401	0,687	0,813	0,909	1,066	11,430	12,515
07/10/2008	0,158	0,081	0,346	0,352	0,779	0,857	0,914	1,013	11,830	12,851
11/12/2008	0,194	0,095	0,190	0,554	0,771	1,106	1,352	1,777	9,720	11,479
25/02/2009	0,334	0,129	0,366	0,469	1,222	1,388	1,510	1,720	30,940	32,699
07/04/2009	0,187	0,111	0,189	0,322	0,798	1,067	1,264	1,605	14,100	15,471
18/05/2009	0,125	0,114	0,285	0,260	0,776	0,898	0,987	1,142	15,668	16,823
26/08/2009	0,182	0,102	0,178	0,482	0,762	0,936	1,063	1,283	13,787	15,089

Na Figura 5.8 está representado graficamente o perfil de vazão para o ribeirão Maringá, bem como a influência de sua contribuição hídrica para o rio Pirapó.

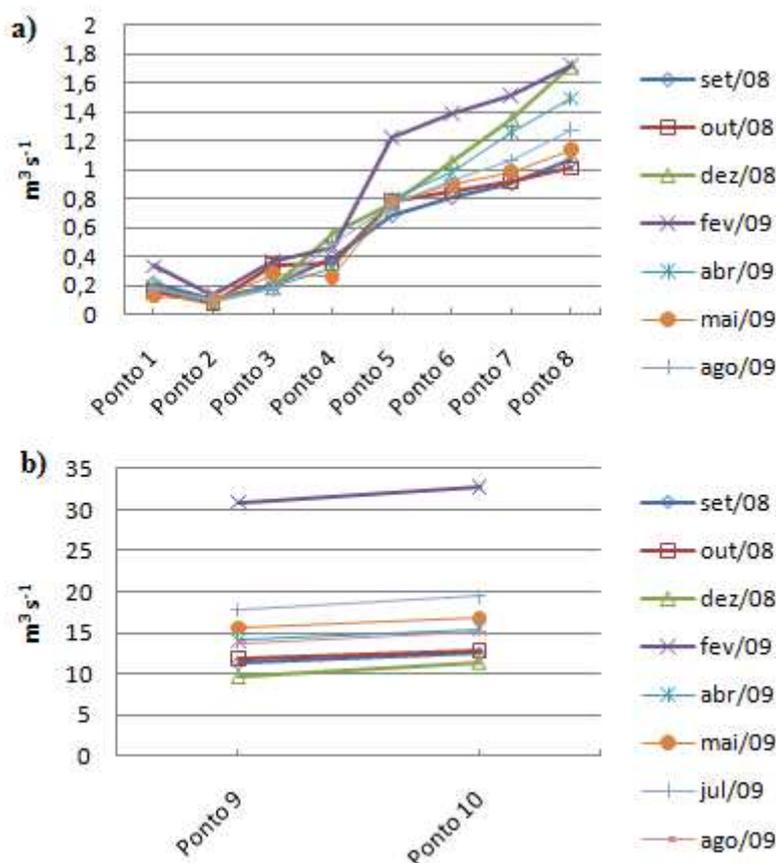


Figura 5.8 - Perfil da vazão ( $m^3 s^{-1}$ ) ao longo do curso do ribeirão Maringá (a) e sua influência sobre o rio Pirapó (b).

Observa-se, pela Figura 5.8 que no ribeirão Maringá o incremento de vazão, causado pelos tributários e pelo lançamento de efluentes, colaboram significativamente para a elevação da vazão ao longo do ribeirão. Nos gráficos é possível notar também o efeito expressivo da sazonalidade.

### 5.3 Caracterização da Qualidade das Águas do Ribeirão Maringá

Os dados obtidos, em campo e nas análises laboratoriais, estão apresentados separadamente nos tópicos a seguir. Ressalta-se que os resultados dos parâmetros de qualidade de água foram discutidos com base nos padrões definidos pela Resolução CONAMA n°. 357/2005.

Em relação ao enquadramento dos cursos d'água estudados, a Portaria SUREHMA (atual Instituto Ambiental do Paraná - IAP) n° 004, de 21/03/1991, que dispõe sobre o enquadramento dos corpos d'água da bacia do rio Pirapó, adotou por princípio que todos os cursos de água contidos nesta unidade de planejamento, incluindo o ribeirão Maringá,

são pertencentes à classe 2, com exceção do córrego Mandacaru, que pertence à classe 3 (PARANÁ, 1991).

A Resolução do CONAMA, supracitada, especifica ainda que os valores estabelecidos para os parâmetros qualidade devem considerar a vazão de referência. A Agência Nacional de Águas (ANA) adota a como vazão de referência a  $Q_{95}$ , a qual indica que as vazões são maiores ou iguais a ela durante 95% do tempo.

Como não há uma série histórica de medidas de vazão para os corpos d'água da bacia do ribeirão Maringá, os resultados obtidos dos parâmetros de qualidade serão discutidos em relação aos valores da legislação tendo em vista as medidas de vazão efetuadas, uma vez que estas foram mensuradas em datas muito próximas à data de amostragem de água.

### 5.3.1 Temperatura da Água

Com relação ao parâmetro temperatura, observou-se que, nos cursos de água da bacia do Ribeirão Maringá, e nos pontos referentes ao rio Pirapó, no período analisado, não houve alteração que pudesse indicar influência de atividade antrópica. Na Figura 5.9 é possível notar a variação de temperatura da água devido à sazonalidade, a máxima registrada foi de 26,0 °C, em fevereiro, e a mínima registrada foi de 15,0 °C, em julho.

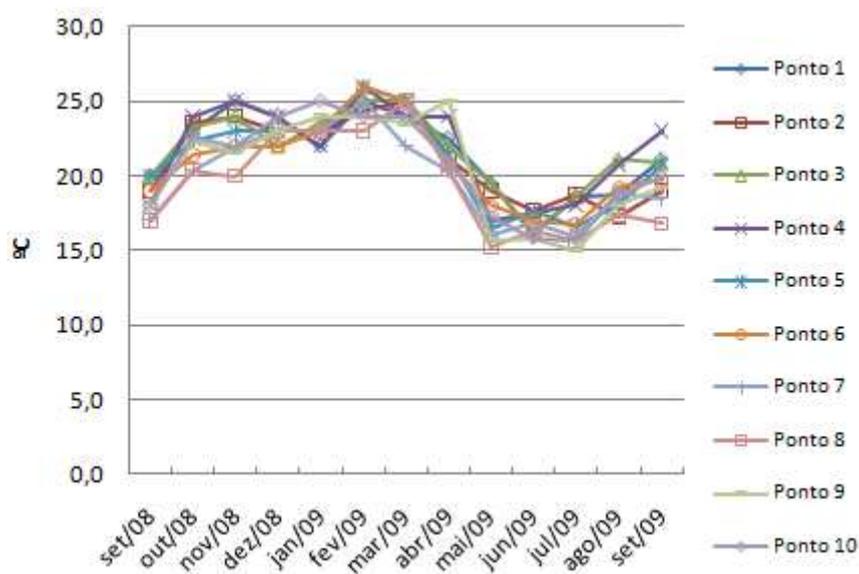


Figura 5.9 - Variação da temperatura da água.

### 5.3.2 pH

Os valores de pH não sofreram alteração em relação aos padrões estabelecidos pela resolução, em nenhum dos pontos de coleta. Como pode ser observado na Figura 5.10, os valores medidos permaneceram entre 6,8 e 8,5, dentro, portanto, da faixa de pH permitida pela legislação, para rios classe 2 e classe 3, entre 6,0 e 9,0.

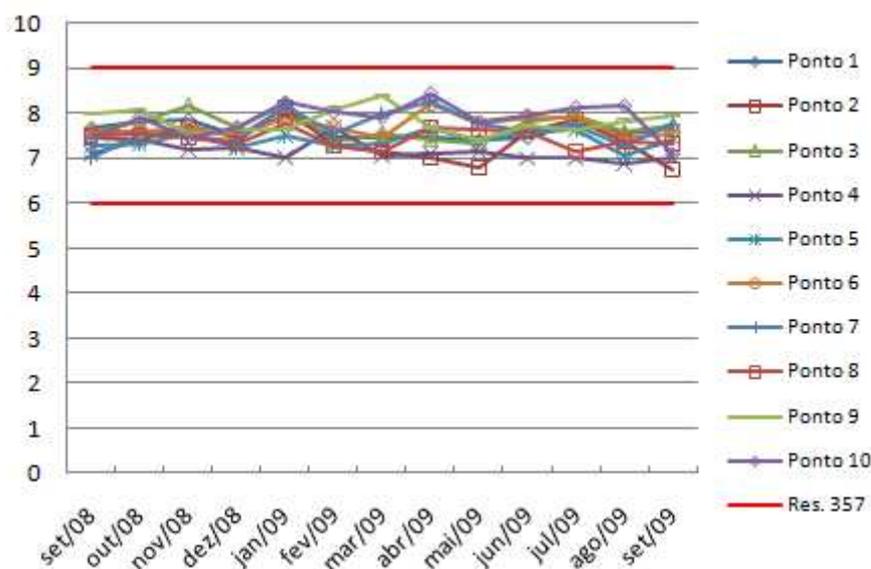


Figura 5.10 - Variação do pH.

### 5.3.3 Turbidez

Os valores de turbidez estiveram acima do estabelecido pela Resolução nº. 357/2005 do CONAMA (100 NTU), nos meses de janeiro, fevereiro, junho julho e setembro de 2009, nos trechos representados pelos pontos 9 e 10, no rio Pirapó. No ribeirão Maringá, foi observado valores acima do permitido, nos trechos representados pelos pontos de monitoramento 7 e 8, apenas em julho de 2009, dados apresentados na Figura 5.11.

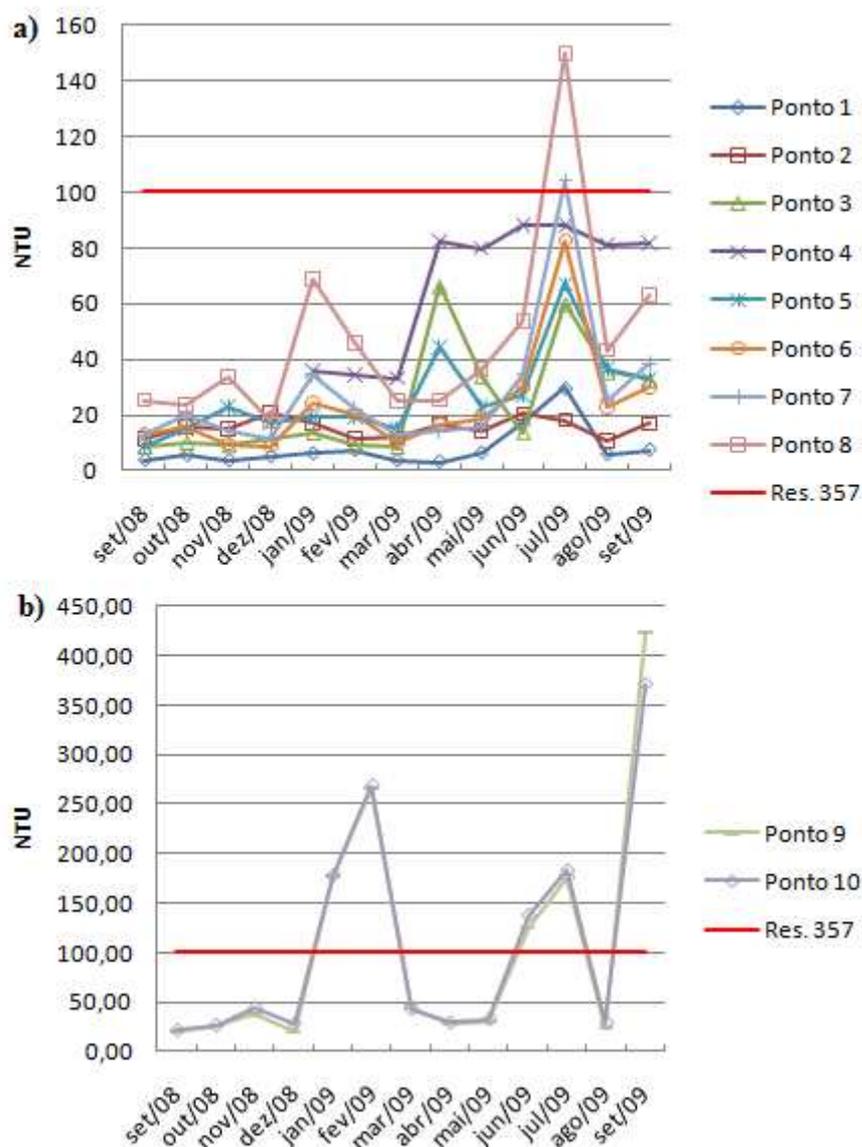


Figura 5.11 - Variação da turbidez: a) ribeirão Maringá; b) rio Pirapó.

A presença de materiais sólidos em suspensão, como silte, argila, colóides, matéria orgânica etc., pode alterar de forma significativa a turbidez da água. Assim, a elevação da turbidez nestes corpos d'água pode ser explicada pelo aumento da pluviosidade ocorrida nestes meses, fazendo com que os materiais à montante, tais como aqueles oriundos da lixiviação dos solos agricultáveis e de sedimentos do rio, fossem carreados para a jusante do curso d'água, elevando os valores deste parâmetro.

Os menores valores de turbidez foram verificados no trecho referente ao ponto 1, provavelmente por este ponto estar localizado em um córrego de influência urbana, onde não se verificou arrasto de solos para o leito do rio, a não ser aqueles provenientes das cabeceiras, e do próprio leito.

### 5.3.4 Condutividade

No que se refere à condutividade elétrica, percebeu-se valores muito elevados, situados entre  $93,1 \mu\text{S cm}^{-1}$  a  $344,0 \mu\text{S cm}^{-1}$ , quando comparados com os estudos de Gradella et al. (2008) e Sardinha et al. (2008), que obtiveram valores de condutividade variando de  $20 \mu\text{S cm}^{-1}$  a  $40 \mu\text{S cm}^{-1}$  para os córrego João Dias, em Aquidauana – MS, e ribeirão do Meio, em Leme – SP, respectivamente. Valores acima de  $164,0 \mu\text{S cm}^{-1}$  foram constantemente mensurados nos trechos referentes aos pontos 1, 3, 5, 6, 7, 8 e, com menor frequência, no ponto 10, conforme pode ser verificado na Figura 5.12.

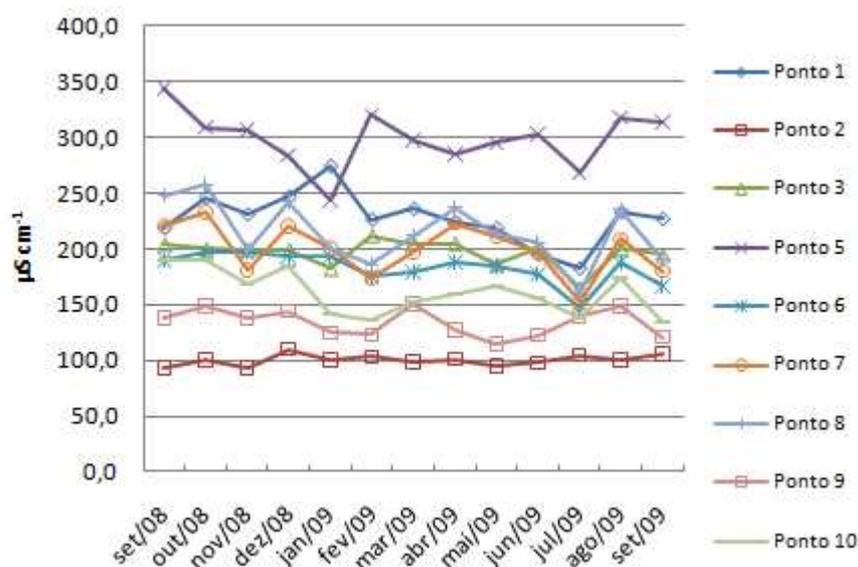


Figura 5.12 - Variação da condutividade elétrica da água.

Os resultados obtidos podem estar relacionados com a característica geológica da bacia do ribeirão Maringá. É possível notar uma ligeira tendência relacionada à sazonalidade. Pode-se dizer que, em época de chuvas, os minerais presentes na água, em forma ionizada, foram diluídos pela quantidade de água extra que adentrava o curso d'água. Essa diluição pode estar relacionada com a sutil queda de condutividade elétrica, encontrada em todos os pontos de monitoramento nos meses de chuvas intensas.

No entanto, de acordo com Esteves (1998), altos valores de condutividade também podem estar relacionados com a decomposição de poluentes. Isso explicaria o perfil da condutividade elétrica do ponto 1 e do ponto 5. No trecho representado pelo primeiro ponto de monitoramento, há o despejo esporádico de efluentes domésticos e, no caso do ponto 5, há o lançamento da estação de tratamento de efluentes, que se encontra à

montante. Desse modo, é provável que esses lançamentos sejam os responsáveis pela variação de condutividade encontrada nesses pontos.

### **5.3.5 Sólidos**

A Figura 5.13 apresenta as variações das concentrações de sólidos totais, sólidos totais filtráveis ou suspensos e sólidos totais não filtráveis ou dissolvidos. Como pode ser observado nos gráficos, a quantidade de sólidos não filtráveis não ultrapassou o nível de  $500 \text{ mg L}^{-1}$ , estipulado pela legislação.

No entanto, no ribeirão Maringá houve um aumento na concentração de sólidos no ponto 3, no mês abril, provavelmente devido ao início das obras do “Contorno Norte”, uma obra viária, que visa a diminuir o trânsito de veículos pesados no meio urbano do município de Maringá. A movimentação inicial de terra, à montante do local de amostragem, pode ter afetado a qualidade da água neste ponto de monitoramento.

Outro fato a se destacar no ribeirão Maringá, é a influência da estação de tratamento de esgotos (ETE), sobre os pontos de monitoramento localizados à jusante do lançamento. Segundo Schneider (2009), a ETE foi identificada como a geradora de uma quantidade significativa de sólidos, que são transportados ao ribeirão. Esses materiais, por sua vez, se depositam em seu canal, causando o processo de agredação no leito.

No rio Pirapó, o estudo de Schneider (2009) indica que o desprendimento das partículas do solo, a ressuspensão dos sólidos do fundo do leito e a erosão marginal estão relacionados com a precipitação pluvial. Observa-se nos gráficos que realmente nos meses de chuvas intensas, as concentrações de sólidos totais e sólidos filtráveis na água elevaram-se significativamente.

A Figura 5.14 apresenta a carga de sólidos dissolvidos transportada pelos corpos d'água estudados.

## Resultados e Discussão

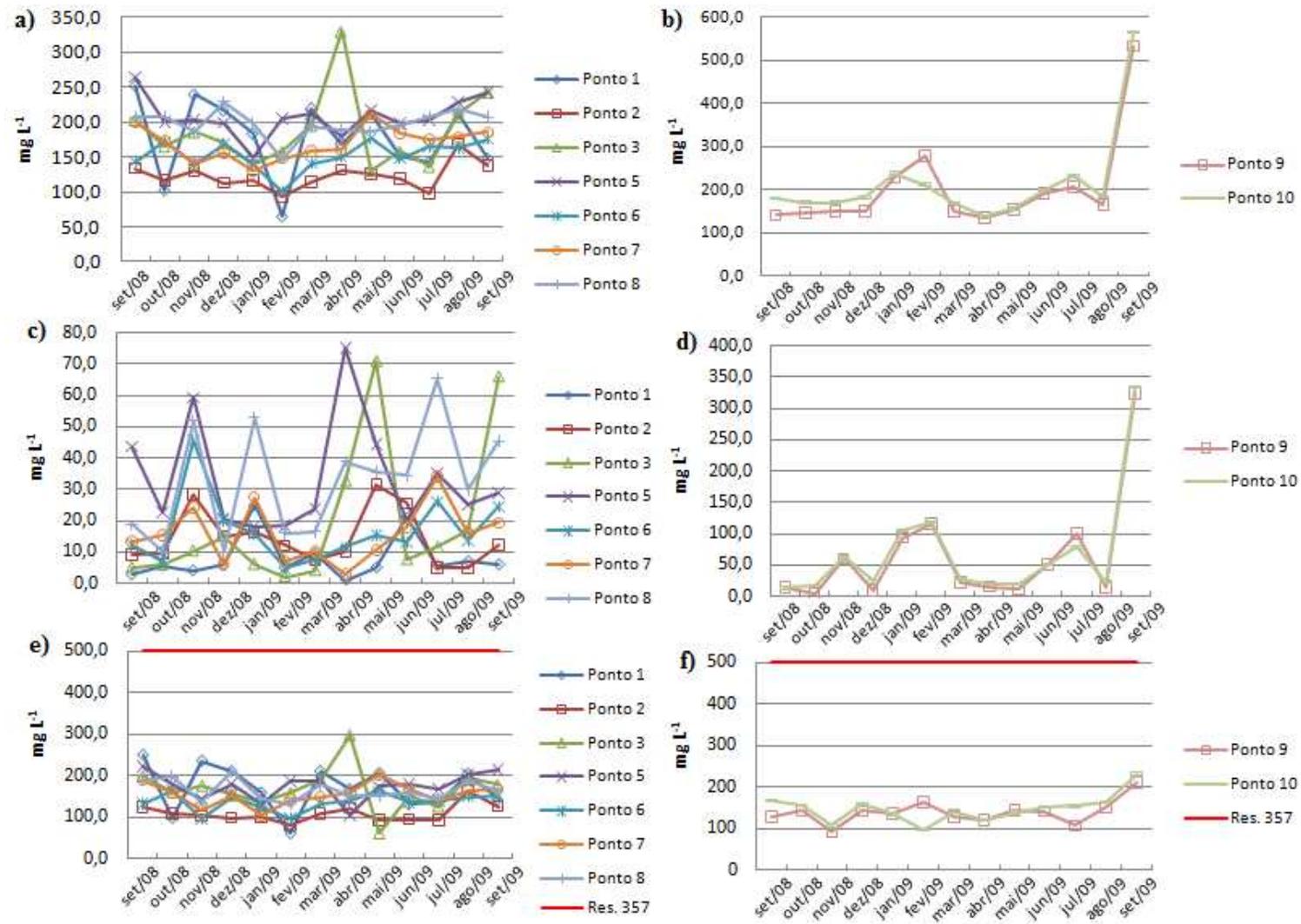


Figura 5.13 - Variação das concentrações de sólidos totais (a, b); sólidos totais filtráveis ou suspensos (c, d); e sólidos totais não filtráveis ou dissolvidos (e, f) para o ribeirão Maringá e para o rio Pirapó.

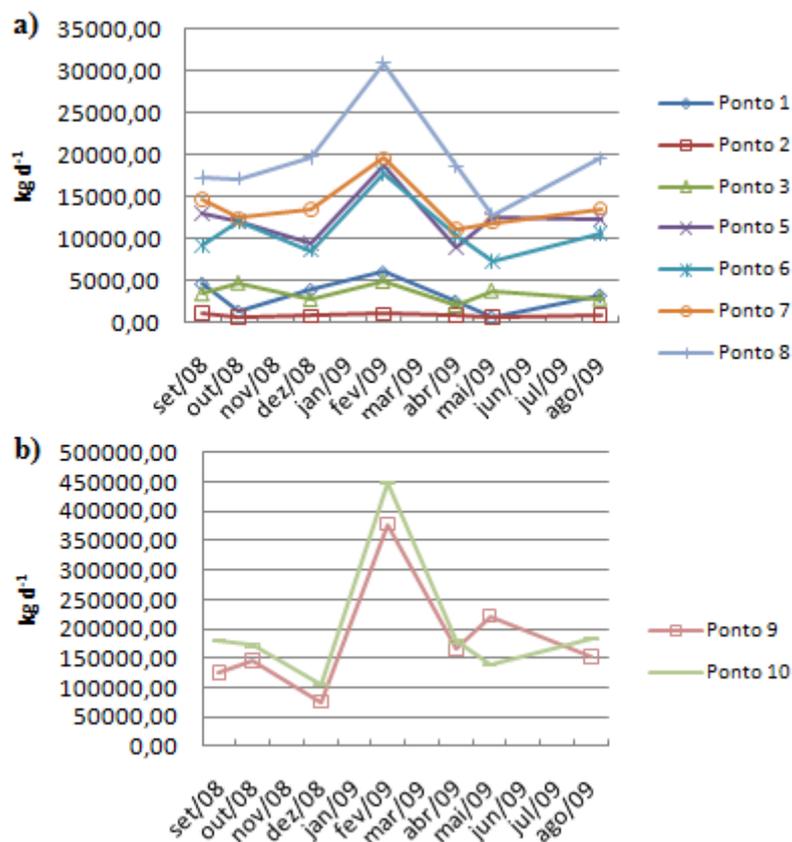


Figura 5.14 - Carga de sólidos suspensos ( $\text{kg d}^{-1}$ ) que são carreados pelos corpos d'água estudados no período de estudo: a) ribeirão Maringá; b) rio Pirapó.

### 5.3.6 Compostos Nitrogenados

#### 5.3.6.1 Nitrogênio Amoniacal Total

Os resultados, em que o nitrogênio amoniacal total ficou acima do estabelecido pela legislação, encontram-se na Tabela 5.4, destacados em negrito.

Tabela 5.4 - Concentração de nitrogênio amoniacal total ( $\text{mg L}^{-1}$ ).

Data	Ponto 1	Ponto 2	Ponto 3	Ponto 4	Ponto 5	Ponto 6	Ponto 7	Ponto 8	Ponto 9	Ponto 10
15/10/2008	1,30	0,19	0,18		<b>29,78</b>	<b>10,92</b>	<b>16,19</b>	<b>16,57</b>	0,79	<b>7,10</b>
18/11/2008	0,00	0,00	0,25		<b>32,03</b>	<b>5,61</b>	<b>6,89</b>	<b>9,32</b>	0,82	<b>6,08</b>
09/12/2008	0,24	0,29	0,00		<b>19,88</b>	<b>8,26</b>	<b>11,90</b>	<b>14,25</b>	0,47	<b>7,33</b>
21/01/2009	0,22	0,31	0,28	<b>39,70</b>	<b>10,53</b>	<b>4,16</b>	<b>6,28</b>	<b>7,94</b>	<b>3,13</b>	<b>4,98</b>
18/02/2009	0,52	0,36	0,19	<b>98,72</b>	<b>35,15</b>	<b>5,96</b>	<b>6,10</b>	<b>7,67</b>	<b>4,56</b>	<b>6,56</b>
17/03/2009	0,25	0,12	0,09	<b>20,88</b>	<b>27,45</b>	<b>6,86</b>	<b>10,45</b>	<b>12,91</b>	<b>1,12</b>	<b>4,48</b>
22/04/2009	0,20	0,39	0,86	<b>136,25</b>	<b>30,15</b>	<b>8,16</b>	<b>12,47</b>	<b>16,60</b>	0,97	<b>4,19</b>
19/05/2009	0,03	0,06	0,03	<b>104,63</b>	<b>21,70</b>	<b>4,78</b>	<b>7,95</b>	<b>9,03</b>	0,60	<b>3,36</b>
17/06/2009	0,20	0,27	<b>2,38</b>	<b>162,00</b>	<b>31,98</b>	<b>5,18</b>	<b>6,89</b>	<b>8,35</b>	<b>3,87</b>	<b>3,24</b>
28/07/2009	0,19	0,04	0,67	<b>125,87</b>	<b>27,15</b>	<b>6,47</b>	<b>7,66</b>	<b>8,45</b>	<b>2,80</b>	<b>3,98</b>
26/08/2009	0,29	0,35	0,95	<b>140,77</b>	<b>32,60</b>	<b>9,45</b>	<b>12,89</b>	<b>16,30</b>	1,45	<b>5,53</b>

---

24/09/2009	0,18	0,28	0,41	<b>126,28</b>	<b>31,78</b>	<b>5,53</b>	<b>8,54</b>	<b>10,46</b>	<b>10,73</b>	<b>11,47</b>
------------	------	------	------	---------------	--------------	-------------	-------------	--------------	--------------	--------------

---

Os resultados apresentados na Tabela 5.4 mostram que no trecho referente ao ponto 4, no córrego Mandacarú, logo à jusante da ETE, foram encontradas elevadas concentrações de nitrogênio amoniacal total. Uma vez que este parâmetro é um dos subprodutos da degradação da matéria orgânica e, visto que as águas do córrego Mandacarú fluem para o ribeirão, pode-se dizer que esse elevado aporte de carga nitrogenada é encaminhado ao ribeirão Maringá, alterando suas características naturais.

No ribeirão, em razão da degradação desta parcela nitrogenada por microorganismos decompositores, a concentração de nitrogênio amoniacal total se reduz ao longo do curso deste corpo d'água. No entanto, nos trechos referentes aos pontos 7 e 8, a concentração de nitrogênio amoniacal total se eleva novamente. Isto pode ser justificado pela entrada de outro córrego, com cabeceira em área urbana, à montante do trecho representado pelo ponto 7, que provavelmente recebe esgoto urbano, e pela presença de pesqueiros nesta região da bacia.

Nestes pesqueiros há a circulação contínua da água dos açudes, e essas são frequentemente lançadas no corpo d'água. De acordo com Simões et al. (2008), esses efluentes possuem a característica de enriquecer os corpos hídricos com fósforo, amônia, matéria orgânica e outros nutrientes.

Os autores relatam ainda, que, em média, 30% do alimento utilizado para a criação de peixes é composto por proteína. Dessa forma, infere-se que o emprego de alimento em quantias inadequadas, pode ter contribuído para as elevadas concentrações de nitrogênio amoniacal total encontrada nesses trechos.

Um fato interessante foi a variação da concentração de nitrogênio amoniacal total no trecho representado pelo ponto 3, para o mês de maio de 2009. Supostamente essa inesperada mudança pode estar relacionada a algum animal morto em estado de decomposição, uma vez que esta área é tipicamente rural. Outra possibilidade pode estar no emprego de fertilizantes em áreas agricultáveis. Nos dias em que ocorreram chuvas mais intensas, esse material possivelmente foi encaminhado ao curso d'água, elevando a concentração deste parâmetro.

Quanto à sazonalidade, a Figura 5.15 mostra o perfil da concentração de nitrogênio amoniacal total, obtido durante a realização desta pesquisa.

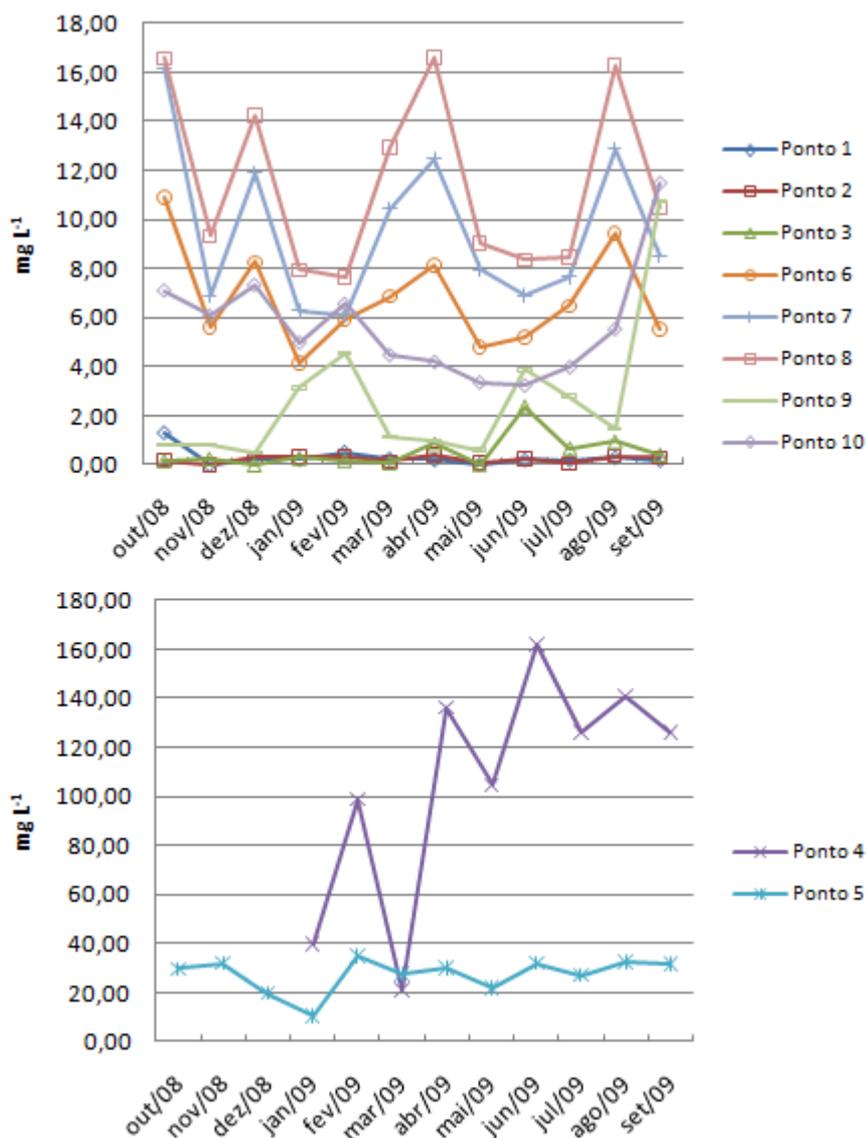


Figura 5.15 - Variação da concentração de nitrogênio amoniacal total (mg L<sup>-1</sup>).

É interessante observar que no ribeirão Maringá, nos trechos localizados à jusante da estação de tratamento, houve a diluição da carga nitrogenada nos eventos de chuva, causando a redução da concentração deste componente ao longo do curso d'água.

No rio Pirapó, a partir da análise dos resultados encontrados para o trecho representado pelo ponto 9, foi possível observar que em momentos de precipitação intensa, a concentração desse parâmetro ultrapassou o limite estabelecido na legislação. Isso pode estar relacionado a despejos orgânicos de indústrias, localizadas à montante deste ponto ou mesmo à lixiviação de compostos agrícolas presentes no solo.

Analisando os resultados obtidos, de modo geral, é evidente que o ribeirão Maringá, não consegue assimilar totalmente a carga nitrogenada excedente, lançada sobre

ele, e carrega esses materiais para o rio Pirapó, justificando os altos valores encontrados no trecho representado pelo ponto 10.

### 5.3.6.2 Nitrito e Nitrato

No caso da concentração de nitrogênio na forma de nitrito, durante o período de coleta foi observado valores superiores ao estabelecido na legislação ( $1\text{mg L}^{-1}$ , para corpos hídricos classe 2 e classe 3), como apresentado na Tabela 5.5, em negrito.

Tabela 5.5 - Variação da concentração de nitrito ( $\text{mg L}^{-1}$ )

Data	Ponto 1	Ponto 2	Ponto 3	Ponto 5	Ponto 6	Ponto 7	Ponto 8	Ponto 9	Ponto 10
18/09/2008	<b>2,0</b>	<b>2,0</b>	1,0	<b>2,0</b>	1,0	<b>1,5</b>	1,0	<b>2,0</b>	1,0
15/10/2008	1,0	0,0	1,0	1,0	<b>2,0</b>	1,0	0,0	0,0	0,0
18/11/2008	<b>2,0</b>	1,0	<b>2,0</b>	<b>2,5</b>	<b>3,0</b>	<b>3,0</b>	<b>3,0</b>	<b>2,5</b>	1,0
09/12/2008	<b>2,0</b>	0,5	<b>2,0</b>	1,0	<b>3,0</b>	<b>2,5</b>	<b>2,0</b>	<b>2,0</b>	1,0
21/01/2009	1,0	<b>4,0</b>	<b>4,0</b>	<b>4,0</b>	<b>5,5</b>	<b>7,0</b>	<b>14,0</b>	<b>39,0</b>	<b>41,5</b>
18/02/2009	<b>3,0</b>	1,0	<b>2,0</b>	<b>1,4</b>	<b>2,0</b>	<b>2,5</b>	0,0	0,0	0,0
17/03/2009	<b>2,0</b>	1,0	<b>2,0</b>	1,0	<b>2,5</b>	<b>2,5</b>	<b>2,0</b>	<b>2,0</b>	1,0
22/04/2009	<b>2,0</b>	1,0	0,0	0,0	<b>2,5</b>	<b>2,0</b>	0,0	1,0	1,0
19/05/2009	0,0	<b>2,0</b>	<b>3,5</b>	0,0	<b>6,0</b>	<b>3,5</b>	<b>4,0</b>	1,0	0,5
17/06/2009	1,0	<b>1,5</b>	<b>2,0</b>	<b>2,0</b>	1,0	1,0	1,0	0,0	0,0
28/07/2009	0,0	0,0	0,0	1,0	<b>2,5</b>	1,0	1,0	0,0	0,0
26/08/2009	<b>2,0</b>	0,0	0,0	1,0	<b>2,0</b>	<b>2,0</b>	0,0	0,0	0,0
24/09/2009	1,0	<b>4,4</b>	1,0	1,0	<b>2,0</b>	<b>2,0</b>	<b>4,0</b>	<b>16,6</b>	<b>11,0</b>

Esteves (1998) relata que altas concentrações de nitrito na água indicam a presença de efluentes de origem doméstica e industrial. De fato, é sabido que no córrego Mandacará (local do ponto 1) e no rio Pirapó (onde se localizavam os pontos 9 e 10), ocorre lançamento de esgotos domésticos e industriais. No ribeirão Maringá não é diferente, há lançamento da estação de tratamento de efluentes, lançamento de efluentes de pesqueiros e também a entrada das águas de outros canais, com cabeceira em área urbana, que provavelmente recebem esgoto urbano, e que colaboraram para as elevadas concentrações deste parâmetro.

Nos trechos representados pelos pontos 2 e 3, por estarem compreendidos em uma área de influência agrícola, as variações encontradas podem estar relacionadas ao uso de fertilizantes ou compostos agroquímicos a base de nitrogênio.

Em relação à concentração de nitrato, apesar da grande variação que ocorreu durante o período de estudo, não foram observadas concentrações acima daquela estabelecida na legislação ( $10\text{ mg L}^{-1}$ ), como apresentado na Figura 5.16.

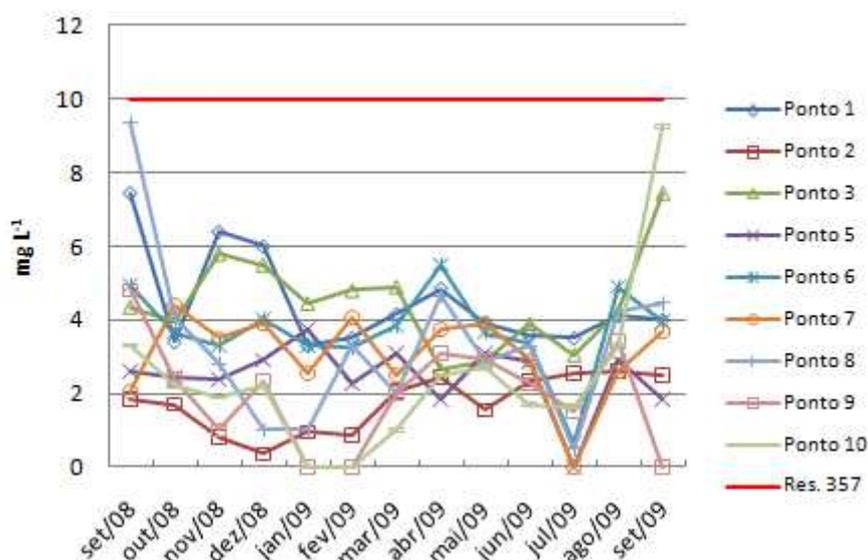


Figura 5.16 - Variação da concentração de nitrato.

Contudo, é importante ressaltar que, mesmo não infringindo a legislação, quantitativamente foram obtidas consideráveis concentrações de nitrato nas águas da bacia do ribeirão Maringá e no trecho referente ao rio Pirapó.

Esses resultados, somados aos resultados de nitrogênio amoniacal total, nitrito, temperatura e pH, apontam que a ciclagem do nitrogênio ocorre de forma rápida nos corpos d'água analisados, principalmente nos meses de verão. Segundo Alves (2006), esse fenômeno pode causar o acúmulo de nitrato na água, o que é tóxico para os seres de vida aquática, principalmente os peixes.

### 5.3.7 Fósforo Total

Foram encontradas elevadas concentrações de fósforo total, por toda a bacia do ribeirão Maringá, e no trecho analisado do rio Pirapó, em todos os meses de pesquisa.

Como pode ser observado na Figura 5.17, as concentrações deste parâmetro ficaram acima do estabelecido pela legislação, que é de  $0,10 \text{ mg L}^{-1}$ , para rios classe 2, e  $0,15 \text{ mg L}^{-1}$ , para classe 3, em praticamente todos os pontos de monitoramento durante o período estudado. Raras exceções foram encontradas nos pontos de monitoramento 1, 2 e 3, principalmente em setembro e novembro de 2008, fevereiro e abril de 2009, muito provavelmente pelas chuvas que ocorreram dias antes da coleta.

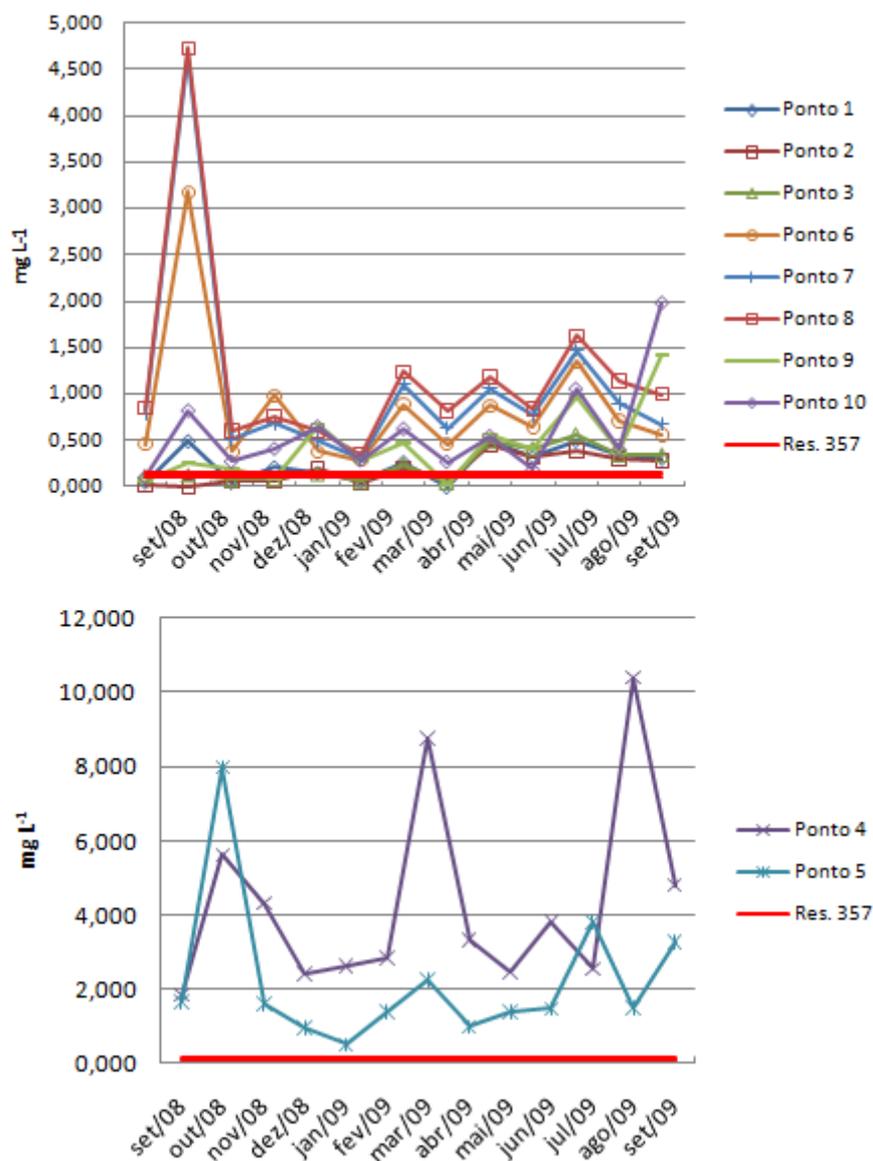


Figura 5.17 - Variação da concentração de fósforo total.

De forma semelhante aos resultados obtidos para os compostos nitrogenados, no córrego Mandacarú, no trecho referente ao ponto 4, à jusante da ETE, foram encontradas as mais elevadas concentrações de fósforo total.

Como, de acordo com Esteves (1998), o lançamento de efluentes domésticos também são fontes potenciais para a presença de compostos fosforados nos ambientes lóticos, pode-se dizer que as águas do córrego Mandacarú, ao receber o lançamento da ETE, e que fluem para o ribeirão, encaminham uma significativa carga poluente ao ribeirão Maringá.

No ribeirão, em razão da assimilação do fósforo por microorganismos aquáticos, sua concentração se reduz ao longo deste corpo d'água. No entanto, de forma análoga ao

que ocorreu com os compostos nitrogenados, nos trechos referentes aos pontos 7 e 8, a concentração de fósforo total volta a se elevar.

Muitos são os fatores que podem ter contribuído para essa variação. Entre eles, pode-se citar o emprego de fertilizantes nos solos agrícolas, a entrada de outro córrego com cabeceira em área urbana, à montante do trecho representado pelo ponto 7, que provavelmente recebe esgoto urbano, e o lançamento de efluente de pesqueiros nesta região da bacia, que, segundo Simões et al. (2008), enriquecem os corpos hídricos com fósforo.

No rio Pirapó as possíveis fontes podem estar nos lançamentos de esgotos domésticos e industriais que ocorrem à montante dos trechos monitorados, como citado nos estudos de Peruço (2004), Alves (2006) e Schneider (2009). Como boa parte da bacia do rio Pirapó está compreendida na área rural, outra possível fonte de fósforo pode estar nos fertilizantes utilizados no preparo do solo para o uso agrícola.

### 5.3.8 Oxigênio Dissolvido

A análise da concentração de oxigênio dissolvido ao longo do ribeirão Maringá e do trecho do rio Pirapó, será apresentada de forma mais detalhada no tópico da avaliação da autodepuração.

No entanto, na Tabela 5.6 estão apresentados os resultados obtidos nas medições feitas em campo. Os resultados destacados em negrito foram aqueles em que a concentração de OD na água esteve abaixo do recomendado pela legislação (5,0 mg L<sup>-1</sup>, para corpos d'água classe 2, e 4,0 mg L<sup>-1</sup>, para corpos d'água classe 3).

Tabela 5.6 - Variação da concentração de oxigênio dissolvido (mg L<sup>-1</sup>)

Data	Ponto 1	Ponto 2	Ponto 3	Ponto 4	Ponto 5	Ponto 6	Ponto 7	Ponto 8	Ponto 9	Ponto 10
18/09/2008	7,59	7,64	7,63		5,70	7,28	6,92	5,79	8,40	7,25
15/10/2008	7,73	7,30	7,60	5,30	<b>3,89</b>	6,93	5,85	<b>4,73</b>	6,76	6,25
18/11/2008	6,09	<b>4,90</b>	<b>4,79</b>	<b>4,57</b>	<b>3,15</b>	5,13	6,46	<b>4,89</b>	8,33	7,02
09/12/2008	7,22	5,75	6,59	5,87	<b>4,07</b>	5,60	<b>4,95</b>	<b>4,39</b>	6,10	5,19
21/01/2009	7,80	7,17	7,68	6,03	6,94	7,67	7,37	6,27	7,76	7,35
18/02/2009	7,47	6,60	6,95	6,90	5,49	6,90	6,47	5,56	7,80	6,80
17/03/2009	8,52	7,89	8,07	5,79	5,81	7,35	6,44	5,57	6,76	6,49
22/04/2009	8,19	5,45	6,05	<b>4,82</b>	<b>4,95</b>	6,23	6,59	<b>4,23</b>	8,21	5,46
19/05/2009	7,54	6,99	7,04	5,41	5,55	6,81	6,79	5,40	7,66	6,42
17/06/2009	8,55	9,25	8,67	6,56	7,78	7,59	8,61	5,16	9,81	9,10
28/07/2009	6,76	7,72	6,97	5,96	8,05	7,06	8,40	7,25	7,25	6,48
26/08/2009	7,02	7,82	7,04	5,49	5,36	7,66	6,76	5,91	7,83	<b>4,09</b>

24/09/2009	7,54	6,99	7,04	6,10	5,55	6,81	6,79	5,40	7,66	6,42
------------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------

Em uma primeira avaliação, notou-se que foram poucos os momentos em que o ribeirão Maringá permaneceu com concentração abaixo do estabelecido na legislação, principalmente levando em consideração que neste curso d'água é lançado efluente de uma das estações e tratamento de esgotos (ETE) do município de Maringá.

Isso não significa que a carga lançada pela ETE não tenha potencial de degradação, ainda mais considerando a vazão lançada diariamente pela estação, mas sim, que muito provavelmente a turbulência provocada pela descarga do efluente, somada à turbulência natural do curso d'água promoveu uma maior troca gasosa com a atmosfera, permitindo a dissolução de oxigênio na água.

Uma nova queda na concentração de OD ocorreu no trecho representado pelo ponto 8. Considerando que, de acordo com Farias (2006) e Von Sperling (2007), a redução de OD nas águas ocorre devido ao lançamento de efluentes de origem orgânica, pode-se dizer que, provavelmente, a entrada das águas de um tributário com cabeceira em área urbana, localizada à montante desse trecho, e que recebe esgoto urbano, pode ter contribuído para a alteração da qualidade de água próxima a foz do ribeirão Maringá.

Além disso, segundo o estudo de Simões et al. (2008), o lançamento de efluentes dos açudes dos pesqueiros promove, devido a presença de vários nutrientes, o decréscimo da concentração de oxigênio dissolvido na água. Logo, pode-se dizer que esse efluente, ao alterar as características naturais do meio, possui um alto potencial poluidor para as águas do ribeirão, contribuindo para a redução de OD identificada no trecho representado pelo ponto 8.

### 5.3.9 Demanda Bioquímica de Oxigênio

De forma semelhante à apresentação de dados para o OD, na Tabela 5.7 estão apresentados os resultados de DBO<sub>5</sub>, obtidos nas análises laboratoriais. Os resultados destacados em negrito foram aqueles em que a concentração de DBO na água esteve acima do recomendado pela legislação, ou seja, 5,0 mg L<sup>-1</sup>, para corpos d'água classe 2, e 10,0 mg L<sup>-1</sup>, para corpos d'água classe 3.

Tabela 5.7 - Variação da concentração de demanda bioquímica de oxigênio

Data	Ponto 1	Ponto 2	Ponto 3	Ponto 4	Ponto 5	Ponto 6	Ponto 7	Ponto 8	Ponto 9	Ponto 10
18/09/2008	0,560	0,440	0,140	<b>23,900</b>	<b>8,345</b>	0,935	<b>6,545</b>	<b>8,910</b>	0,695	3,040
15/10/2008	1,555	1,600	1,650	<b>55,811</b>	<b>7,850</b>	4,245	<b>7,535</b>	<b>10,355</b>	0,650	<b>7,025</b>

*Resultados e Discussão*

18/11/2008	2,460	1,005	0,840	<b>50,810</b>	<b>14,840</b>	4,155	<b>6,040</b>	<b>8,205</b>	1,910	4,460
09/12/2008	2,720	1,205	2,920	<b>28,610</b>	<b>7,350</b>	<b>5,780</b>	<b>7,840</b>	<b>7,775</b>	0,155	<b>7,450</b>
21/01/2009	0,590	0,830	0,700	<b>15,233</b>	4,220	2,125	4,265	<b>5,895</b>	1,345	4,635
18/02/2009	0,070	0,050	0,050	<b>14,028</b>	<b>5,000</b>	0,155	0,195	0,085	0,765	0,920
17/03/2009	1,560	2,105	1,850	<b>20,090</b>	<b>8,940</b>	3,705	<b>7,215</b>	<b>8,735</b>	2,330	4,985
22/04/2009	1,530	1,295	0,690	<b>37,810</b>	<b>9,520</b>	<b>7,460</b>	<b>9,945</b>	<b>10,105</b>	0,090	4,580
19/05/2009	0,605	2,720	2,200	<b>25,166</b>	<b>6,435</b>	3,440	<b>7,000</b>	<b>6,230</b>	1,205	2,045
17/06/2009	0,155	0,305	2,430	<b>43,780</b>	<b>8,800</b>	4,510	<b>7,000</b>	<b>9,400</b>	1,755	<b>5,960</b>
28/07/2009	0,130	0,130	0,125	<b>28,230</b>	<b>7,535</b>	2,990	<b>5,035</b>	<b>6,825</b>	2,490	2,515
26/08/2009	1,140	1,430	0,800	<b>28,850</b>	<b>7,050</b>	3,620	<b>6,510</b>	<b>7,370</b>	0,000	3,130
24/09/2009	0,055	0,000	0,000	<b>39,710</b>	<b>8,270</b>	0,700	3,045	<b>7,620</b>	2,610	<b>6,330</b>

Os resultados das análises de DBO, os quais se encontram apresentados de forma gráfica na Figura 5.18, mostraram que um aporte significativo foi identificado no trecho referente ao ponto 4, no córrego Mandacari, à jusante da ETE.

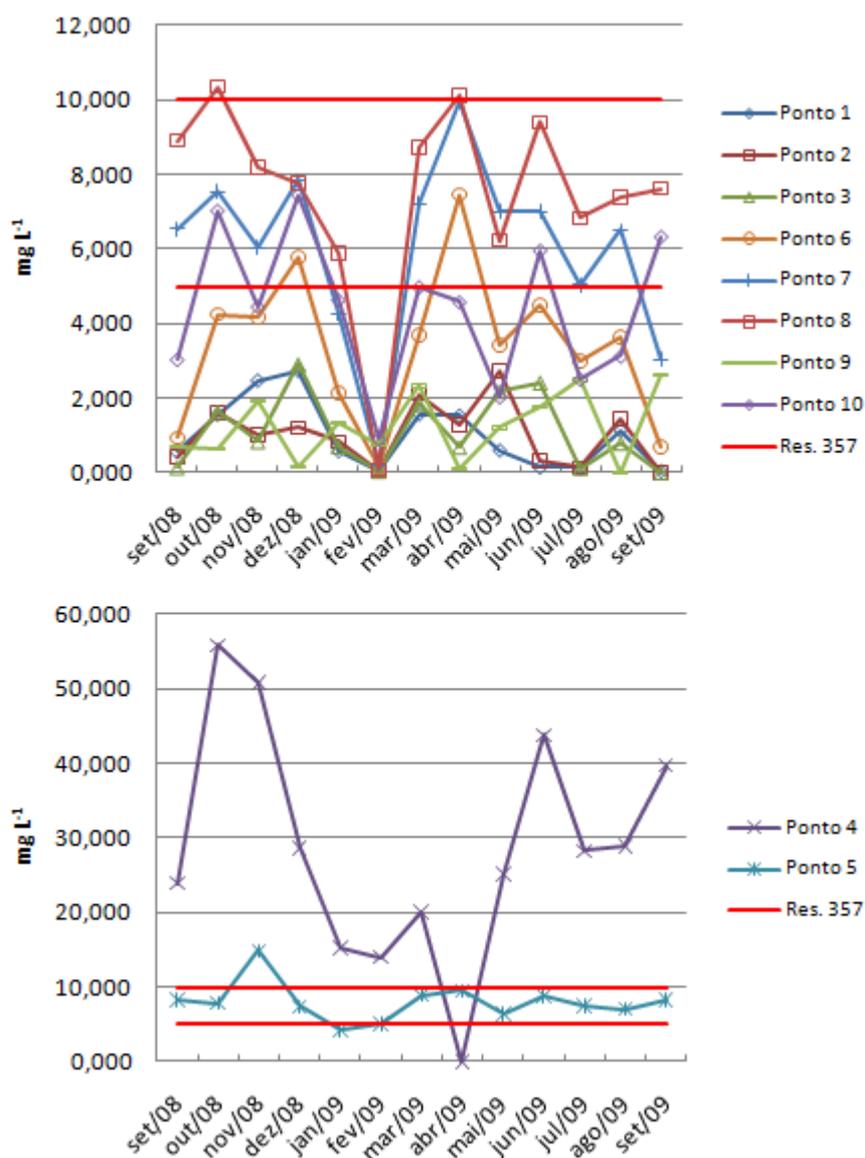


Figura 5.18 - Variação da concentração de demanda bioquímica de oxigênio.

Analisando os resultados, pode-se dizer que a carga de DBO remanescente do tratamento realizado pela Companhia de Saneamento do Paraná (SANEPAR), ou seja, a carga orgânica que, mesmo com o tratamento, ainda está presente no efluente, ao ser lançada no córrego Mandacaru, adentra no ribeirão Maringá, alterando fortemente a qualidade de suas águas.

Os efeitos do lançamento foram identificados por mais de 1600 m, como mostram os resultados obtidos no trecho representado pelo ponto 5, sendo que, em dezembro de 2008 e abril de 2009, foram registradas altas concentrações de DBO no ribeirão Maringá, por mais de 4600 m após o lançamento, como mostram os resultados obtidos no trecho representado pelo ponto 6.

Seguindo o curso do ribeirão, notou-se que houve elevação de concentração de DBO, no trecho representado pelo ponto 8, praticamente em todos os meses de pesquisa. Os resultados obtidos corroboraram para a afirmação de que o lançamento de efluentes dos pesqueiros, e a entrada das águas de um tributário com cabeceira em área urbana, que recebe esgoto urbano, podem ser os responsáveis pela alteração da qualidade de água do ribeirão Maringá.

#### **5.3.10 Demanda Química de Oxigênio**

Os resultados obtidos nas análises de DQO foram utilizados unicamente para a determinação das diluições necessárias de cada amostra na análise de DBO. Os resultados obtidos, no entanto, encontram-se na Figura 5.19, na qual, apresenta-se o perfil da variação da concentração de DQO ao longo do ribeirão Maringá e no trecho do rio Pirapó.

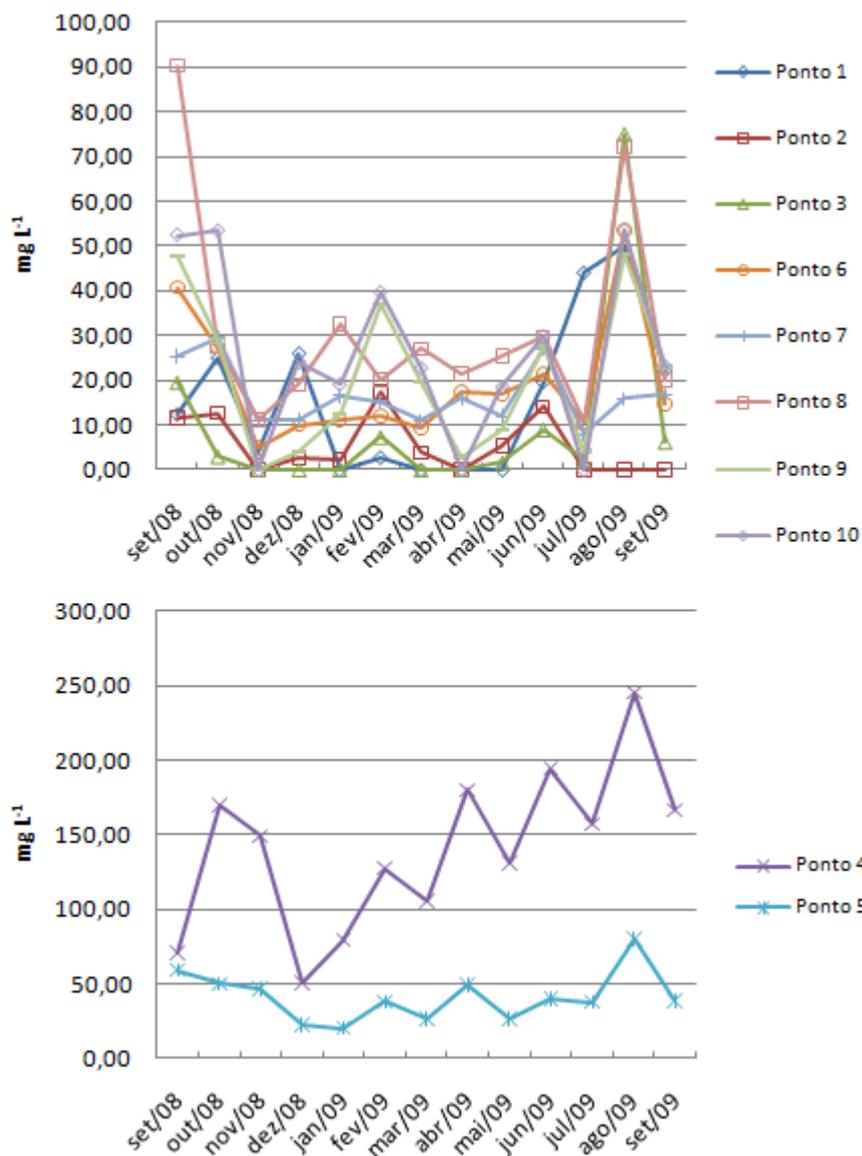


Figura 5.19 - Variação da concentração de demanda química de oxigênio.

Analisando os resultados, nota-se, com destaque, a variação do perfil de concentração de DQO, no trecho representado pelo ponto 4. Num primeiro momento de análise, observa-se que durante os três primeiros meses houve certa correspondência gráfica com os resultados obtidos na análise de DBO, contudo essa semelhança se desfaz no decorrer da pesquisa.

Neste trecho, a relação DQO/DBO permaneceu elevada, apresentando uma média de 6,25. Este resultado, segundo Von Sperling (2005), indica que o efluente apresenta uma fração inerte elevada o que, de fato, já era previsto levando em consideração que os esgotos passaram por um tratamento secundário.

### 5.3.11 Coliformes Termotolerantes

A Tabela 5.8 apresenta a contagem de coliformes termotolerantes, em unidades formadoras de colônias (UFC), nos pontos de monitoramento. Com relação aos coliformes termotolerantes, verificou-se o não cumprimento com o estabelecido na legislação, no trecho representado pelo ponto 1, nos meses de outubro e dezembro de 2008 e em junho e setembro de 2009, provavelmente em virtude de lançamentos clandestinos de efluentes domésticos no curso d'água. Estes lançamentos foram identificados no dia da coleta de amostra, pois nestes meses, as águas apresentavam-se com cor acinzentada e com odor característico de esgotos.

Tabela 5.8 - Variação da concentração de coliformes termotolerantes.

Data	Ponto 1	Ponto 2	Ponto 3	Ponto 4	Ponto 5	Ponto 6	Ponto 7	Ponto 8	Ponto 9	Ponto 10
15/10/2008	<b>4500</b>	350	750		<b>20000</b>	<b>2250</b>	0	<b>1660</b>	250	0
18/11/2008	650	300	350		<b>7700</b>	<b>7100</b>	<b>5800</b>	<b>8400</b>	<b>2000</b>	200
09/12/2008	<b>20500</b>	450	200	<b>540000</b>	<b>32000</b>	<b>5000</b>	<b>4850</b>	<b>6600</b>	200	200
21/01/2009	650	100	700	<b>58000</b>	<b>22000</b>	<b>14600</b>	<b>18000</b>	<b>12000</b>	<b>2000</b>	<b>2200</b>
18/02/2009	3100	200	250	<b>700000</b>	<b>12000</b>	<b>2300</b>	<b>5100</b>	<b>8350</b>	<b>8500</b>	<b>9850</b>
17/03/2009	0	250	200	<b>200000</b>	<b>19850</b>	0	150	100	0	0
22/04/2009	0	0	0	<b>218000</b>	<b>16000</b>	150	0	<b>6650</b>	200	100
19/05/2009	2350	150	600	<b>56000</b>	<b>32000</b>	<b>4500</b>	<b>7400</b>	<b>5350</b>	600	0
17/06/2009	<b>6200</b>	500	0	<b>67888</b>	<b>17488</b>	<b>4370</b>	<b>8900</b>	<b>1600</b>	<b>1800</b>	<b>4000</b>
28/07/2009	1100	0	200	0	<b>9500</b>	<b>3700</b>	<b>1500</b>	<b>5700</b>	0	0
26/08/2009	0	0	0	<b>24274</b>	<b>4825</b>	0	<b>1850</b>	<b>4100</b>	100	200
24/09/2009	<b>6000</b>	200	0	<b>13143</b>	<b>2100</b>	100	100	<b>2300</b>	200	400

Nos trechos representados pelos pontos 2 e 3, os resultados indicaram que houveram variações mínimas durante o período, contudo a concentração de coliformes sempre permaneceu dentro do permitido pela legislação. Em rios classe 2, como é o caso do ribeirão Maringá e o córrego Romeira, o limite estabelecido é de 1000 UFC (100 mL)<sup>-1</sup>.

No trecho referente ao ponto 4, os resultados apontaram concentrações extremamente elevadas. Estas concentrações se encontravam acima dos padrões estabelecidos pela resolução, que é de 4000 UFC (100 mL)<sup>-1</sup> para rios classe 3, praticamente em todos os meses do monitoramento. Este resultado era de certa forma esperado, uma vez que este ponto se localiza a jusante do lançamento da estação de tratamento de esgotos do município.

Outra situação muito interessante foi verificada neste ponto. Observa-se que a partir de maio de 2009 a concentração de coliformes termotolerantes diminuiu consideravelmente tanto que, em julho de 2009, não foi possível a sua determinação pelo método utilizado. Uma das possíveis justificativas para esse evento é a diminuição da temperatura ambiente devido à entrada do inverno. Outra possibilidade é a existência de compostos no efluente que, de certa forma, inibiram o desenvolvimento desses microorganismos. Por fim, visto que a análise desse parâmetro é muito sensível, há ainda a possibilidade de problemas com as placas de inoculação.

Nos trechos representados pelos pontos 5, 6, 7 e 8, foi possível notar uma queda significativa da concentração de coliformes termotolerantes, em relação ao ponto anterior. Essa queda ocorreu, muito provavelmente, devido ao decaimento bacteriano que ocorre naturalmente ao longo do curso d'água, após o lançamento de efluentes de origem doméstica. Mas, o decaimento não foi suficiente para enquadrar o corpo d'água dentro do estabelecido pela legislação.

Ainda foi possível observar que, no trecho representados pelos pontos 7 e 8, houve uma aumento na contagem de coliformes termotolerantes. Isto é mais um indicativo que o lançamento de efluentes dos pesqueiros e a entrada das águas dos tributários com cabeceira em área urbana, que recebem esgoto urbano, também contribuem fortemente para a alteração da qualidade das águas do ribeirão Maringá.

Para os trechos referentes aos pontos 9 e 10, que encontram-se no rio Pirapó, antes e depois da confluência com ribeirão Maringá, respectivamente, os resultados mostraram que, nos meses de novembro de 2008, janeiro, fevereiro e junho de 2009, a concentração de coliformes termotolerantes ultrapassou o limite estabelecido pela legislação de forma importante. Verificou-se que os maiores valores foram encontrados no trecho representado pelo ponto 10, ou seja, à jusante da entrada das águas do ribeirão.

Além disso, é possível afirmar que, nessa situação, a qualidade das águas rio foi influenciada por algum tipo de lançamento de efluente a montante do ponto 9, e que o aporte das águas do Ribeirão Maringá, foi suficiente para que o rio não conseguisse assimilar totalmente todos os efluentes lançados. A magnitude desses valores foi tal, que é possível dizer que todo ecossistema aquático do rio Pirapó esteja prejudicado.

Por análise da Figura 5.20, é possível notar que o parâmetro coliformes termotolerantes não segue uma tendência, que possa ser vinculada com a variação da precipitação que ocorreu no período da pesquisa. Pode-se vincular variação da concentração deste parâmetro com a variação da carga de lançamento da estação de

tratamento de esgotos, ou com a variação de temperatura do efluente lançado, visto que o metabolismo microbiano é muito sensível à essas variações.

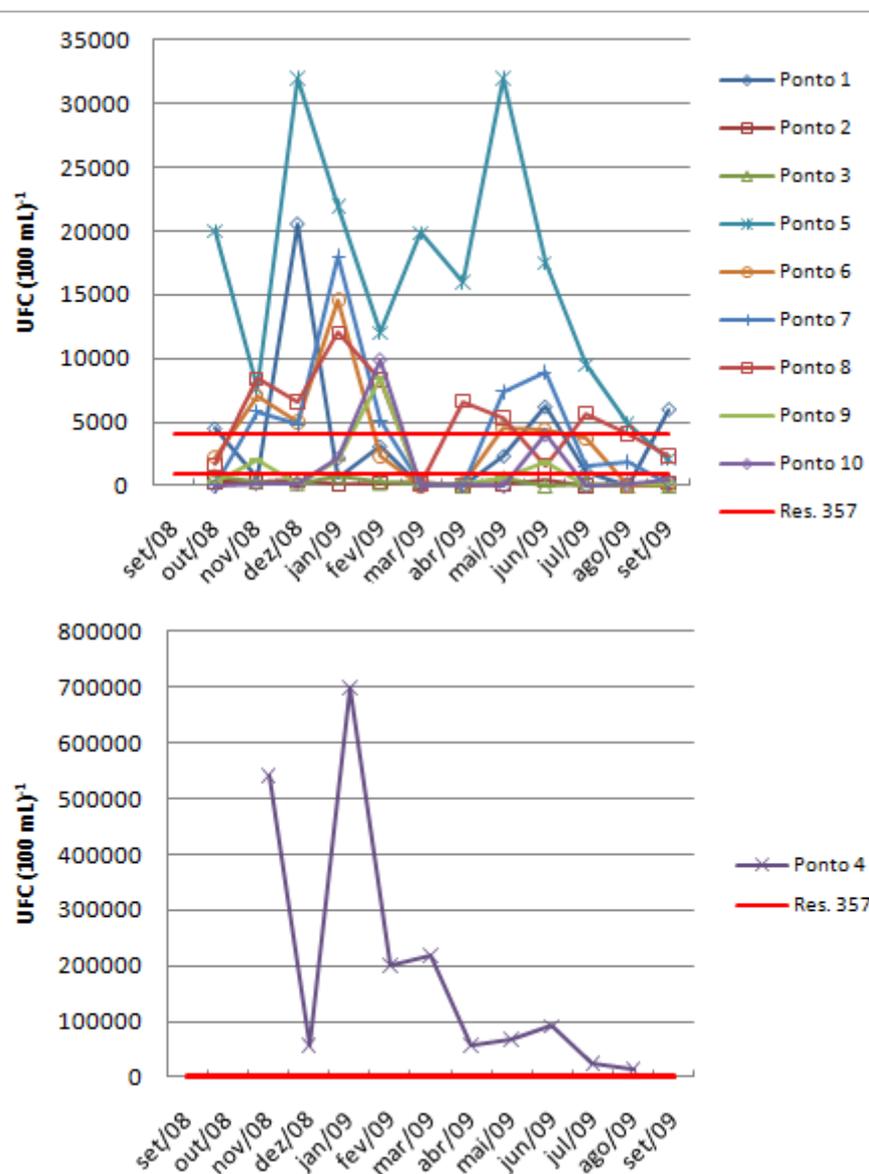


Figura 5.20 – Variação da concentração de coliformes termotolerantes.

### 5.3.12 Metais

De modo geral, a tendência da concentração dos metais foi bastante variável no período de estudo.

- Alumínio

Em relação ao alumínio (Al), observou-se um comportamento semelhante entre os pontos monitorados. No entanto, uma única ressalva deve ser feita para o ponto 6, em

dezembro de 2008. Neste ponto do ribeirão Maringá, a concentração de Al ficou acima do estabelecido pela legislação, que é de  $0,1 \text{ mg L}^{-1}$ , para corpos d'água classe 2.

Na Figura 5.21 nota-se que no período de maio a julho de 2009, houve aumento na concentração de Al, em praticamente todos os pontos monitorados no ribeirão Maringá e no trecho do rio Pirapó. No trecho representado pelo ponto 5, localizado no ribeirão Maringá à jusante da ETE, a concentração de atingiu  $0,1920 \text{ mg L}^{-1}$ , aproximando-se do limite estabelecido para rios classe 3.

De acordo com Schneider (2009) e São Paulo (2008), elevadas concentrações de Al podem estar relacionadas à erosão do solo da bacia, que é intensificada no período de chuvas. No rio Pirapó, segundo Schneider (2009), essas elevadas concentrações ainda podem ser o resultado do lançamento de lodo da estação de tratamento de águas, localizada à montante dos trechos monitorados no rio.

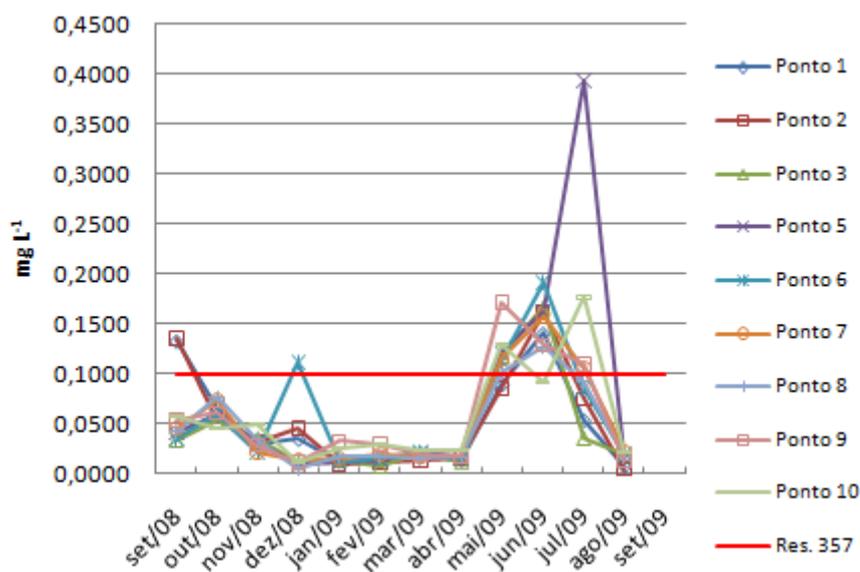


Figura 5.21 - Variação da concentração de alumínio.

Contudo, esse fenômeno foi observado num período atípico de chuvas, em maio de 2009 choveu menos que a média histórica, enquanto que em junho e julho do mesmo ano ocorreu o oposto, como já apresentado anteriormente. Interessante notar que nos meses de chuvas intensas, como janeiro e fevereiro de 2009, não foi observado nenhuma alteração considerável da concentração de Al nos pontos de monitoramento.

Estes resultados sugerem que outras fontes de Al estão atuando sobre a bacia do ribeirão Maringá e no rio Pirapó. Neste último, segundo Schneider (2009), como a ordem

da bacia do rio Pirapó é significativamente grande, muitas outras fontes podem estar presentes, modificando as condições naturais.

- Bário

Não foram observadas concentrações de bário (Ba) acima do permitido na legislação ( $0,7 \text{ mg L}^{-1}$ , para classe 2, e  $1,0 \text{ mg L}^{-1}$ , para classe 3), em nenhum ponto de monitoramento, como apresentado na Figura 5.22.

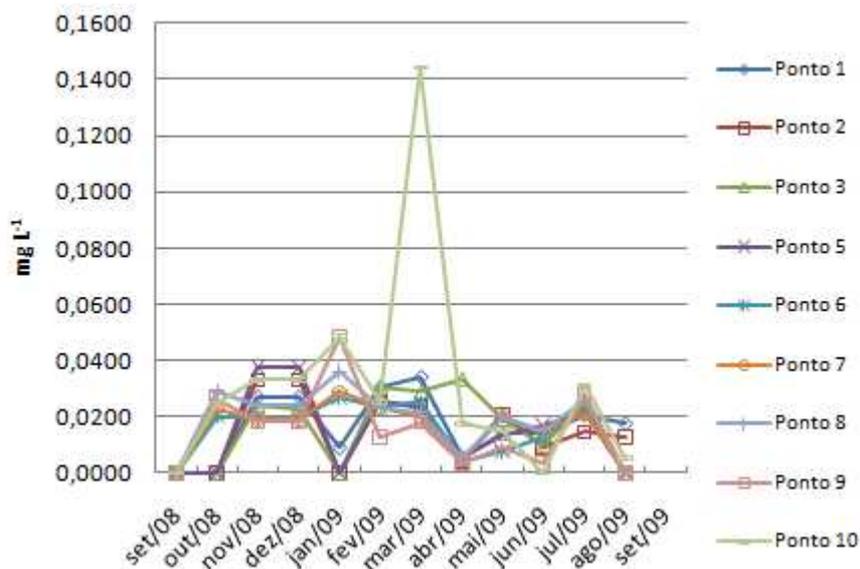


Figura 5.22 - Variação da concentração de bário.

No ribeirão Maringá as máximas concentrações encontradas variaram de  $0,0270 \text{ mg L}^{-1}$  a  $0,0378 \text{ mg L}^{-1}$ . No trecho do rio Pirapó, a concentração máxima encontrada foi de  $0,0486 \text{ mg L}^{-1}$ .

Com os resultados, pode-se dizer que uma das fontes de Ba pode ser proveniente da dissolução de minerais presentes no solo, já que de acordo com WHO (2001), Piveli e Kato (2006) e, São Paulo (2008), o Ba pode ocorrer naturalmente na água, na forma de carbonatos, em algumas fontes minerais. No entanto, segundo US.EPA (2005a) e, Pivelli e Kato (2006), não é possível descartar a hipótese de uma fonte de origem urbana e outra de origem rural.

Observou-se que nos pontos 1, 2, 3 e 5, pontos sob influência urbana e rural, houve uma redução da concentração de bário, talvez devido ao aumento do volume de água nos cursos d'água, que pode ter promovido a diluição do Ba já presente na água. Enquanto que, nos pontos 6, 7, 8, 9 e 10, pontos apenas sobre o domínio rural, houve o aumento da concentração, talvez devido à lixiviação do solo agrícola, que pode ter promovido arraste deste componente para a água, elevando sua concentração.

Na área de estudo, a origem urbana deste componente pode estar nos despejos industriais e no lançamento de efluente de hospitais, já a origem rural pode estar no emprego de defensivos agrícolas, cuja composição contém Ba, nas áreas agricultáveis.

- Cádmio

Para o cádmio, os resultados obtidos geralmente foram mínimos, no entanto, observam-se na Figura 5.23, concentrações acima do limite estabelecido pela legislação ( $0,001 \text{ mg L}^{-1}$ , para rios de classe 2, e  $0,01 \text{ mg L}^{-1}$ , para rios de classe 3), em três períodos.

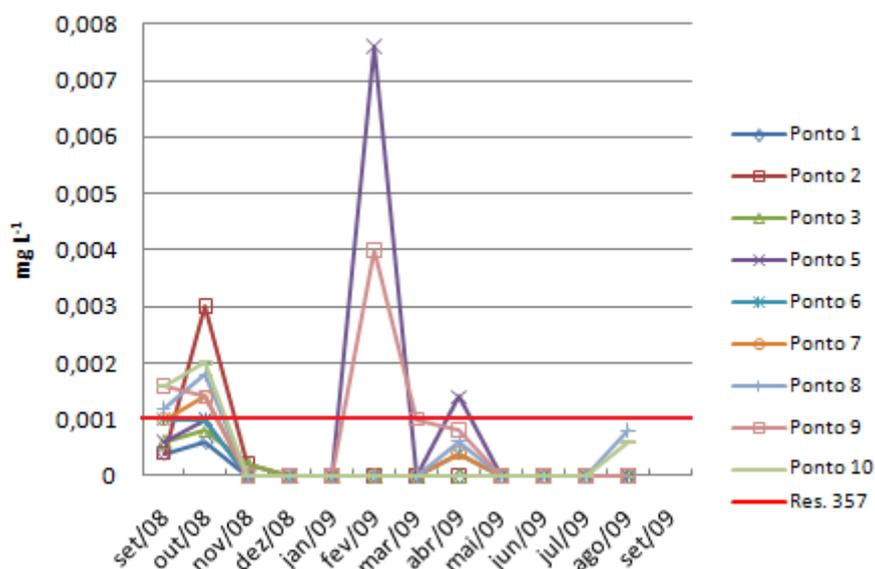


Figura 5.23 - Variação da concentração de cádmio.

Em setembro e outubro de 2008, concentrações acima do estabelecido foram determinadas para os trechos representados pelos pontos 2, 5, 6, 7, 8, pertencentes ao ribeirão Maringá, e para os trechos representados pelos pontos 9 e 10, no trecho do rio Pirapó.

Como a concentração de cádmio, no trecho representado pelo ponto 5, localizado à jusante da ETE, apresentou concentração inferior aquelas obtidas no trecho representado pelo ponto 2, pode-se inferir que o cádmio presente nas águas do ribeirão Maringá e do rio Pirapó, de forma semelhante ao bário, seja oriundo da composição de defensivos agrícolas empregados nas áreas rurais.

Nessa época do ano é comum o emprego de defensivos no solo, uma vez que ocorre o plantio de soja na área da bacia. Neste período, as chuvas que antecederam a coleta de amostras de água foram significativas, o que pode ter causado o arraste deste componente para a água.

Dois outros picos de concentração podem ser notados na Figura 5.23, referentes aos pontos 5 e 9. No trecho representado pelo ponto 5, uma concentração de cádmio extremamente elevada foi registrada em fevereiro e outra, não tão elevada, contudo acima daquela estabelecida na legislação, foi registrada em abril.

Presume-se que as intensas chuvas promoveram um arraste maior deste componente do solo para o leito do rio. No entanto, como se trata de um ponto localizado à jusante da ETE, é possível que além de efluentes domésticos, efluentes industriais sejam encaminhados à estação.

Os elevados valores encontrados em fevereiro, para o referido trecho, são preocupantes, por ser tóxico aos microrganismos. A presença de cádmio na água pode comprometer seriamente o equilíbrio aquático do ribeirão.

No trecho representado pelo ponto 9, no rio Pirapó, houve elevação da concentração de cádmio em fevereiro, e em março. Muito provavelmente, essa alteração também pode estar relacionada ao emprego de defensivos agrícolas nas áreas agricultáveis que, em épocas de chuvas intensas, são levados para a água por meio da lixiviação do solo.

- Cálcio

Apesar da Resolução CONAMA n°. 357/2005 não estabelecer um limite aceitável para cálcio nos ambientes lóticos, foram determinadas concentrações expressivamente elevadas deste elemento nas águas do ribeirão Maringá e do rio Pirapó. A Figura 5.24 mostra o comportamento do cálcio nos pontos de monitoramento.

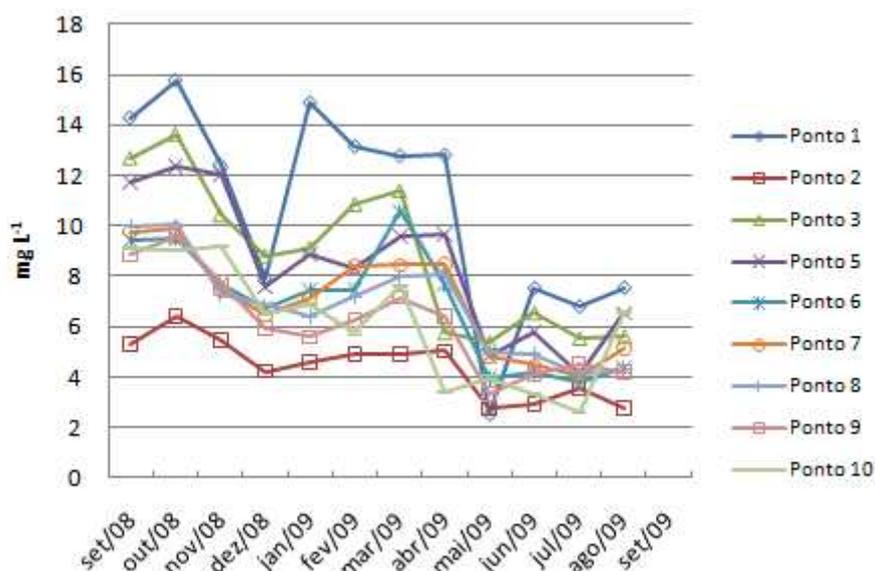


Figura 5.24 -Variação da concentração de cálcio

É possível notar que a concentração de Ca na água decresceu constantemente ao longo do tempo de estudo, e duas depleções de concentração são visualmente nítidas, uma em dezembro de 2008 e a outra em maio de 2009, em todos os pontos monitorados.

Uma das possíveis justificativas pode estar no emprego de calcário como suplemento agrícola no solo agrícola, que são encaminhados aos rios em períodos chuvosos, elevando sua concentração na água.

Concentrações mais elevadas foram determinadas nos trechos representados pelos pontos 1, 3 e 5. Esses três pontos de monitoramento apresentam a característica de receber influência tanto da área urbana, quanto da área rural do município. Muito provavelmente a atuação desses dois fatores pode ter contribuído para as elevadas concentrações de cálcio nestes trechos.

- Chumbo

A concentração de chumbo (Pb) no período monitorado variou, de modo até sistemático, a cada dois meses, como verificado na Figura 5.25. Como aconteceu com cálcio, é possível notar a tendência do valor da concentração diminuir ao longo do tempo de monitoramento.

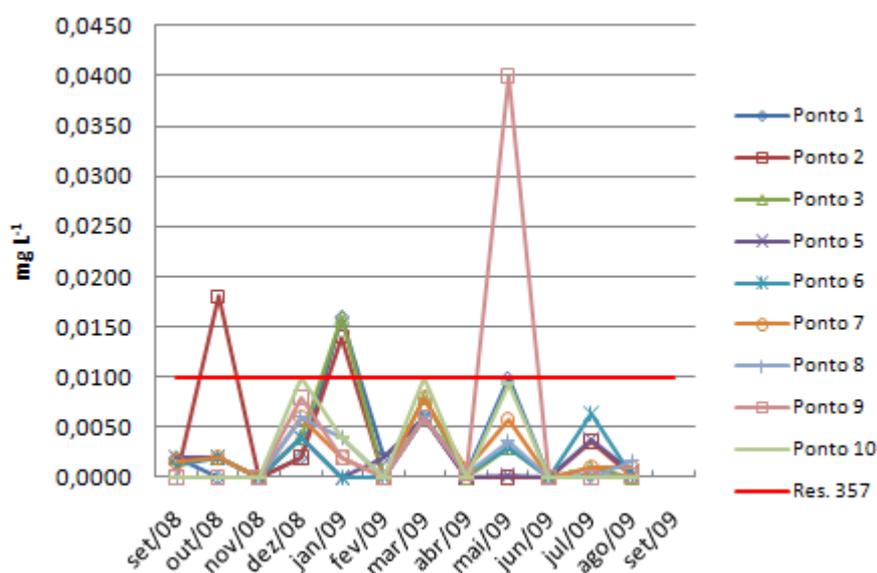


Figura 5.25 - Variação da concentração de chumbo.

Foram encontradas concentrações acima do limite estabelecido (0,01 mg L<sup>-1</sup>, para rio de classe 2, e 0,033 mg L<sup>-1</sup>, para rio de classe 3), nos trechos representados pelos pontos 2, 3, 9 e 10.

Houve recorrência no trecho referente ao ponto 2, no córrego Romeira, em outubro de 2008 e janeiro de 2009. No trecho referente ao ponto 3, verificou-se concentração acima do permitido pela legislação, em janeiro de 2009. No rio Pirapó, no trecho representado pelo ponto 9, foram identificadas elevadas concentrações em maio de 2009 e, no trecho representado pelo ponto 10, logo depois da entrada das águas do ribeirão, em dezembro de 2008 e março de 2009.

A partir da análise dos resultados obtidos é muito provável que o chumbo presente águas seja originário de algum defensivo agrícola utilizado nas áreas rurais.

- Cobalto

Não foram verificadas no ribeirão Maringá concentrações de cobalto (Co) acima do estabelecido pela Resolução 357 do CONAMA ( $0,05 \text{ mg L}^{-1}$ , para rio de classe 2, e  $0,20 \text{ mg L}^{-1}$ , para rio de classe 3). No entanto, é possível observar na Figura 5.26, variações em todos os pontos de monitoramento no intervalo de setembro a dezembro de 2008 e, para os pontos 1, 2, 3, 5, 7, 8, 9 e 10, no intervalo de junho a agosto de 2009.

Como o cobalto é empregado especialmente na indústria química, supõe-se que estes traços de concentração encontrados no ribeirão Maringá e no rio Pirapó, sejam originários das áreas sob influência urbana.

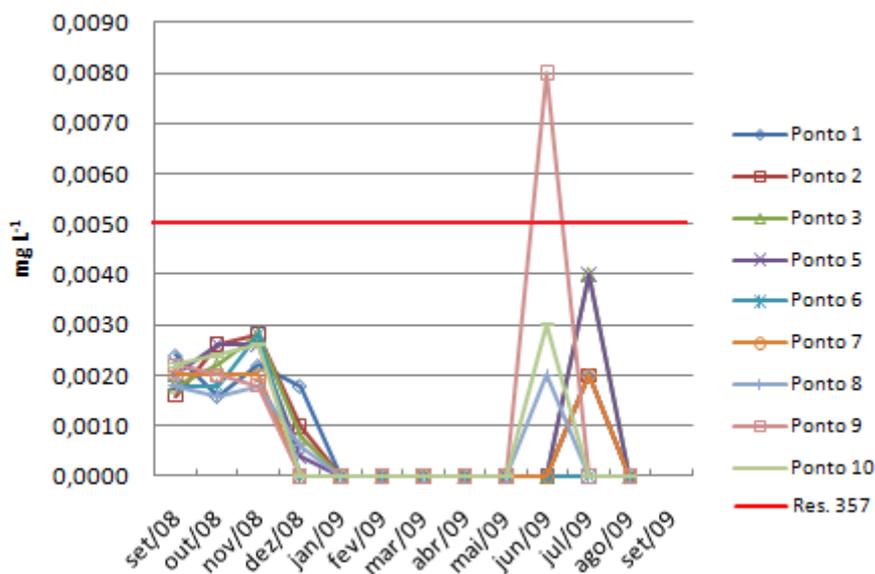


Figura 5.26 - Variação da concentração do cobalto.

- Cobre

As concentrações de cobre (Cu) ficaram acima do permitido na legislação (0,009 mg L<sup>-1</sup>, para rios de classe 2, e 0,013 mg L<sup>-1</sup>, para rios de classe 3), em novembro de 2008, nos trechos representados pelos pontos 5, 8, 9 e 10; em janeiro de 2009, para os trechos representados pelos pontos 5 ao 10; em fevereiro e março de 2009, para os trechos representados pelos pontos 5, 7, 8, 9 e 10; em abril de 2009, para os trechos referentes aos pontos 3 e 10; e, em junho de 2009, para os trechos representados pelos pontos 5, 9 e 10.

A Figura 5.27 apresenta a variação da concentração de cobre durante o período de monitoramento.

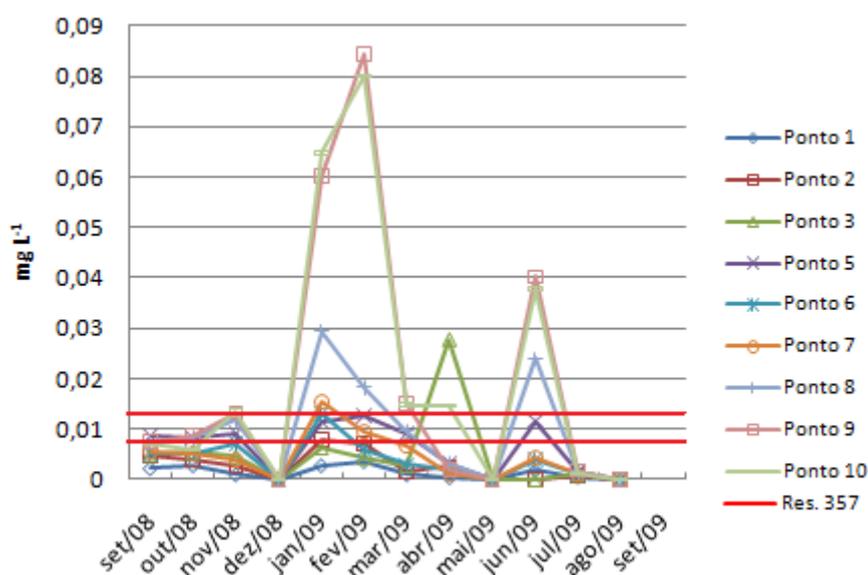


Figura 5.27 - Variação da concentração de cobre.

O perfil sazonal apresentado na Figura 5.27, mostra que a variação da concentração de cobre esteve condicionada aos efeitos de precipitação. Analisando os resultados apresentados na Figura 5.27, observa-se que em novembro de 2008 e em janeiro, fevereiro e julho de 2009, as concentrações deste metal nos pontos 8 e 10 estavam muito elevadas, permanecendo acima dos limites estabelecidos na Resolução 357, até para rios classe 3.

Uma vez que todos estes pontos encontravam-se à jusante do lançamento da estação de tratamento de esgotos do município, pode inferir que estes lançamentos tenham uma influência significativa nos valores de concentração determinados.

Também foi possível verificar que, nos trechos referentes aos pontos 7 e 8, houve uma nova elevação da concentração de cobre na água. Essa tendência pode estar vinculada à entrada das águas de um tributário, com cabeceira de drenagem localizada sobre

influência de área urbana, e provavelmente, as águas dos açudes dos pesqueiros, visto que o cobre é empregado como algicida aquático. Como essas áreas estão também sob o domínio rural, é bem provável que as concentrações determinadas também estejam relacionadas à utilização compostos agrícolas que contenham esse metal.

O cobre encontrado no rio Pirapó, nos trechos representados pelos pontos 9 e 10, pode estar relacionado fortemente ao emprego agrícola na área ao entorno, pois é possível notar que o incremento da precipitação fez com que a concentração deste componente na água se elevasse. Isso pode ter ocorrido devido ao arraste de solos agrícola para o leito do rio. Caso fosse um lançamento de origem urbana (doméstica e industrial), o aumento da precipitação e o conseqüente aumento da vazão do rio, faria com que houvesse uma diluição deste composto, o que não foi verificado.

- Cromo

A Figura 5.28 apresenta a variação da concentração de cromo (Cr), durante o período monitorado.

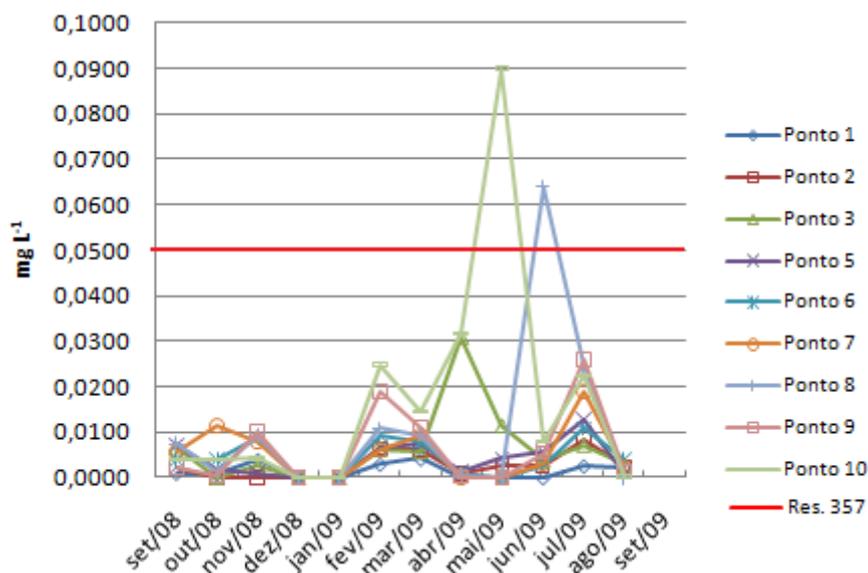


Figura 5.28 - Variação da concentração de cromo.

De forma geral, a concentração deste parâmetro permaneceu dentro do limite estipulado pela legislação ( $0,05 \text{ mg L}^{-1}$  para rios classe 2 e classe 3), no ribeirão Maringá no rio Pirapó. Exceções ocorreram no trecho representado pelo ponto 8, em junho de 2009, e no trecho referente ao ponto 10, em maio de 2009.

É difícil definir uma fonte de lançamento de cromo tanto no ribeirão Maringá, quanto no rio Pirapó, visto que este metal foi encontrado em concentrações acima do

permitido, apenas no último ponto de monitoramento destes cursos d'água, e apenas uma única vez.

Pelas oscilações registradas, é possível supor que essa fonte de cromo pode estar ligada à composição de algum defensivo agrícola empregado em algumas porções da bacia. No trecho rio Pirapó, pode-se supor também que a presença de uma indústria de gelatina, localizada à montante do trecho monitorado, pode ser a responsável pela variação desse parâmetro.

- Ferro

A variação da concentração de ferro (Fe) está apresentada na Figura 5.29. Durante o período de monitoramento, não houve registro de concentrações deste metal na água, acima do estipulado na legislação ( $0,3 \text{ mg L}^{-1}$ , para rios classe 2 e  $5,0 \text{ mg L}^{-1}$ , para rios classe 3). É comum em águas superficiais o aumento dos níveis ferro nas estações chuvosas, devido ao carreamento de solos e a ocorrência de processos de erosão das margens.

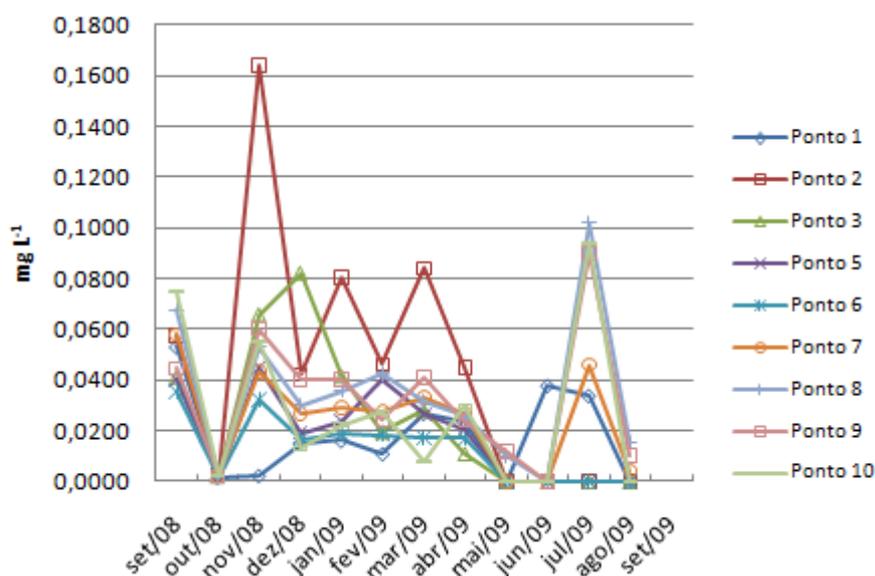


Figura 5.29 - Variação da concentração de ferro.

De modo geral, os trechos dos corpos hídricos monitorados apresentaram o mesmo comportamento de variação de concentração de ferro, de setembro de 2008 a maio de 2009. As maiores concentrações neste período foram referente ao trecho representado pelo ponto 2, muito provavelmente por estar localizado em área rural. O solo agrícola exposto,

ou seja, sem nenhum tipo de vegetação, facilita o transporte de partículas de solo para o leito do rio em épocas de chuvas intensas.

É possível observar na Figura 5.29, no período de junho a agosto de 2009, um aumento na concentração de Fe, nos trechos referentes aos pontos 6, 7, 8, 9 e 10 em relação aos demais. Como relatado anteriormente, neste período houve um acréscimo atípico na precipitação logo, a alteração identificada está relacionada, provavelmente, ao carreamento de solos e a ocorrência de processos de erosão das margens. Estes fenômenos tiveram uma intensidade maior no rio Pirapó, como apresentado no gráfico.

- Manganês

A Figura 5.30 apresenta a variação da concentração de manganês (Mn). Verificaram-se concentrações bem acima do limite permitido, pela legislação, para rios classe 2 ( $0,1 \text{ mg L}^{-1}$ ), com destaque para os trechos representados pelos pontos 2, 8, 9 e 10.

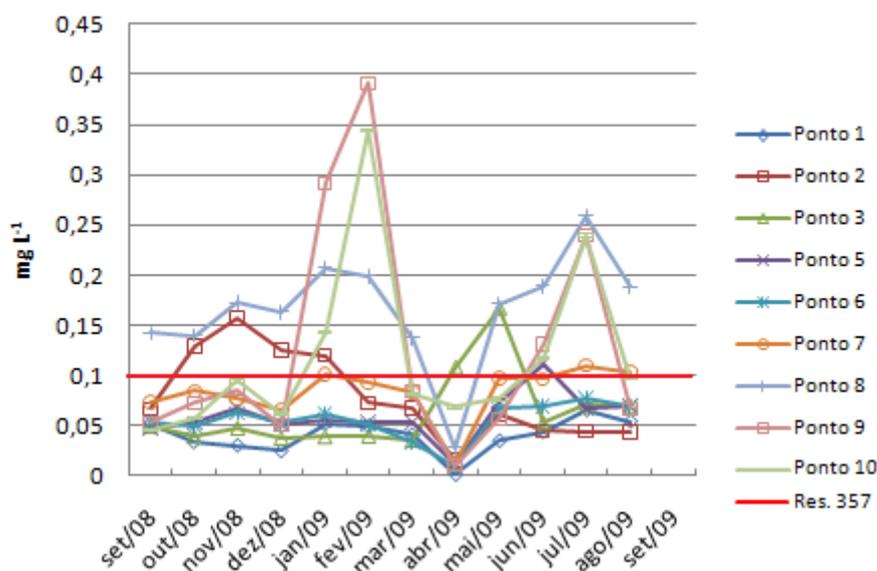


Figura 5.30 - Variação da concentração de manganês.

No trecho representado pelo ponto 2, no córrego Romeira, observou-se que a concentração deste composto diminuiu ao longo da pesquisa atingindo, após fevereiro de 2009, concentrações próximas aos demais pontos da bacia. É possível relacionar esse comportamento ao que ocorreu com a concentração do ferro neste ponto. Logo, o perfil de Mn registrado neste ponto pode ser estar relacionado ao transporte de partículas de solo, que, por algum determinado tempo, permaneceu exposto nesta área da bacia.

No trecho representado pelo ponto 8, referente ribeirão Maringá próximo ao encontro com o rio Pirapó, e nos trechos referentes aos pontos 9 e 10, as elevadas

## Resultados e Discussão

concentrações registradas podem ser resultantes do manejo agrícola, uma vez que são áreas de cultivo intenso, na qual são empregados continuamente suplementos agrícolas, em cuja composição encontra-se o Mn.

- Níquel

A concentração de níquel (Ni) nas águas do ribeirão Maringá, e do rio Pirapó, não ultrapassou em nenhum ponto em todo período analisado, o limite determinado pela legislação ( $0,025 \text{ mg L}^{-1}$ ).

As variações de concentração deste metal foram mínimas, e ficaram concentradas, principalmente, nos trechos representados pelos pontos 9 e 10, referentes ao rio Pirapó, como pode ser observado na Figura 5.31. As oscilações registradas podem ser originárias do escoamento superficial das águas pluviais urbanas, uma vez que, segundo Marques (1999) e Pivelli e Kato (2006), a maior contribuição do níquel provém do uso industrial.

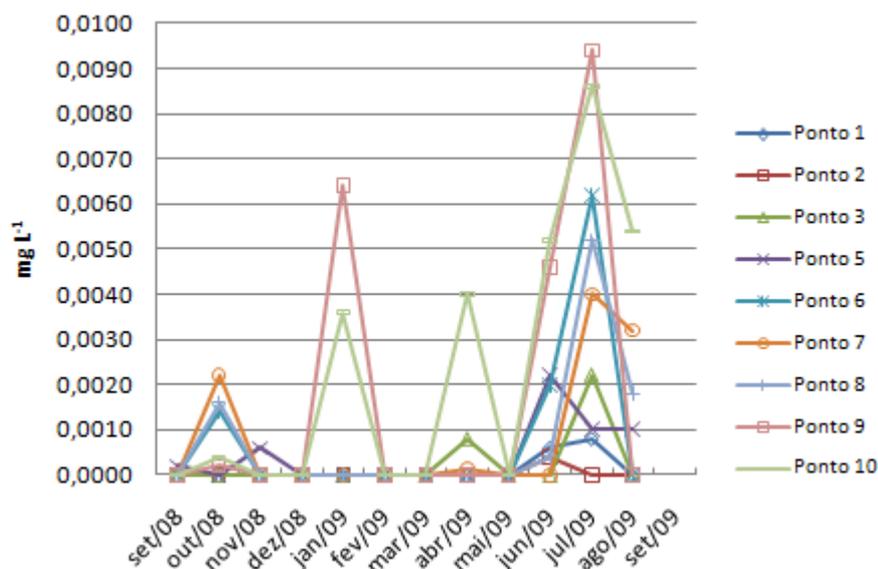


Figura 5.31 - Variação da concentração de níquel.

- Sódio

A Resolução CONAMA n°. 357/2005 não apresenta um limite aceitável definido, para os ambientes lóticos, para concentração de sódio (Na). No entanto, também foram determinadas concentrações relativamente altas deste metal, principalmente nas águas do ribeirão Maringá, como mostra a Figura 5.32.

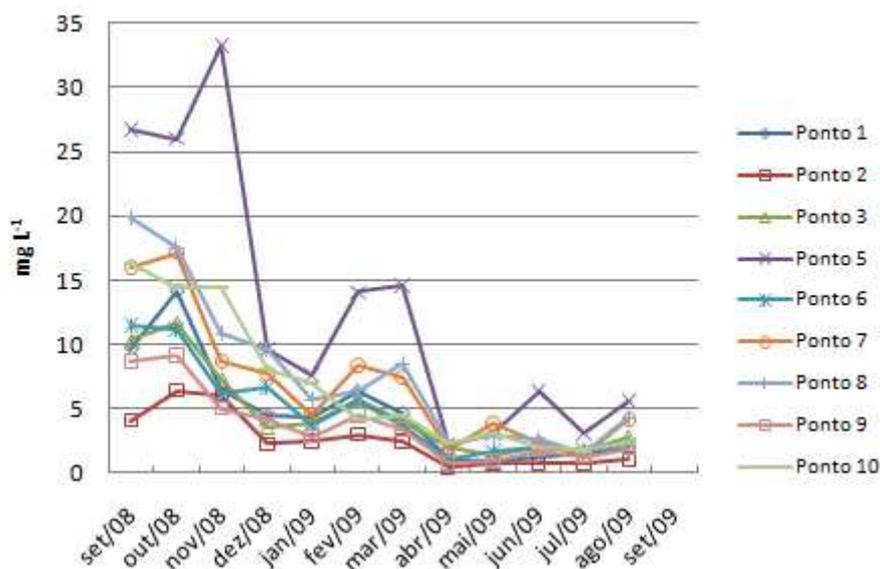


Figura 5.32 - Variação da concentração de sódio.

Deve ser lembrado que todas as águas naturais apresentam alguma concentração de sódio. Infere-se que o aporte de sódio mais significativo provém da estação de tratamento de esgotos do município, uma vez que este elemento é empregado no preparo de alimentos, e também é subproduto do metabolismo de seres humanos. Como o sistema de tratamento utilizado na ETE, não está apto a reter esse metal, deduz-se que o mesmo seja lançado no corpo d'água.

- Zinco

A concentração do zinco (Zn) ultrapassou o limite permitido na legislação brasileira, para cursos d'água classe 2 ( $0,18 \text{ mg L}^{-1}$ ) em janeiro de 2009, apenas no trecho representado pelo ponto 9, no rio Pirapó; e, em maio de 2009, para os trechos representados pelos pontos 2, 6, 7, 8, 9 e 10, resultados apresentados na Figura 5.33.

Como no trecho referente ao ponto 5, localizado no ribeirão Maringá, à jusante do lançamento da ETE, não foram encontradas elevadas concentrações deste metal, pode-se dizer que o lançamento da ETE não contribuiu significativamente para alteração da qualidade do ribeirão, durante a realização desta pesquisa, com relação ao zinco

Logo, é muito provável, que o zinco seja referente ao lançamento industrial ou pode estar ligado à composição de algum suplemento agrícola empregado em nestas porções da bacia.

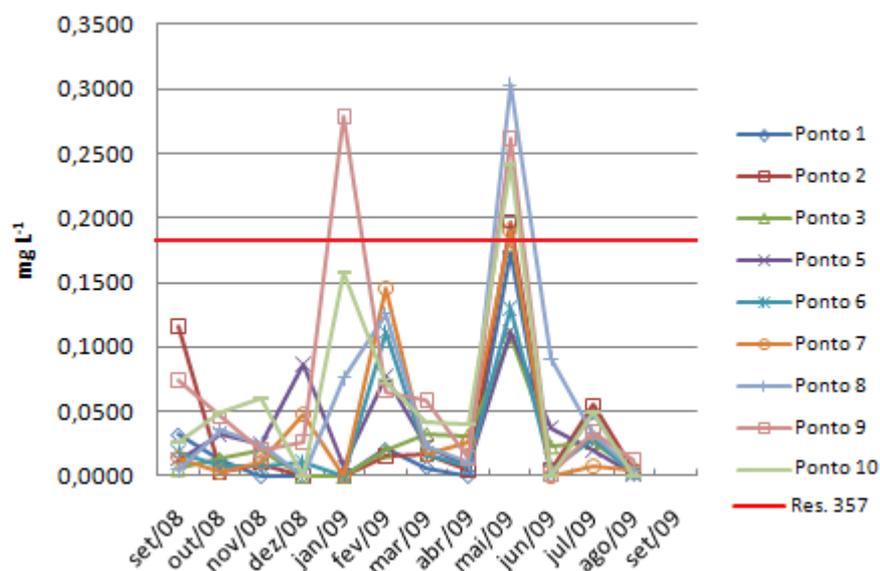


Figura 5.33 - Variação da concentração de zinco.

Em termos gerais, mesmo que as concentrações dos metais estudados não sejam muito elevadas e ainda, muito superiores aos valores estabelecidos na legislação, a sua presença, tanto no ribeirão Maringá quanto no trecho do rio Pirapó, é preocupante, visto que, segundo WHO (1998), Alves e Rosa (2003), Cunha e Machado (2004), Oliveira et al. (2005), Pivelli e Kato (2006), Chaves (2006), Nieweglowski (2006) e São Paulo (2008) as concentrações identificadas nesta pesquisa são suficiente para que o equilíbrio do ecossistema aquático e também a saúde dos seres humanos sejam prejudicados.

### 5.3.13 Glifosato

O glifosato, no período de estudos, foi detectado em concentrações baixíssimas nas águas do ribeirão Maringá e no rio Pirapó. Na Tabela 5.9 estão apresentados os resultados obtidos durante a pesquisa. Os resultados destacados em negrito foram aqueles que ultrapassaram o limite estabelecido pela Resolução n.º. 357/2005 (0,065 mg L<sup>-1</sup>, para rios classe 2 e 0,280 mg L<sup>-1</sup>, para rios classe 3).

Tabela 5.9 – Variação da concentração de glifosato (mg L<sup>-1</sup>)

Data	Ponto 1	Ponto 2	Ponto 3	Ponto 5	Ponto 6	Ponto 7	Ponto 8	Ponto 9	Ponto 10
28/07/2009	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
26/08/2009	0,000	<b>2,024</b>	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
24/09/2009	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
13/10/2009	0,000	0,014	0,000	0,029	0,000	0,000	0,000	0,023	0,021
11/11/2009	0,000	0,009	0,000	0,006	0,029	0,027	0,028	0,000	0,000
07/12/2009	0,000	0,002	0,000	0,031	0,035	0,041	0,041	0,000	0,000

De modo geral, os resultados obtidos mostraram que a concentração de glifosato na água está condicionada à época de plantio da safra de milho ou soja, e à ocorrência de chuvas.

Em um único momento a concentração de glifosato ultrapassou a concentração máxima permitida. Em agosto de 2009, foi detectado, no trecho representado pelo ponto 2, uma concentração muito acima do estabelecido para este produto, inclusive para corpos d'água classe 3.

Como esse resultado foi único e está extremamente elevado em comparação aos demais registros, é difícil estabelecer uma razão que explique essa elevada concentração. Contudo, pode-se supor que ocorreu algum erro durante o procedimento de cromatografia de íons e que pode ter comprometido os resultados obtidos neste mês

Cabe ressaltar que, analisando os resultados obtidos na avaliação dos metais presentes nas águas do ribeirão Maringá e do rio Pirapó, foram verificados que vários compostos fazem parte da composição de defensivos agrícolas utilizados na área de estudo. Boa parte deles, como o bário, o cádmio, o chumbo, o cobre e o cromo, foram detectados em concentrações elevadas em determinados período da pesquisa.

Logo, salienta-se que mesmo que o glifosato esteja em concentrações aceitáveis legalmente, e assim, com menor poder tóxico, os outros componentes contidos em sua formulação são danosos às diversas formas de vida. Percebe-se que é estritamente necessário o monitoramento não só do composto ativo principal, mas sim de todos os componentes potencialmente prejudiciais ao equilíbrio do ecossistema aquático.

## **5.4 Avaliação da Autodepuração**

### **5.4.1 Calibração dos Coeficientes de Entrada do QUAL2E**

Em geral, a dispersão longitudinal ( $D_L$ ) calculada pelos métodos de Fischer e de Mc Quirvey e Keefer apresentaram valores muito baixos para a maioria dos trechos do ribeirão Maringá, forçando a utilização do valor do limite inferior, ou o *default* inferior, estabelecido pela interface QUAL2R, que é de  $6 \text{ m}^2\text{s}^{-1}$ .

Os valores da  $D_L$  ficaram acima deste limite, para os dois métodos de estimativa, apenas nos dois trechos subseqüentes ao lançamento da ETE. Isso pode ter ocorrido, muito provavelmente, devido ao aumento de vazão do ribeirão, ocasionada pela contribuição hídrica dos tributários, e pela contribuição da vazão do lançamento de efluentes, fazendo

com que o leito do ribeirão ficasse mais largo e profundo. De modo geral, nestes trechos, a calibração do modelo indicou que os valores obtidos pelo método de Fischer foram aqueles que mais se adequaram.

Os coeficientes de desoxigenação  $k_1$ , de desoxigenação por sedimentação  $k_3$  e o coeficiente cinético da demanda bentônica  $k_4$  foram estimados em cada trecho do ribeirão por meio de um teste de sensibilidade tendo em vista as características de qualidade da água, as condições hidráulicas e as condições de fundo do leito, respectivamente.

Um ponto interessante a notar é que, para a calibração do  $k_1$ , houve a necessidade de utilizar um valor de coeficiente muito maior do que aquele estipulado na literatura para esgotos que passaram por tratamento secundário. Associando ao valor médio encontrado na relação DQO/DBO, 6,25, observa-se que há a remoção da parcela biodegradável do esgoto tratado, mas não o suficiente.

De certa forma, esses resultados indicam que o tipo de tratamento empregado pela SANEPAR nesta estação, não apresenta eficiência adequada para ser considerado como um tratamento secundário, ou que o tratamento empregado não é adequado para geração de efluentes que possam ser lançados em corpos hídricos com as características do ribeirão Maringá.

Para o coeficiente de reoxigenação ou reaeração ( $k_2$ ), o método de Melching e Flores, foi aquele em que a calibração do modelo mais se aproximou dos resultados obtidos em campo.

Ademais, foram mantidos constantes os valores obtidos para os coeficientes supracitados em alguns trechos do ribeirão, especialmente os de cabeceira de drenagem, devido à uniformidade hidráulica desses trechos. Na Tabela 5.10 estão apresentados os resultados obtidos no cálculo dos coeficientes de entrada (a 20°C), após a calibração do modelo.

Tabela 5.10 – Estimativa dos coeficientes de entrada utilizados no modelo QUAL2E.

Outubro/08					
Trecho	$D_L$ ( $m^2 s^{-1}$ )	$k_1$ ( $d^{-1}$ )	$k_3$ ( $d^{-1}$ )	$k_4$ ( $g m^{-2} d^{-1}$ )	$k_2$ ( $d^{-1}$ )
TR1	2,007	0,08	0,144	0,9	1,652
TR2	2,007	0,08	0,144	0,9	1,397
TR3	2,007	0,08	0,144	0,9	1,226
TR4	2,007	0,08	0,144	0,9	1,109
TR5	2,007	0,65	0,144	8,5	1,025
TR6	7,589	0,12	0,146	0,5	1,165

TR7	7,589	0,08	0,146	0,3	1,147
TR8	1,172	0,08	0,226	0,3	0,974
TR9	1,172	0,20	0,226	0,9	0,961
TR10	1,172	0,20	0,226	1,5	0,949
<b>Dezembro/08</b>					
Trecho	$D_L$ ( $m^2s^{-1}$ ).	$k_1$ ( $d^{-1}$ )	$k_3$ ( $d^{-1}$ )	$k_4$ ( $g\ m^{-2}\ d^{-1}$ )	$k_2$ ( $d^{-1}$ )
TR1	1,964	0,08	0,152	0,9	0,092
TR2	1,964	0,10	0,152	0,9	0,092
TR3	1,964	0,10	0,152	0,9	0,092
TR4	1,964	0,10	0,152	0,9	0,092
TR5	1,964	0,65	0,152	8,5	0,092
TR6	5,250	0,12	0,155	0,5	0,105
TR7	5,250	0,08	0,155	0,3	0,105
TR8	1,692	0,08	0,159	0,3	0,114
TR9	1,692	0,20	0,159	1,5	0,114
TR10	1,692	0,20	0,159	1,8	0,114
<b>Fevereiro/09</b>					
Trecho	$D_L$ ( $m^2s^{-1}$ ).	$k_1$ ( $d^{-1}$ )	$k_3$ ( $d^{-1}$ )	$k_4$ ( $g\ m^{-2}\ d^{-1}$ )	$k_2$ ( $d^{-1}$ )
TR1	0,964	0,08	0,175	0,9	0,073
TR2	0,964	0,10	0,175	0,9	0,073
TR3	0,964	0,10	0,175	0,9	0,073
TR4	0,964	0,10	0,175	0,9	0,073
TR5	0,964	0,65	0,175	7,3	0,073
TR6	2,062	0,12	0,200	0,5	0,085
TR7	2,062	0,10	0,200	0,3	0,085
TR8	1,127	0,10	0,277	0,3	0,106
TR9	1,127	0,20	0,277	1,0	0,106
TR10	1,127	0,20	0,277	1,2	0,106
<b>Abril/09</b>					
Trecho	$D_L$ ( $m^2s^{-1}$ ).	$k_1$ ( $d^{-1}$ )	$k_3$ ( $d^{-1}$ )	$k_4$ ( $g\ m^{-2}\ d^{-1}$ )	$k_2$ ( $d^{-1}$ )
TR1	1,197	0,08	0,156	0,9	0,070
TR2	1,197	0,12	0,156	1,0	0,070
TR3	1,197	0,10	0,156	1,0	0,070
TR4	1,197	0,12	0,156	1,0	0,070
TR5	1,197	0,65	0,156	5,5	0,070
TR6	2,828	0,12	0,166	0,3	0,092
TR7	2,828	0,08	0,166	0,2	0,092
TR8	1,379	0,08	0,266	0,2	0,080
TR9	1,379	0,20	0,266	1,8	0,080
TR10	1,379	0,20	0,266	1,8	0,080
<b>Mai/09</b>					
Trecho	$D_L$ ( $m^2s^{-1}$ ).	$k_1$ ( $d^{-1}$ )	$k_3$ ( $d^{-1}$ )	$k_4$ ( $g\ m^{-2}\ d^{-1}$ )	$k_2$ ( $d^{-1}$ )
TR1	1,270	0,08	0,155	0,9	0,067

*Resultados e Discussão*

TR2	1,270	0,10	0,155	0,9	0,067
TR3	1,270	0,10	0,155	0,9	0,067
TR4	1,270	0,10	0,155	0,9	0,067
TR5	1,270	0,45	0,155	5,5	0,067
TR6	4,409	0,12	0,153	0,5	0,089
TR7	4,409	0,08	0,153	0,2	0,089
TR8	1,389	0,08	0,211	0,2	0,080
TR9	1,389	0,20	0,211	1,0	0,080
TR10	1,389	0,20	0,211	1,5	0,080
<b>Agosto/09</b>					
Trecho	$D_L$ ( $m^2s^{-1}$ )	$k_1$ ( $d^{-1}$ )	$k_3$ ( $d^{-1}$ )	$k_4$ ( $g\ m^{-2}\ d^{-1}$ )	$k_2$ ( $d^{-1}$ )
TR1	1,302	0,08	0,153	0,9	1,706
TR2	1,302	0,10	0,153	0,9	1,442
TR3	1,302	0,10	0,153	0,9	1,237
TR4	1,302	0,10	0,153	0,9	1,044
TR5	1,302	0,65	0,153	7,0	0,919
TR6	3,583	0,12	0,16	0,5	0,980
TR7	3,583	0,08	0,16	0,2	0,949
TR8	2,190	0,08	0,199	0,2	0,940
TR9	2,190	0,30	0,199	1,8	0,917
TR10	2,190	0,30	0,199	1,8	0,896

Na calibração do modelo, apesar dos resultados gerados se mostrarem aceitáveis, o perfil de concentração do oxigênio dissolvido não atingiu níveis satisfatórios em termos estatísticos.

Nos trechos representados pelos pontos de monitoramento 6 e 7, respectivamente localizados no quilômetro 12,6 e 14,8, as pontes construídas sobre o ribeirão não são de seção livre, como nos demais pontos de monitoramento. Os dois dutos, por onde a água do ribeirão necessariamente escoar, contribuem para um aumento da turbulência no local e, conseqüentemente, este fato pode ter influenciado os resultados de OD mensurados em campo.

Esse possível “erro” na mensuração em campo pode ter contribuído para que os valores da estimativa das medidas de tendência central da concentração de OD, representados graficamente por meio dos Box-plots, fossem superiores aos valores da concentração de OD calibrada.

No entanto, neste aspecto, os resultados obtidos no modelo podem ser considerados então como confiáveis, visto que na modelagem as condições de turbulência foram minimizadas devido a segmentação do corpo d’água em trechos homogêneos. A Figura 5.34 apresenta o perfil do OD calibrado no Box-Plot.

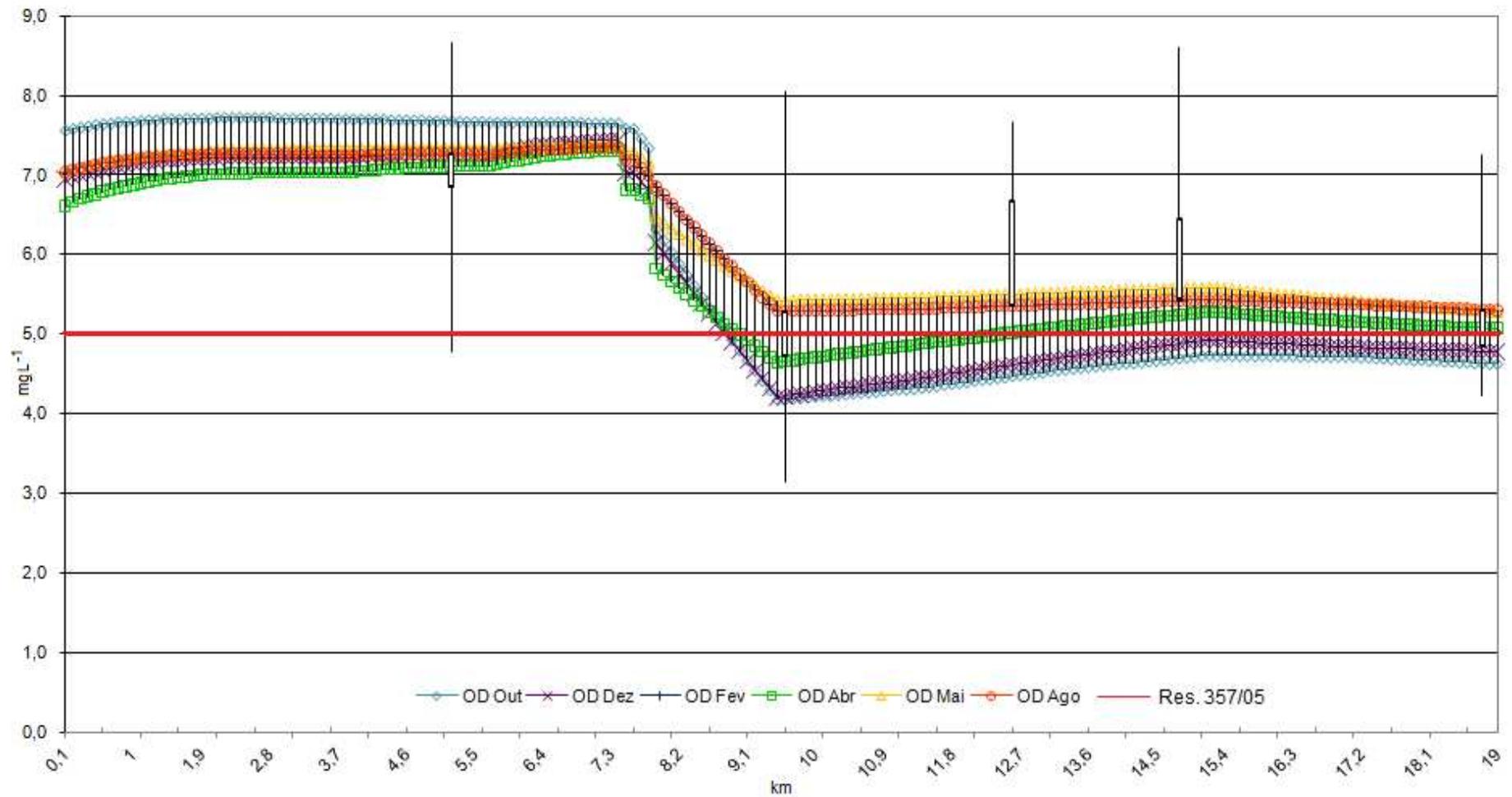


Figura 5.34 - Oxigênio dissolvido calibrado no Box-Plot.

Nessa segmentação, as variáveis de entrada foram consideradas de forma contínua ao longo do trecho. Logo, a divisão de trechos adotada para o ribeirão foi positiva, pois permitiu que a concentração de OD mensuradas nos pontos de monitoramentos, que apresentaram valores influenciados por uma turbulência artificial e de ação unicamente local, fossem suavizadas na modelagem.

#### 5.4.2 Variáveis de Entrada do Modelo Streeter e Phelps

Os resultados estimados para as variáveis de entrada do modelo Streeter e Phelps, para perfil de oxigênio dissolvido do rio Pirapó, após a entrada das águas do ribeirão Maringá, estão apresentados na Tabela 5.11.

Tabela 5.11 - Estimativa das variáveis de entrada utilizados no modelo Streeter e Phelps.

Mês	$C_S$ (mg l <sup>-1</sup> )	$k_1$ (d <sup>-1</sup> )	$k_2$ (d <sup>-1</sup> )	$K_T$ (-)	$L_0$ (mg L <sup>-1</sup> )	$C_0$ (mg L <sup>-1</sup> )	$D_0$ (mg L <sup>-1</sup> )
Out/08	8,33	0,20	0,35	5,52	1,41	6,60	1,73
Dez/08	8,21	0,20	0,42	5,52	1,30	5,84	2,37
Fev/09	8,11	0,20	0,42	5,52	0,73	7,68	0,43
Abr/09	8,15	0,20	0,35	5,52	1,05	7,83	0,32
Mai/09	8,45	0,20	0,41	5,52	1,55	7,51	0,94
Ago/09	8,34	0,30	0,43	3,86	0,64	7,67	0,67

#### 5.4.3 Capacidade de Depuração do Ribeirão Maringá e a Influência de suas Águas sobre o Rio Pirapó

A possibilidade, ou não, de um determinado corpo hídrico servir como receptor final de efluentes deve ser analisada com muita cautela e tem que ser baseada em estudos criteriosos, pois, caso a capacidade de autodepuração de um corpo d'água seja ultrapassada, o mesmo poderá enfrentar sérios problemas ambientais (BARBOSA, 1997).

Como apresentado anteriormente, após o lançamento de efluentes nos corpos d'água, a concentração de DBO na água se eleva e logo se inicia o processo de decaimento da concentração oxigênio dissolvido. Esse fenômeno pôde ser nitidamente identificado nas modelagens realizadas para o ribeirão Maringá e para o rio Pirapó, como apresentado graficamente nas Figuras 5.35 e 5.36.

Ressalta-se que a principal característica do processo de autodepuração é a recuperação do corpo d'água às condições anteriores ao lançamento.

## Resultados e Discussão

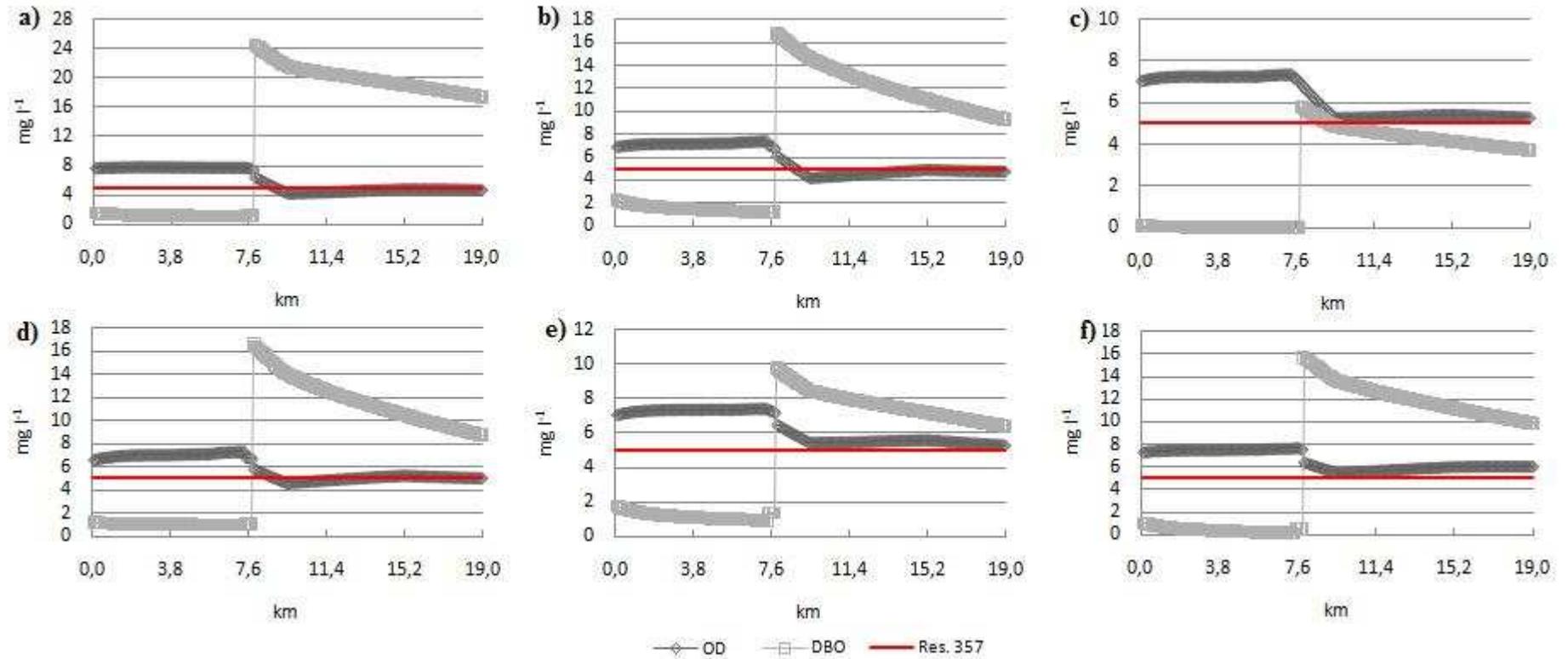


Figura 5.35 - Perfil de OD e DBO<sub>5</sub> do ribeirão Maringá modelado pelo QUAL2E: a) outubro de 2008; b) dezembro de 2008; c) fevereiro de 2009; d) abril de 2009; e) maio de 2009; f) agosto de 2009.

## Resultados e Discussão

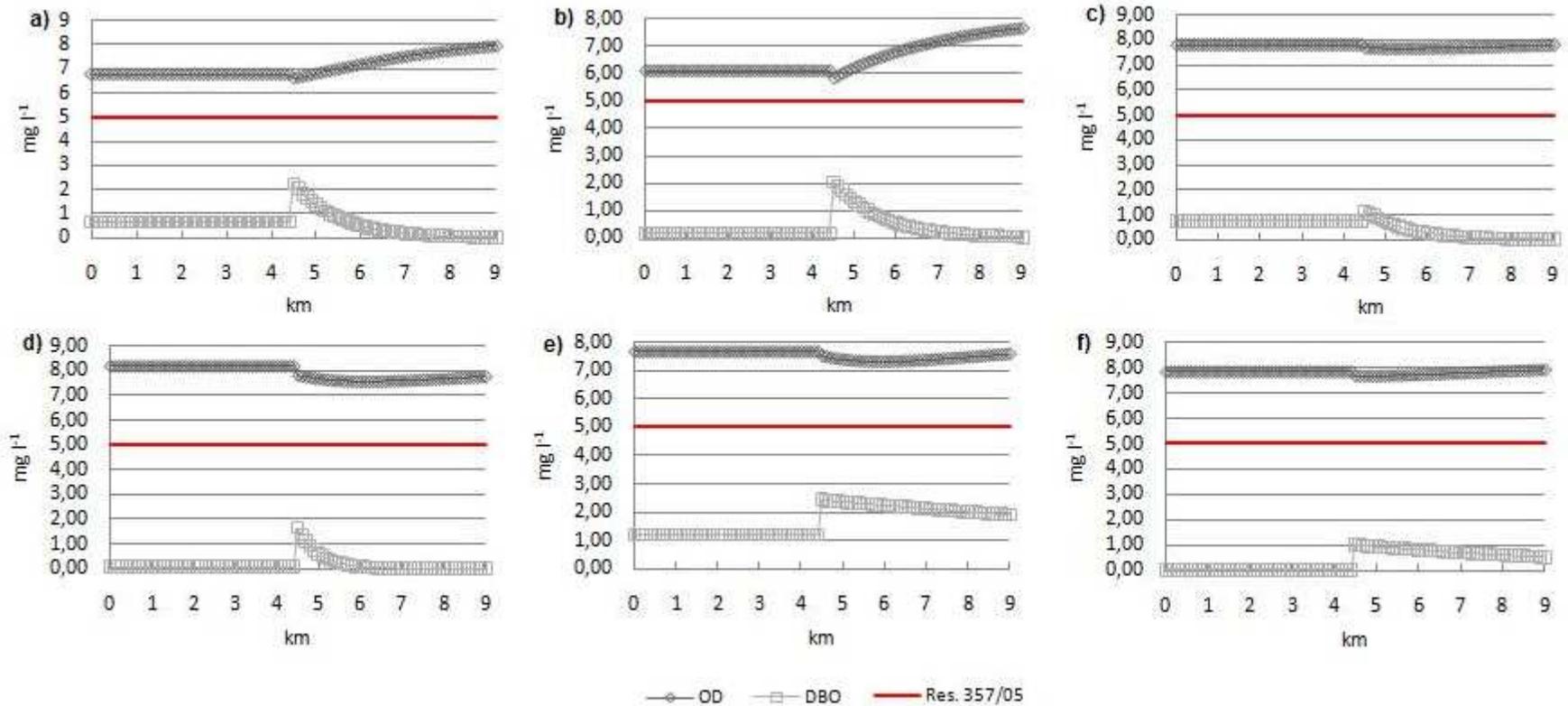


Figura 5.36 - Perfil de OD e DBO<sub>5</sub> do rio Pirapó após receber as águas do ribeirão Maringá modelado por Streeter e Phelps: a) outubro de 2008; b) dezembro de 2008; c) fevereiro de 2009; d) abril de 2009; e) maio de 2009; f) agosto de 2009.

De modo geral, a modelagem indicou que em nenhum mês de estudo houve a recuperação natural do ribeirão Maringá, após o lançamento do esgoto tratado na ETE. Em termos de zona de ação de autodepuração, na calha do ribeirão ocorreram os processos de degradação, decomposição ativa e iniciou-se o processo de recuperação da qualidade das águas.

Estes efeitos foram decorrentes das características hidráulicas do ribeirão, uma vez que nos meses em que ocorreram chuvas com menor intensidade, as concentrações de OD ainda permaneceram abaixo dos limites estabelecidos pela Resolução CONAMA 357/2005, para corpos hídricos classe 2 ( $5 \text{ mg L}^{-1}$ ) no exutório da bacia. A condição de estiagem proporcionou um menor volume de água disponível para diluição da carga orgânica, prejudicando o processo depurativo no ribeirão. Portanto, pode-se dizer que, o volume de águas que escoam na calha do ribeirão Maringá não é suficiente, em termos quantitativos, para o uso deste recuso hídrico para diluição e transporte de efluentes, pelo menos nas condições em que são despejados atualmente.

Desse modo, levando em consideração os fatores supracitados pode-se dizer que o ribeirão não apresenta capacidade de depuração favorável, em relação ao esgoto tratado lançado pela ETE.

Cabe salientar, que a concentração de DBO determinada em laboratório, foi inferior àquelas calculadas por meio dos modelos. Não é possível afirmar com precisão qual fator, ou variável de entrada do modelo QUAL2E, pode ter contribuído para essa discrepância de valores, uma vez que o perfil de DBO está correlacionado com o perfil de OD e, sua calibração foi satisfatória, apresentando um erro relativo médio de 5,58 %. Entretanto, tanto na modelagem quanto nas análises laboratoriais, a concentração de DBO esteve muito acima do estipulado pela legislação.

Os resultados obtidos no modelo QUAL2E, e também aqueles determinados no laboratório, indicaram que uma considerável carga remanescente de matéria orgânica, proveniente do ribeirão Maringá, adentra no rio Pirapó, devido a baixa capacidade de autodepuração deste ribeirão. Exceção feita ao o mês de fevereiro de 2009, em que, muito provavelmente, o aumento precipitação ocorrida, promoveu o aumento da vazão e do volume de água deste corpo hídrico.

De certa forma as chuvas contribuíram para a diluição da concentração de DBO lançada pela ETE, favorecendo a autodepuração ao longo do ribeirão Maringá. Logo, para que o ribeirão Maringá seja capaz de depurar o efluente lançado, haveria de existir um

maior volume de água escoando pelo canal, e uma adequação no sistema de tratamento de esgotos.

Para o rio Pirapó, os resultados modelados mostraram, em todos os meses, que as concentrações de OD e de DBO permaneceram dentro dos limites aceitáveis, estabelecidos pela legislação, após a entrada das águas do ribeirão Maringá. Isso indica que, com base no modelo de Streeter e Phelps, o rio Pirapó conseguiu assimilar a carga de poluentes proveniente das águas do ribeirão. Neste caso, devido as características hidráulicas do rio, a diluição da carga remanescente do ribeirão, foi muito superior, favorecendo a depuração.

A análise dos resultados apresentados permite verificar que os primeiros metros do rio foram marcados pela atuação da zona decomposição ativa, uma vez que a degradação da matéria orgânica lançada no rio ocorre, teoricamente, logo no momento de mistura das águas. Foi constatado também que o rio Pirapó, em função das suas características hidráulicas, deve retornar às condições anteriores à poluição, em média, aos 4,5 km de distância, após a entrada das águas do ribeirão Maringá.

## CAPÍTULO 6

### 6 Conclusão e Sugestões

Os postos fluviométricos e os pontos de monitoramento de qualidade da água mostraram-se suficientes para avaliar as características das águas da bacia do ribeirão Maringá e a influência dessas no rio Pirapó. Apesar da atipicidade da pluviosidade ocorrida durante a pesquisa, os resultados obtidos permitiram uma boa análise da variação espacial e temporal, nos períodos de cheia e de relativa estiagem, dos parâmetros hidráulicos, físico-químicos e microbiológicos.

O monitoramento das características fluviais mostrou que os cursos d'água da bacia do ribeirão Maringá são rápidos e pouco profundos. Além disso, foi notório o expressivo efeito da sazonalidade, principalmente nos eventos de precipitação, sobre as características hidráulicas do ribeirão.

Com o monitoramento de alguns parâmetros físicos, químicos e biológicos de qualidade da água da bacia do ribeirão Maringá, e analisando os resultados obtidos levando em conta os limites estabelecidos pela Resolução CONAMA nº. 357/2005, foi possível verificar que, por muitas vezes, o ribeirão Maringá apresentou características que permitiriam enquadrá-lo como classe 3. Os trechos mais críticos de poluição hídrica no ribeirão Maringá tinham início com a entrada das águas do córrego Mandacarú, estendendo-se até sua foz.

Ainda em relação ao monitoramento de qualidade de água do ribeirão, foi possível destacar fontes de poluição pontual e difusa atuando na bacia.

Em relação à fonte pontual cita-se o esgoto proveniente da estação de tratamento de esgoto (ETE), lançado no córrego Mandacarú.

A modelagem matemática do perfil de OD e da DBO do ribeirão Maringá, após a entrada das águas do córrego Mandacarú, realizada por meio do modelo QUAL2E, aliada às análises dos resultados dos parâmetros físico-químicos e biológicos, permitiu concluir que, devido as características do efluente, bem como das características hidráulicas do ribeirão Maringá, este corpo d'água não consegue assimilar totalmente a carga poluidora lançada por essa fonte.

Desse modo, medidas mitigadoras, como a implantação de metas progressivas de redução de carga poluente, ocasionada pelo lançamento de compostos orgânicos nos corpos d'água da bacia, e a implantação de um sistema de pós-tratamento no sistema de tratamento de esgotos do município de Maringá, devem ser tomadas para a manutenção da qualidade deste corpo receptor.

A poluição difusa identificada nesta pesquisa provém do escoamento superficial das áreas urbanas, dos açudes dos pesqueiros e, essencialmente, do escoamento superficial do solo agrícola.

Um ponto a se destacar na avaliação da poluição difusa foi a presença significativa de alguns metais nas águas do ribeirão Maringá. Em parte, é possível dizer que a constituição dos solos da bacia, influenciou a concentração de alguns metais nas águas superficiais. Entretanto, metais como o Al, Cd, Pb, Cu, Cr, Mn, Zn, entre outros, cujas concentrações apresentaram-se acima do estabelecido pela legislação, ou acima do que se poderia esperar, devido ao tipo de solo da região, indicam que as fontes antrópicas são as principais responsáveis pela alteração identificada.

Uma das possíveis fontes destes elementos está na utilização de suplementos e defensivos agrícolas nas áreas rurais. Sobre esse aspecto, ressalta-se, no entanto, que o impacto dos defensivos agrícolas sobre a qualidade da água deve ser avaliado não somente do ponto de vista dos efeitos adversos ao ambiente causados por seu composto ativo, mas também de todos os elementos presentes em sua formulação, e que podem ser muito mais tóxicos ao ambiente aquático.

O desequilíbrio dos fatores ambientais de uma bacia hidrográfica pode colocar em risco a vida aquática, e outros seres vivos relacionados aos ambientes lóticos. Dessa forma, conclui-se, com os resultados apresentados, que o ecossistema aquático da bacia do ribeirão Maringá está seriamente comprometido e a grande preocupação gerada com os resultados obtidos nesta pesquisa volta-se para o rio Pirapó.

Ao contrário do ribeirão Maringá, o rio Pirapó, no trecho estudado, possui uma favorável capacidade de autodepuração, em relação a despejos orgânicos, devido a suas características hidráulicas. Contudo, a situação neste curso d'água é um pouco mais complexa.

Além da poluição causada pelos despejos orgânicos urbanos e da poluição difusa gerada pela atividade agropecuária, potencialmente podem ocorrer despejos de efluentes industriais, postos de combustível e outros, uma vez que estas atividades estão presentes ao longo de todo rio, cujos efeitos não foram identificados no trecho estudado.

Logo, apesar da favorável capacidade de depuração que o rio Pirapó apresenta, deve haver uma atuação efetiva dos órgãos técnicos regionais, responsáveis pela fiscalização da qualidade deste recurso hídrico, para que haja o controle das quantidades de todos os poluentes lançados ao longo do rio e em seus afluentes.

Como medida de gerenciamento, e, considerando que a área estudada sofre influência urbana e rural, deve ser desenvolvida, na bacia do ribeirão Maringá e, por sua vez, na bacia do rio Pirapó, uma política de recursos hídricos fundamentada nos conceitos do desenvolvimento sustentável, com o intuito de se manter não somente a qualidade da água destes corpos hídricos, mas a integridade do sistema como um todo, protegendo estes mananciais e conservando-os para usos futuros.

Como sugestão a trabalhos futuros, pode-se citar:

- A continuidade do monitoramento da qualidade de água e das características hidráulicas do ribeirão Maringá, utilizando um número maior de parâmetros;
- O estudo sobre a possibilidade de implantação de estações fluviométricas fixas, em pontos específicos do ribeirão Maringá, e alguns de seus tributários, de forma que seja possível estabelecer uma série histórica de dados;
- O estudo sobre a possibilidade de implantação de um sistema de monitoramento, em tempo real, da qualidade das águas do ribeirão Maringá, de forma que seja possível estabelecer um maior controle sobre a qualidade dessas águas tendo em vista os usos determinados para este corpo hídrico;
- A quantificação da parcela biodisponível de metais pesados, de defensivos agrícolas e de fármacos presentes na forma dissolvida na água ou presentes nos sedimentos do leito do ribeirão Maringá;
- A quantificação da contaminação dos organismos bentônicos ao longo do curso d'água, com o intuito de identificar a influência dos efluentes urbanos da água;

- Um estudo, em escala piloto, sobre a viabilidade da adequação da estação de tratamento de efluentes estudada empregando tecnologias que promovam maior eficiência do tratamento; tal como o sistema de lodos ativados.
- Um estudo sobre a determinação, *in loco*, do coeficiente de reaeração ( $k_2$ ) das águas do ribeirão Maringá por meio de traçadores gasosos.
- A elaboração de modelos matemáticos de modelagem, simulação e avaliação de qualidade de águas que utilizem como parâmetros de entrada, as variáveis estabelecidas pela Resolução CONAMA nº. 357/2005.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABNT. Associação Brasileira de Normas Técnicas. **NBR 14724:2005**. Informação e Documentação. Trabalhos Acadêmicos. Apresentação. Rio de Janeiro, 2005.

AGUIAR, J. E. **Geoquímica de Metais-Traço em Sedimentos Superficiais nos Estuários dos Rios Ceará e Pacoti, CE**. 2005. 64p. Relatório de Conclusão de Curso (Graduação em Geologia) Centro de Ciências – Departamento de Geologia, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza.

ALVES, A. N. L.; ROSA, H. V. D. Exposição Ocupacional ao Cobalto: aspectos Toxicológicos. **Revista Brasileira de Ciências Farmacêuticas**, FCF-USP, São Paulo, v.39, n.2, p. 129-140, 2003.

ALVES, E. C. **Monitoramento da Qualidade da Água da Bacia do Rio Pirapó**. 2006. 105p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Química) – Departamento de Engenharia Química. Universidade Estadual de Maringá, Maringá.

ALVES, E. C.; SILVA, C. F.; COSSICH, E. S.; TAVARES, C. R. G.; SOUZA FILHO, E. E.; CARNIEL, A. Avaliação da Qualidade da Água da Bacia do Rio Pirapó – Maringá, Estado do Paraná, por meio de Parâmetros Físicos, Químicos e Microbiológicos. **Acta Scientiarum. Technology**. UEM. Maringá, v. 30, n. 1, p. 39-48, 2008.

AMARANTE JÚNIOR, O. P.; SANTOS, T. C. R.; BRITO, N. M.; RIBEIRO, M. L. Glifosato: Propriedades, Toxicidade, Usos e Legislação. **Química Nova**. SBQ, São Paulo, v. 25, n.4, p.589-593, out. 2002.

APHA. American Public Health Association. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. Washington, D.C, 1998.

ATSDR. Agency for Toxic Substances and Disease Registry. **Cobalto**. División de Toxicología, 2004. Disponível em <[http://www.atsdr.cdc.gov/es/toxfaqs/es\\_tfacts33.pdf](http://www.atsdr.cdc.gov/es/toxfaqs/es_tfacts33.pdf)> Acesso em 12.nov.2009.

AZEVEDO, E. B. Poluição vs. Tratamento de Água: duas faces da mesma moeda **Revista Química Nova Na Escola**, SBQ, São Paulo, v.1, n. 10, p.1-5, nov. 1999. Disponível em: <<http://qnesc.sbq.org.br/online/qnesc10/quimsoc.pdf>> Acesso em: 20.out.2009.

BÁRBARA, V. F. **Uso do modelo QUAL2E no estudo da qualidade da água e da capacidade de autodepuração do rio Araguari – AP (Amazônia)**. 2006. 174p. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Meio Ambiente) Universidade Federal de Goiás, Goiânia.

BARBOSA JR., A. R. **Uso de Traçadores na Determinação de Parâmetros de Qualidade em Escoamentos Superficiais de Água**. 1997, 457p. Tese (Doutorado Engenharia Hidráulica e Saneamento). Universidade de São Paulo, São Carlos.

BASSO, E. R. **Monitoramento e Avaliação da Qualidade da água de Duas Represas e Uma Lagoa no Município de Ilha Solteira (SP)**. 2006. 127p. Dissertação (Mestrado em Recursos Hídricos e Tecnologias Ambientais) – Departamento de Engenharia Civil. Faculdade de Engenharia de Ilha Solteira da Universidade Estadual Paulista, Ilha Solteira.

BEZERRA, I. S. O.; MENDONÇA, L. A. R.; FRICKORN, H. Autodepuração de cursos d'água: um programa de modelagem Streeter-Phelps com calibração automática e correção de anaerobiose. **REM: Revista Escola de Minas**, Ouro Preto, v.61, n. 2, p. 249-255, 2008.

BLAZIN, C. P. **Concentração de Sedimentos em Suspensão no Ribeirão Maringá, como um Indicador Geoambiental**. 2003. Trabalho de conclusão de curso (Graduação em Geografia) - Departamento de Geografia, Universidade Estadual de Maringá, Maringá, 2003.

BOLLMANN, H. A.; MARQUES, D. M. L. M. Influência da Densidade Populacional nas Relações entre Matéria Orgânica Carbonácea, Nitrogênio e Fósforo em Rios Urbanos Situados em Áreas com Baixa Cobertura Sanitária **Revista Engenharia. Sanitária e Ambiental**. São Paulo, v.11, n. 4, p.343-352, out./dez. 2006.

BORSATO, F. H.; MARTONI, A. M. Estudo da Fisiografia das Bacias Hidrográficas Urbanas no Município de Maringá – Estado do Paraná. **Acta Scientiarum Human and Social Sciences**, UEM, Maringá, v.26, n. 2, p.273 – 285, 2004.

BRAGA, B.; HESPANHOL, I.; CONEJO, J. G. L.; BARROS, M. T. L.; SPENCER, M.; PORTO, M.; NUCCI, N.; JULIANO, N.; EIGER, S. **Introdução à Engenharia Ambiental: o desafio do desenvolvimento sustentável**. 2ª Ed. São Paulo: Person Prentice Hall, 2005.

BRANCO, S. M.; CLEARY, R. W.; COIMBRA, R. M.; EIGER, S.; LUCA, S. J.; NOGUEIRA, V.P. Q.; PORTO, M. F. A. **Hidrologia ambiental**. São Paulo: Editora da Universidade de São Paulo, 1991.

BRASIL. Lei nº. 6938, de 31 de agosto de 1981. Dispõe sobre a Política Nacional do Meio Ambiente, seus fins e mecanismos de formulação e aplicação, e dá outras providências. Brasília, 1981. Disponível em: <[www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/Leis/L6938.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/Leis/L6938.htm)> Acesso em: 31.ago.2009.

BRASIL. Lei nº. 9433, de 8 de janeiro de 1997. Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos regulamenta o inciso XIX do art. 21 da Constituição Federal, e altera o art. 1º da Lei nº 8.001, de 13 de março de 1990, que modificou a Lei nº 7.990, de 28 de dezembro de 1989. Brasília, 1997. Disponível em: <[www.planalto.gov.br/CCIVIL/LEIS/L9433.htm](http://www.planalto.gov.br/CCIVIL/LEIS/L9433.htm)> Acesso em: 31. Ago 2009.

BRASIL. Lei nº. 9984, de 17 de julho de 2000. Dispõe sobre a criação da Agência Nacional de Águas - ANA, entidade federal de implementação da Política Nacional de Recursos Hídricos e de coordenação do Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, e dá outras providências. Brasília, 2000. Disponível em: <[www.planalto.gov.br/ccivil/Leis/L9984.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil/Leis/L9984.htm)> Acesso em: 04.out. 2009.

*Referências Bibliográficas*

---

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **Agenda 21 Global**. Brasília, 2002. Disponível em:

<[www.mma.gov.br/sitio/index.php?ido=conteudo.monta&idEstrutura=18&idConteudo=575&idMenu=9065](http://www.mma.gov.br/sitio/index.php?ido=conteudo.monta&idEstrutura=18&idConteudo=575&idMenu=9065)> Acesso em: 29.out.2009.

BRASIL. Agência Nacional de Águas. **Evolução dos Aspectos Legais, Institucionais e Técnicos**. Brasília, 2003. Disponível em:

<[www.ana.gov.br/pnrh/DOCUMENTOS/5Textos/3EvolucaoLegal4\\_04\\_03.pdf](http://www.ana.gov.br/pnrh/DOCUMENTOS/5Textos/3EvolucaoLegal4_04_03.pdf)> Acesso em : 04.out.2009.

BRASIL. Ministério da Saúde. Portaria nº. 518, de 25 de março de 2004. Estabelece os procedimentos e responsabilidades relativos ao controle e vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade, e dá outras providências. Brasília, 2004. Disponível em:<<http://dtr2001.saude.gov.br/sas/PORTARIAS/Port2004/GM/GM-518.htm>> Acesso em : 04.out.2009.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução nº. 357, de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Brasília, 2005. Disponível em: <[www.mma.gov.br/port/conama/res/res05/res35705.pdf](http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res05/res35705.pdf)> Acesso em: 04. out. 2009.

BRASIL. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. Ministério da Saúde. Agência Nacional de Vigilância Sanitária. **Sistema de Informações sobre Agrotóxicos**. Brasília, 2007. Disponível em:<[http://www4.anvisa.gov.br/AGROSIA/asp/frm\\_dados\\_agrotoxico.asp?iVarAux=1&MarcaCod=904](http://www4.anvisa.gov.br/AGROSIA/asp/frm_dados_agrotoxico.asp?iVarAux=1&MarcaCod=904)> Acesso em: 15. Nov. 2009.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução nº. 397, de 03 de abril de 2008. Altera o inciso II do § 4º e a Tabela X do §5º, ambos do art. 34 da Resolução do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) nº. 357, de 2005, que 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. Brasília, 2008 (2008a) Disponível em: <[www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=563](http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=563)> Acesso em 04.out.2009.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Secretaria de Recursos Hídricos e Ambiente Urbano Conselho Nacional de Recursos Hídricos. Resolução nº. 5, de 10 de abril de 2000. **Conjunto de Normas Legais: Recursos Hídricos**. 6ª Ed. Brasília, 2008 (2008b).

BRASIL. Agência Nacional de Águas. Programa Nacional de Avaliação da Qualidade das Águas. **Componentes e suas Ações Estratégicas** Brasília: 2009 (2009a) Disponível em: <[www.ana.gov.br/AcoesAdministrativas/CDOC/Catalogo\\_imgs/2009/20090915\\_PNQA\\_folder.pdf](http://www.ana.gov.br/AcoesAdministrativas/CDOC/Catalogo_imgs/2009/20090915_PNQA_folder.pdf)> Acesso em 26 set. 2009.

BRASIL. Agência Nacional de Águas. **Conjuntura dos Recursos Hídricos do Brasil**. Brasília: 2009 (2009b).

BRASIL. Instituto de Nacional de Pesquisas Espaciais. Centro de Previsão de Tempo e Estudos Climáticos **El Niño e La Niña: El Niño continuará Atuando até o Verão**

2009/2010. Brasília, 2009 (2009c). Disponível em: <<http://enos.cptec.inpe.br/>> Acesso em: 03.nov.2009.

BRIGANTE, J.; ESPÍNDOLA, E. L. G.; POVINELLI, J.; NOGUEIRA, A. M. Caracterização física, química e biológica da água do rio Mogi-Guaçu. In: BRIGANTE, J.; ESPÍNDOLA, E. L. G. (Ed). **Limnologia fluvial: um estudo do rio Mogi-Guaçu**. São Carlos: RIMA, 2003.

BROWN, L. C.; BARNWELL, T. O. **The Enhanced Stream Water Quality Models QUAL2E and QUAL2E - UNCAS: documentation and user manual**. Athens, Georgia, 1987.

CARMO, M. S.; BOAVENTURA, G. R.; OLIVEIRA, E. C. Geoquímica das águas da Bacia Hidrográfica do Rio Descoberto, Brasília/DF – Brasil. **Química Nova**, SBQ, São Paulo, v.28, n. 4, p.565 – 575, mai. 2005.

CHAVES, R. C. P. **Avaliação do Teor de Metais Pesados na Água Tratada do Município de Lavras – MG**. 2008, 55p. Dissertação (Mestrado em Agroquímica) – Universidade Federal de Lavras, Lavras.

COELHO, A. R. **Dinâmica Fluvial e Qualidade de Água da Bacia de Drenagem do Ribeirão Maringá: Contribuição para o Planejamento e Gestão Ambiental**. 2007. 139p. Dissertação (Mestrado em Geografia) – Departamento de Geografia, Universidade Estadual de Maringá, Maringá.

COLLISCHONN, W.; AGRA, S. G.; FREITAS, G. K.; PRIANTE, G. R.; TASSI, R.; SOUZA, C. F. Em Busca do Hidrograma Ecológico In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, 16, 2005, João Pessoa. **Anais...** João Pessoa: ABRH, 2005. CD ROOM.

COUTINHO, C. F. B.; TANIMOTO, S. T.; GALLI, A.; GARBELLINI, G. S.; TAKAYAMA, M.; AMARAL, R. B.; MAZO, L. H.; AVACA, L. A.; MACHADO, S. A. S. Pesticidas: mecanismos de ação, degradação e toxidez. **Pesticida: Revista de Ecotoxicologia e Meio Ambiente**. UFPR. Curitiba, v.15, p. 65-72, jan.-dez. 2005.

CUNHA, F. G.; MACHADO, G. J. **Estudos de geoquímica ambiental e o impacto na saúde pública no município de São Gonçalo do Piauí, estado do Piauí**. Piauí, 2004. Disponível em <[www.cprm.gov.br/gestao/estudo\\_geoq\\_amb.pdf](http://www.cprm.gov.br/gestao/estudo_geoq_amb.pdf)>. Acesso em 12.nov. 2009.

DEITOS, D. **O Modelo de Gestão de Recursos Hídricos do Estado do Paraná**. In: REUNIÃO ORDINÁRIA DO CONSELHO ESTADUAL DE RECURSOS HÍDRICOS. 5. 2004. Disponível em: <[www.recursoshidricos.pr.gov.br/arquivos/File/anexo2-5or2004.pdf](http://www.recursoshidricos.pr.gov.br/arquivos/File/anexo2-5or2004.pdf)> Acesso em: 04.out.2009.

ESTEVES, F. A. **Fundamentos de Limnologia**. 2ª Ed. Rio de Janeiro: Interciência, 1998.

EXTOXNET Extension Toxicology Network. **Pesticide Information Profiles: Glyphosate**. In:\_\_\_\_\_. 1996. Disponível em: < <http://extoxnet.orst.edu/pips/glyphosa.htm>> Acesso em: 30.out.2009.

FARIAS, M. S. S.; **Monitoramento da Qualidade da Água na Bacia Hidrográfica do Rio Cabelo**. 2006. 152p. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola) - Centro de Tecnologia e Recursos Naturais, Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande.

FARIAS, M. S. S.; NETO, J. D.; LIMA, V. L. A.; LIRA, V. M., FRANCO, E. S. Riscos Ambientais devido a Presença de Metais Pesados nas Águas Superficiais no Distrito Industrial de Mangabeira. **QUALIT@S Revista Eletrônica**. UFPB, Paraíba. v.6, n. 2, 2007. Disponível em <http://revista.uepb.edu.br/index.php/qualitas/article/viewFile/118/81>> Acesso em: 12.nov.2009.

FÖRSTNER, U.; WITTMANN, G. T. W. **Metal Pollution in the Aquatic Environment**. 2ed. Berlin: Springer – Verlag, 1981.

GALLI, A. J. B.; MONTEZUMA, M. C. **Alguns Aspectos da Utilização do Herbicida Glifosato na Agricultura**, Acadcom Gráfica e Editora Ltda, 2005.

GARCIA, G. E.; ANDREU, V.; BOLUDA, R. Heavy Metals Incidence in the Application of Inorganic Fertilizers and Pesticides to Rice farming Soil. **Environmental Pollution**. Kidlington. v. 92, n. 1, p. 19 – 25, 1996.

GIASANTE, A. E. Avaliação da Capacidade de Autodepuração do Ribeirão Jacaré – Itatiba – SP. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 19, 1997. Foz do Iguaçu. **Anais eletrônicos...**Foz do Iguaçu: ABES, 1997. Disponível em: <[www.bvsde.paho.org/bvsacd/abes97/jacare.pdf](http://www.bvsde.paho.org/bvsacd/abes97/jacare.pdf)> Acesso em: 29.set.2009.

GOMES, I. A. R.; BECK, P. S.; MENDES, R. L. Aplicação de Modelação Matemática como Ferramenta de Gestão dos Recursos Hídricos In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 24, 2007, Belo Horizonte. **Anais...**Belo Horizonte: ABES, 2007. p. 1 – 10.

GONÇALVES, C. S.; RHEINHEIMER, D. S., PELLEGRINI, J. B. R.; KIST, S. Qualidade da água numa Microbacia Hidrográfica de Cabeceira Situada em Região Produtora de Fumo. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**. Campina Grande, v.9, n. 3, p. 391-399, 2005. Disponível em: <[www.agriambi.com.br](http://www.agriambi.com.br)> Acesso em : 29.set.2009.

GONÇALVES, M. F. Variação **Temporal e Espacial da Presença dos Metais Pesados (Cd, Cr, Ni, Pb, Zn) na Bacia do Rio Birigui e Identificação de suas Fontes Potenciais**. 2008. 152p. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental) – Departamento de Hidráulica e Saneamento. Universidade Federal do Paraná, Curitiba.

GRADELLA, F. S.; SILVA NETO, J. C. A.; ECHEVERRIA, J. L.; LEITE, E. F.; SILVA, G.; GENTIL, R. H. P Análise preliminar dos elementos químicos e físicos da água da bacia hidrográfica do córrego João Dias, Aquidauana, MS In: SIMPÓSIO DE GEOTECNOLOGIAS NO PANTANAL, 1, 2008, Campo Grande. **Anais...** Embrapa Informática Agropecuária/INPE, 2008, pp.96-105.

LEAL, M. S. **Gestão Ambiental de Recursos Hídricos: princípios e aplicações**. Rio de Janeiro: CPRM/ANEEL, 1998.

LIMA, E. B. M. **Modelação Integrada para Gestão da Qualidade da Água na Bacia do Rio Cuiabá**. 2001. 184p. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) COPPE. Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro.

LOPES, J. C. J. **Água, Fator Limitante do Desenvolvimento: a Região de Maringá – PR**. 2001. Dissertação (Mestrado em Economia) – Departamento de Economia, Universidade Estadual de Maringá, Maringá.

MAGALHÃES JUNIOR, A. P. A situação do monitoramento das águas no Brasil - Instituições e iniciativas. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, ABRH, Porto Alegre, v. 5, n.3, p.113-115, jul-set. 2000.

MARQUES, M. Cálculo. In: \_\_\_\_\_ **Tabela Periódica v.2.5**. Departamento de Física da Universidade de Coimbra. Coimbra, 1999. Disponível em: <<http://nautilus.fis.uc.pt/st2.5/index-pt.html>> Acesso em: 20.out.2009.

MATTOS, M. L. T.; PERALBA, M. C. R.; DIAS, S. P.; PRATA, F. Monitoramento Ambiental do Glifosato e do seu metabólito (Ácido Aminometilfosfônico) na Água de Lavoura de Arroz Irrigado. **Pesticida: Revista de Ecotoxicologia e Meio Ambiente**. UFPR. Curitiba, v.12, p. 145-154, jan.-dez. 2002.

MELLO, W. S. **Análise Ambiental da Bacia Hidrográfica do Ribeirão Maringá com Apoio de Imagens de Satélite**. 2009. 37p. Monografia (Especialização em Gestão de Recursos Hídricos) – Departamento de Engenharia Química. Universidade Estadual de Maringá, Maringá.

NIWEGLOWSKI, A. M. A. **Indicadores da Qualidade da Água da Bacia Hidrográfica do Rio Toledo-PR**. 2006. 237p. Dissertação (Mestrado em Agronomia) - Departamento de Fitotecnia e Fitossanitarismo, Setor de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Paraná, Curitiba.

OLIVEIRA, M. R; HORN, A. H. Comparação da Concentração de Metais Pesados nas águas do Rio São Francisco em Três Marias, Desde 1991 até Hoje, Relacionando a Atuação da CMM-Três Marias. **Geonomos**, Instituto de GeoCiências da UFMG, Belo Horizonte, v. 14, n. 1-2, p.55-63, 2006.

OLIVEIRA, S. M. R.; BERTAGNOLLI, D.; BOHRER, D.; NASCIMENTO, P. C.; POMBLUM, S. C. G.; ARANTES, L. C.; BARROS, E. J. Nível Séricos de Alumínio: Influência da Água e de Alimentos Ingeridos por Pacientes com Insuficiência Renal Crônica Mantidos em Hemodiálise. **Jornal Brasileiro de Nefrologia**. SBN. São Paulo, v.27, n. 3, set.2005.

OLIVEIRA, M. R; **Investigação da Contaminação por Metais Pesados da Água e do Sedimento de Corrente nas margens do Rio São Francisco e tributários, a jusante da Represa da Cemig, no município de Três Marias, Minas Gerais**. 2007. 172p. Tese (Doutorado em Geologia) – Instituto de Geociências, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte.

OMS. Organization Mundial de la Salud. **Guias para la Calidad del Água Potable: Primer Apêndice a La Tercera Edición.** v.1, 2006 Disponível em: <[www.who.int/water\\_sanitation\\_health/dwq/gdwq3\\_es\\_fulll\\_lowres.pdf](http://www.who.int/water_sanitation_health/dwq/gdwq3_es_fulll_lowres.pdf)> Acesso em: 30.out.2009.

PARANÁ. Superintendência dos Recursos Hídricos e Meio Ambiente (SURHEMA). **Portaria n. 004**, de 21 de março de 1991. Dispõe sobre o enquadramento dos cursos de água da bacia do Rio Pirapó. Curitiba, 1991.

PARANÁ. Lei n. 12726, de 26 de novembro de 1999. Institui a Política Estadual de Recursos Hídricos e adota outras providências. Curitiba, 1999. Disponível em: <[www.ceaam.net/lef/pr/LE12726.htm](http://www.ceaam.net/lef/pr/LE12726.htm)> Acesso em: 05.out.2009.

PARANÁ. **Decreto nº 2.315/00**, de 18 jul. 2000. Regulamenta os Comitês de Bacia Hidrográfica. Curitiba, 2000 Disponível em: <[www.meioambiente.pr.gov.br/arquivos/File/suderhsa/decreto\\_231500.pdf](http://www.meioambiente.pr.gov.br/arquivos/File/suderhsa/decreto_231500.pdf)> Acesso em: 05.out.2009.

PARANÁ. Secretaria de Estado do Meio Ambiente de Recursos Hídricos. Bacias dos Rios Pirapó e Paranapanema III e IV. In:\_\_\_\_\_ **Bacias Hidrográficas Paraná: uma série histórica.** Curitiba, 2006. v. 9. Disponível em: <[www.suderhsa.pr.gov.br/meioambiente/arquivos/File/pdf/Pirapó.pdf](http://www.suderhsa.pr.gov.br/meioambiente/arquivos/File/pdf/Pirapó.pdf)>. Acesso em: 23.mar. 2009.

PARANÁ. Superintendência de Desenvolvimento dos Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental. **Monitoramento da Qualidade das Águas.** Curitiba, 2007. Disponível em: <[www.suderhsa.pr.gov.br/modules/conteudo/conteudo.php?conteudo=9](http://www.suderhsa.pr.gov.br/modules/conteudo/conteudo.php?conteudo=9)> Acesso em: 04.out.2009.

PARANÁ. Lei nº. 16242, de 13 de Outubro de 2009. Cria o Instituto das Águas do Paraná, conforme especifica e adota outras providências. Curitiba, 2009. Disponível em: <[www.legislacao.pr.gov.br/legislacao/pesquisarAto.do?action=exibir&codAto=52454&codTipoAto=&tipoVisualizacao=original](http://www.legislacao.pr.gov.br/legislacao/pesquisarAto.do?action=exibir&codAto=52454&codTipoAto=&tipoVisualizacao=original)> Acesso em: 29.nov.2009.

PEIXOTO, E. M. A. Sódio. **Revista Química Nova na Escola.** SBQ. São Paulo. v.1, n. 10. nov.1999.

PERUÇO, J. D. **Identificação das Principais Fontes Poluidoras de Afluentes da Bacia do Alto Rio Pirapó.** 2004. Dissertação (Mestrado em Engenharia Química) – Departamento de Engenharia Química, Universidade Estadual de Maringá, Maringá.

PINHEIRO, A.; ROSA, F. C. Classificação dos Pesticidas Usados na Bacia Hidrográfica do Itajaí (SC) quanto ao Risco de Degradação dos Recursos Hídricos **Pesticida: Revista de Ecotoxicologia e Meio Ambiente.** UFPR. Curitiba, v.18, p. 45-58, jan.-dez. 2008.

PIVELI, R. P.; KATO, M. T. **Qualidade das Águas e Poluição:** aspectos físico-químicos. ABES, 2006.

POMPÊO, M. L. M.; CARLOS, V. M.; ALEXANDRE, N. Z.; SANTO, E. Qualidade da Água em Região Alterada pela Mineração de Carvão na Microbacia do Rio Fiorita

(Siderópolis, Estado de Santa Catarina, Brasil) **Acta Scientiarum. Biological Sciences**. UEM. Maringá, v. 26, n. 2, p. 125-136, 2004.

PORTO, R. L. L. (org); LANA, A. E. L.; BRAGA JÚNIOR, B. P. F.; CIRILO, J. A.; ZAHED FILHO, K.; AZEVEDO, L. G. T.; GABETTI, L. C.; BARROS, M. T. L.; BARBOSA, P. S. F. **Técnicas Quantitativas para o Gerenciamento de Recursos Hídricos**. Porto Alegre: ABRH/UFRGS. 2ª ed., 2002.

QUEGE, K. E.; SIQUEIRA, E. Q. Avaliação da Qualidade da Água no Córrego Botafogo na Cidade de Goiânia – GO. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 23, 2005, Campo Grande. **Anais eletrônicos...** Campo Grande: ABES. Disponível em: < [www.bvsde.paho.org/bvsacd/abes23/I-174.pdf](http://www.bvsde.paho.org/bvsacd/abes23/I-174.pdf) > Acesso em: 29.set.2009.

QUEIEOZ, D. R. E., PINTO, R. B., BATRS, V. B. K. A Cartografia como Subsídio à Análise da Ocupação do Fundo de Vale do Córrego Mandacarú. **Acta Scientiarum**, UEM, Maringá, v. 24, n.6, p. 1777-1781, 2002.

RAMALHO, J. F. G. P.; SOBRINHO, N. M. B. A.; VELLOSO, A. C. X. Contaminação da microbacia de Caetés com metais pesados pelo uso de agroquímicos. **Pesquisa. Agropecuária Brasileira**. Brasília, v. 35, n. 7, p. 1289 -1303, jul. 2000. Disponível em: [www.scielo.br/pdf/pab/v35n7/1289.pdf](http://www.scielo.br/pdf/pab/v35n7/1289.pdf) > Acesso em: 30.out.2009.

REIS, J. S.A.; MELLO, C. E. F. Simulação da Qualidade das Águas do Alto Rio das Velhas/MG Utilizando o Modelo QUAL2E. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, 18, 2009. Campo Grande, **Anais eletrônicos...** Campo Grande: ABRH, 2009 (CD-ROM.)

RODRIGUES, R. B. Modelagem dos Poluentes Orgânicos em Corpos D'água Superficiais. In: NUVOLARI, A. (coord). **Esgoto Sanitário: coleta, transporte, tratamento e reuso agrícola**. FATEC-SP/CEETEPS. São Paulo: Editora Edgard Blucher LTDA. 2003, 209-226p.

RODRIGUES, R. B.; PORTO, M. Interface Proposta para o Modelo QUAL2E (QUAL2R) Visando a Gestão Integrada de Recursos Hídricos. In: XV Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, 2003, Curitiba. **Anais...**São Paulo: ABRH, 2003.

RODRÍGUEZ, M. P. **Avaliação da Qualidade da Água da Bacia do Alto Jacaré-Guaçu/SP (Ribeirão Feijão e Rio do Monjolinho) Através de Variáveis Físicas, Químicas e Biológicas**. 2001, 175p. Tese (Doutorado em Ciências da Engenharia Ambiental) – Escola de Engenharia de São Carlos. Universidade de São Paulo, São Carlos.

ROORDA, M. S.; **A Construção da Lei de Recursos Hídricos do Estado do Paraná e sua Implementação**. 2005. 102p. Monografia (Especialização em Gerenciamento Municipal de Recursos Hídricos) – Departamento de Hidráulica e Saneamento. Universidade Federal do Paraná, Curitiba.

SABESP. Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo. Norma Técnica Interna NTS 003. **Demanda Bioquímica de Oxigênio: método ensaio**. São Paulo, 1997.

SALA, M. G. **Análise da Fragilidade Ambiental na Bacia do Ribeirão Maringá – PR**. 2005. 164p. Dissertação (Mestrado em Geografia) – Departamento de Geografia Universidade Estadual de Maringá, Maringá.

SANCHES, S. M.; SILVA, C. H. T. P.; CAMPOS, S. X.; VIEIRA, E. M. Pesticidas e seus Respectivos Riscos Associados à Contaminação da Água. **Pesticida: Revista de Ecotoxicologia e Meio Ambiente**. UFPR. Curitiba, v.13, p. 53-58, jan.-dez. 2003.

SANTOS, M. L.; LENZI, E.; COELHO, A. R. Ocorrência de Metais Pesados no Curso Inferior do Rio Ivaí, em Decorrência do Uso do Solo em sua Bacia Hidrográfica. **Acta Scientiarum Technology**. UEM. Maringá, v. 30, n. 1, p. 99-107, 2008.

SARDINHA, D. S.; CONCEIÇÃO, F. T.; SOUZA, A. D. G.; SILVEIRA, A.; JULIO, M.; GONÇALVES, J. C. S. I. Avaliação da Qualidade e Autodepuração do Ribeirão do Meio, Leme (SP) **Engenharia Sanitária e Ambiental**, ABES, Rio de Janeiro, v. 30, n.3, p. 329-338, 2008.

SÃO PAULO. Secretaria do Meio Ambiente. Companhia de Saneamento Ambiental do Estado de São Paulo. Significado Ambiental e Sanitário das Variáveis de Qualidade das Águas e dos Sedimentos e Metodologias Analíticas e Amostragem, In: \_\_\_\_\_ **Qualidade Das Águas Interiores no Estado de São Paulo**. Série Relatórios, Apêndice A, 2008.

SCALIZE, P. S.; LEITE, W. C. A.; RODRIGUES, J. M.; CORREA, M. S.; VENUZO, S. B.; LOMBARDI, R.; OLIVEIRA, S. C.; SANTOS, M. F. Avaliação da Autodepuração do Ribeirão das Cruzes Através da Depressão do Oxigênio Dissolvido Após Receber Efluente da ETE-Araraquara. In: ASSEMBLEIA NACIONAL DA ASSEMAE: SANEAMENTO AMBIENTAL: A HORA DA SOLUÇÃO, 34, 2008, Rio Grande Sul. **Anais...Rio Grande do Sul: ASSAMAE**, 2004.

SCHNEIDER, R. M. **Qualidade da Água e Deposição de Sedimentos em Trechos da Bacia Hidrográfica do Rio Pirapó Representados pelo Ribeirão Maringá**. 2009. 150p. Tese (Doutorado em Engenharia Química) – Departamento de Engenharia Química. Universidade Estadual de Maringá, Maringá.

SILVA, S. A.; OLIVEIRA, R. **Manual de Análises Físico-Químicas de Águas de Abastecimento e Residuárias**, Campina Grande: DEC/CCT/UFPG, 2001.

SILVA, A. B. A.; MARIKO, U. Qualidade Sanitária das Águas do Rio uma, São Paulo, Brasil, no Período das Chuvas. **Revista Biociências**. UNITAU. Taubaté, v.14, n.1, 2008. Disponível em: <[www.unitau.br/scripts/prppg/biocienc/Arquivos/revista\\_v14\\_n1-2\\_2008/Qualidade%20sanit%20Elria%20das%20Elguas%20do%20rio%20una%20515.pdf](http://www.unitau.br/scripts/prppg/biocienc/Arquivos/revista_v14_n1-2_2008/Qualidade%20sanit%20Elria%20das%20Elguas%20do%20rio%20una%20515.pdf)> Acesso em: 14.out.2009.

SIMÕES, F. S.; MOREIRA, A. B.; BISNOTI, M. C.; GIMENEZ, S. M. N.; YABE, M. J. S. Water quality index as a simple indicator of aquaculture effects on aquatic bodies. **Ecological Indicators**, Elsevier, n.8, p. 476–484, 2008.

SOARES, P. F. **Projeto e Avaliação de Desempenho de Redes de Monitoramento de Qualidade da Água Utilizando o Conceito de Entropia**. 2001. 242p. Tese (Doutorado

em Engenharia Hidráulica) – Departamento de Engenharia hidráulica e Sanitária. Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, São Paulo.

SOARES, P. F.; COSTA, R. A. D.; JUNQUEIRA, R. M.; ROORDA, M. S. Processo de Instalação do Comitê da Bacia Hidrográfica do Rio Pirapó, Paranapanema III e Paranapanema IV no Estado do Paraná. In: ENCONTRO NACIONAL DE COMITÊS DE BACIAS HIDROGRÁFICA, 10., 2007, Foz do Iguaçu. **Anais eletrônicos...**Foz do Iguaçu: ENCOB. Disponível em: <[www.rebob.org.br/9encontro-foz-arquivos.htm](http://www.rebob.org.br/9encontro-foz-arquivos.htm)>. Acesso em: 04.out.2009.

TAVARES, A. R. **Monitoramento da Qualidade e Diagnóstico de Conservação das Águas do Rio Paraíba do Sul**. 2006. 202p. Dissertação (Mestrado em Infra-Estrutura Aeroportuária). Departamento de Infra-Estrutura Aeronáutica. Instituto Tecnológico de Aeronáutica. São José dos Campos.

TUCCI, C. E. M. **Hidrologia: ciência e aplicação**, 2º ed. Porto Alegre: Editora da Universidade: ABRH, 1997.

US.DC - NOAA. United States Department of Commerce. National Oceanic and Atmospheric Administration. **El Niño Arrives; Expected to Persist through Winter 2009-10**, Whashington, 2009. Disponível em: <[www.noaanews.noaa.gov/stories2009/20090709\\_elnino.html](http://www.noaanews.noaa.gov/stories2009/20090709_elnino.html)> Acesso em: 03.nov.2009.

US.EPA. United State Environmental Protection Agency. **Ecological Soil Screening Levels for Barium Interim Final**. OSWER Directive 9285.7-63. Whashington, 2005 (2005a). Disponível em: <[http://rais.ornl.gov/documents/eco-ssl\\_barium.pdf](http://rais.ornl.gov/documents/eco-ssl_barium.pdf)>.Acesso em: 12.nov.2009.

US.EPA. United State Environmental Protection Agency. **Ecological Soil Screening Levels for Cadmium Interim Final**. OSWER Directive 9285.7-65. Whashington,2005 (2005b). Disponível em: <[http://rais.ornl.gov/documents/eco-ssl\\_barium.pdf](http://rais.ornl.gov/documents/eco-ssl_barium.pdf)>.Acesso em: 12.nov.2009.

VASCONCELOS, M. G.; VERANI, N. F.; SÁ, O. R. Avaliação dos Efeitos Tóxicológicos Crônicos do Herbicida Roundup (Glifosato) sobre a Diferenciação Gonadal do Bagre *Rhamdia Hilarii* (Valenciennes, 1840) **Revista Fafibe On Line**. Faculdades Integradas Fafibe, Bebedouro, v. 2, n. 2, p. 1-12, fev. 2006. Disponível em:<[www.fafibe.br/revistaonline/arquivos/022-odila-herbicida\\_roundup.pdf](http://www.fafibe.br/revistaonline/arquivos/022-odila-herbicida_roundup.pdf)> Acesso em: 31.out.2009.

VON SPERLING, M. **Introdução à Qualidade das Águas e ao Tratamento de Esgotos**, 3. Ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Minas Gerais, 2005. 243 p. (Princípios do tratamento biológico de águas residuárias, v. 1).

VON SPERLING, M. **Estudos e Modelagem da Qualidade da Água de Rio**, 1. ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Minas Gerais, 2007. 588 p. (Princípios do tratamento biológico de águas residuárias, v. 7)

WHO. World Health Organization. Barium in Drinking-Water: Background document for development of. WHO Guidelines for Drinking-Water Quality In:\_\_\_\_\_ **Guidelines for Drinking-water Quality**, 2nd edition, v.2., Geneva, 2001 (Health criteria and other supporting information). Disponível em: <[www.who.int/water\\_sanitation\\_health/dwq/chemicals/barium.pdf](http://www.who.int/water_sanitation_health/dwq/chemicals/barium.pdf)> Acesso em: 30.out.2009.

WHO. World Health Organization. Sodium in Drinking-Water: Background document for development of. WHO Guidelines for Drinking-Water Quality In:\_\_\_\_\_ **Guidelines for Drinking-water Quality**, 2nd edition, v.2., Geneva, 1996, (1996a) (Health criteria and other supporting information). Disponível em: <[www.who.int/water\\_sanitation\\_health/dwq/chemicals/sodium.pdf](http://www.who.int/water_sanitation_health/dwq/chemicals/sodium.pdf)> Acesso em: 30.out.2009.

WHO. World Health Organization. Zinc in Drinking-Water: Background document for development of. WHO Guidelines for Drinking-Water Quality In:\_\_\_\_\_ **Guidelines for Drinking-water Quality**, 2nd edition, v.2., Geneva, 1996 (1996b) (Health criteria and other supporting information). Disponível em: <[www.who.int/water\\_sanitation\\_health/dwq/chemicals/zinc.pdf](http://www.who.int/water_sanitation_health/dwq/chemicals/zinc.pdf)> Acesso em: 30.out.2009.

WHO. World Health Organization. Aluminium in Drinking-Water: Background document for development of. WHO Guidelines for Drinking-Water Quality In:\_\_\_\_\_ **Guidelines for Drinking-water Quality**, 2nd edition, v.2., Geneva, 1998 (Health criteria and other supporting information). Disponível em: <[www.who.int/water\\_sanitation\\_health/dwq/chemicals/en/aluminium.pdf](http://www.who.int/water_sanitation_health/dwq/chemicals/en/aluminium.pdf)> Acesso em: 30.out.2009.

WHO. World Health Organization **Guidelines for Drinking-water Quality** Recommendation. 3rd edition, Geneva, 2004 (2004a) .

WHO. World Health Organization. Glyphosate and AMPA in Drinking-Water Summary statement. In:\_\_\_\_\_ **Guidelines for Drinking-water Quality**, 3rd edition, Geneva, 2004 (2004b). Disponível em: <[www.who.int/water\\_sanitation\\_health/dwq/chemicals/glyphosampasum.pdf](http://www.who.int/water_sanitation_health/dwq/chemicals/glyphosampasum.pdf)> Acesso em: 30.out.2009.

ZAMUNER, L. D.; NÓBREGA, M. T.; MARTONI, A. M. A Urbanização e o Desencadeamento de Processos Erosivos em Área de Preservação Ambiental na Cidade de Maringá, Estado do Paraná. **Acta Scientiarum**, UEM, Maringá, v. 24, n.6, p. 1793-1800, 2002.

ZORZAL, R.; FASSARELLA, J. A. C.; MENDONÇA, A. S. F. Desenvolvimento de uma Interface para Sistema de Suporte à Decisão para Análise de Alternativas Locacionais para Emissários de Efluentes In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, 18, 2009. Campo Grande, **Anais eletrônicos...** Campo Grande: ABRH, 2009 (CD-ROM.)

**ANEXOS**

**ANEXO A****SÉRIE HISTÓRICA DE PRECIPITAÇÃO MENSAL**

Tabela A.0.1– Precipitação Mensal

Ano/Mês	Precipitação (mm)													
	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009
Janeiro	217,6	292,7	107,9	222,3	242,8	188,8	310,7	309,9	53,1	326,5	145,7	271,5	126,6	264,7
Fevereiro	140,7	446,0	274,9	131,1	278,4	217,0	116,8	219,8	96,5	16,1	283,2	207,4	134,6	301,1
Março	180,6	98,2	208,3	102,6	130,3	146,9	39,9	168,8	152,2	64,7	240,7	150,0	117,5	118
Abril	206,7	44,6	345,8	115,2	32,0	70,0	8,0	100,2	105,4	93,0	87,5	63,9	172,2	58,9
Maiο	65,5	98,8	73,4	126,5	37,8	166,5	346,3	62,7	274,8	57,7	11,7	51,4	81,5	103,6
Junho	30,5	396,7	29,4	127,0	106,6	122,5	2,4	58,7	101,6	43,4	27,6	7,8	46,3	111,6
Julho	5,8	25,6	59,0	100,4	73,5	36,7	64,5	46,7	128,2	44,1	53,1	227,9	7,9	162,1
Agosto	24,6	33,7	113,1	0,0	160,0	102,6	59,9	75,2	0,4	34,9	22,6	14,0	219,8	70,6
Setembro	138,3	95,1	319,6	52,3	189,9	110,1	176,7	109,8	67,0	213,4	271,1	31,7	78,8	137,5
Outubro	194,9	154,8	242,6	107,8	79,5	78,5	65,7	106,9	345,6	247,9	95,7	105,4	112,4	333,7
Novembro	218,0	263,3	30,9	46,7	239,2	153,8	358,8	112,1	231,0	139,5	86,4	171,4	182,7	199,5
Dezembro	211,7	196,9	171,4	280,9	178,3	225,0	201,2	137,8	158,8	84,4	238,3	235,0	85,8	
<b>Total</b>	<b>1634,9</b>	<b>2146,4</b>	<b>1976,3</b>	<b>1412,8</b>	<b>1748,3</b>	<b>1618,4</b>	<b>1750,9</b>	<b>1508,6</b>	<b>1714,6</b>	<b>1365,6</b>	<b>1563,6</b>	<b>511,8</b>	<b>1366,1</b>	<b>1328,1</b>

Fonte: Estação Climatológica da Universidade Estadual de Maringá (UEM).

**ANEXO B****SÉRIE HISTÓRICA DAS CARACTERÍSTICAS HIDRÁULICAS DO RIO PIRAPÓ**

Tabela 0.2 - Dados Hidráulicos do rio Pirapó.

<b>Data</b>	<b>Cota(cm)</b>	<b>Ppt (mm/mês)</b>	<b>Q(m³/s)</b>	<b>v(m/s)</b>	<b>A(m²)</b>	<b>h(m)</b>	<b>L(m)</b>
20/02/2006	178,000	283,200	20,907	0,257	81,410	2,810	29,000
15/03/2005	172,000	64,700	15,027	0,200	75,150	2,490	30,200
27/03/2007	181,000	150,000	25,341	0,305	83,010	2,860	29,000
<b>Média</b>	<b>176,500</b>	<b>107,350</b>	<b>20,184</b>	<b>0,253</b>	<b>79,080</b>	<b>2,675</b>	<b>29,600</b>
26/04/2006	166,000	87,500	12,938	0,163	79,600	2,740	29,000
28/05/2004	202,000	274,800	36,546	0,426	85,880	2,960	29,000
24/05/2007	163,000	51,400	11,866	0,155	76,380	2,730	28,000
07/05/2008	173,000	81,500	12,607	0,167	75,640	2,690	28,100
<b>Média</b>	<b>179,333</b>	<b>135,900</b>	<b>20,340</b>	<b>0,249</b>	<b>79,300</b>	<b>2,793</b>	<b>28,367</b>
10/07/2003	160,000	46,700	8,226	0,111	74,290	2,560	29,000
20/07/2005	152,000	44,100	5,376	0,074	72,290	2,410	30,000
18/07/2006	154,000	53,100	6,165	0,084	73,050	2,610	28,000
16/07/2008	157,000	7,900	3,484	0,049	71,780	2,480	28,900
<b>Média</b>	<b>155,750</b>	<b>37,950</b>	<b>5,813</b>	<b>0,080</b>	<b>72,853</b>	<b>2,515</b>	<b>28,975</b>
12/08/2002	157,000	59,900	7,821	0,104	75,150	2,510	30,000
28/08/2006	150,000	22,600	5,406	0,074	73,130	2,610	28,000

*Anexos*

<b>Média</b>	<b>153,500</b>	<b>41,250</b>	<b>6,614</b>	<b>0,089</b>	<b>74,140</b>	<b>2,560</b>	<b>29,000</b>
04/09/2001	160,000	110,100	10,253	0,132	77,830	2,590	30,000
20/09/2005	152,000	213,400	5,376	0,074	72,290	2,410	30,000
<b>Média</b>	<b>156,000</b>	<b>161,750</b>	<b>7,815</b>	<b>0,103</b>	<b>75,060</b>	<b>2,500</b>	<b>30,000</b>
20/10/2003	154,000	106,900	5,321	0,075	71,410	2,410	29,600
25/10/2005	166,000	247,900	12,350	0,163	75,760	2,490	30,400
17/10/2006	162,000	95,700	10,855	0,142	76,280	2,720	28,000
<b>Média</b>	<b>160,667</b>	<b>150,167</b>	<b>9,509</b>	<b>0,127</b>	<b>74,483</b>	<b>2,540</b>	<b>29,333</b>
04/11/2002	180,000	358,800	19,828	0,243	81,610	2,810	29,000
25/11/2003	153,000	112,100	6,481	0,090	71,720	2,400	29,900
30/11/2004	153,000	231,000	6,481	0,090	71,720	2,400	29,900
30/11/2006	166,000	86,400	13,726	0,181	75,980	2,710	28,000
27/11/2007	164,000	171,400	12,259	0,162	75,650	2,700	28,000
<b>Média</b>	<b>163,200</b>	<b>191,940</b>	<b>11,755</b>	<b>0,153</b>	<b>75,336</b>	<b>2,604</b>	<b>28,960</b>
06/12/2001	160,000	225,000	14,966	0,196	76,210	2,560	29,800

Fonte: Superintendência de Desenvolvimento de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental.

## **ANEXO C**

### **DETERMINAÇÃO DE TURBIDEZ**

(Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater)

(APHA – 1998)

#### **1. Materiais**

- Cubetas;
- Água deionizada;
- Turbidímetro – modelo AP 1000II, Polilab.

#### **2. Procedimento**

Fazer a calibração do aparelho com os padrões 10 e 100 ou 1000, dependendo da turbidez da amostra. Lavar a cubeta vazia com a própria amostra antes de fazer a leitura da mesma. Esta medida de turbidez é aquela que emprega o processo de nefelometria, ou seja, através de uma fotocélula mede-se a quantidade de luz que emerge perpendicularmente de um feixe luminoso que passa pela amostra. Este processo é expresso em Unidade Nefelométrica de Turbidez (NTU). Fazer a leitura rapidamente.

## ANEXO D

### DETERMINAÇÃO DE SÓLIDOS TOTAIS

(American Public Health Association – Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater)

(APHA – 1995)

#### 1. Materiais Utilizados

- Dessecador;
- Cápsula de porcelana;
- Estufa;
- Balança analítica;
- Mufla.

#### 2. Procedimento

Tarar uma cápsula de porcelana limpa e seca, colocando-a na mufla por 30 minutos, esfriar em dessecador e pesar (P1). Adicionar 100 ml da amostra na cápsula e levar à estufa à 100 °C até a secagem completa (cerca de 12 horas). Esfriar no dessecador e pesar (P2).

#### 3. Cálculo

A determinação dos sólidos totais é dada por:

$$ST = \frac{(P2 - P1) \cdot 10^6}{\text{Volume da amostra}} \text{mg.l}^{-1}$$

## ANEXO E

### DETERMINAÇÃO DE SÓLIDOS FILTRÁVEIS

(American Public Health Association – Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater)  
(APHA – 1995)

#### 1. Materiais Utilizados

- Dessecador;
- Papel de fibra de vidro;
- Estufa;
- Bomba de vácuo;
- Balança analítica;
- Mufla.

#### 2. Procedimento

##### *Preparo do filtro*

Colocar um disco de papel de fibra de vidro no aparelho de sucção. Com a bomba de vácuo ligada, lavar o filtro com três sucessivos volumes de 20 ml de água destilada.

Remover toda a água com a aplicação de vácuo. Remover o papel de filtro de fibra de vidro do aparelho de filtração e levar à mufla a 550 °C por 30 minutos. Colocar no dessecador até resfriamento total.

#### 3. Análise

Pesar o papel de fibra de vidro preparado acima, obtendo-se P1. Agitar vigorosamente a amostra, tomar 100 ml em uma proveta graduada e filtrar. Remover cuidadosamente o papel de fibra de vidro com o resíduo retido. Levar à estufa a 105 °C - 110 °C durante 12 h, ou até peso constante. Esfriar no dessecador e pesar, obtendo P2.

**4. Cálculo**

Sólidos filtráveis totais (SFT):

$$SFT = \frac{(P2 - P1) \cdot 10^6}{\text{Volume da amostra}} \text{ mg.l}^{-1}$$

**ANEXO F****DETERMINAÇÃO DE SÓLIDOS NÃO-FILTRÁVEIS TOTAIS**

(American Public Health Association – Standard Methods for the Examination of Water and  
Wastewater)

(APHA – 1995)

Os sólidos não-filtráveis podem ser determinados pela diferença entre os sólidos totais e sólidos filtráveis:

$$SNFT = ST - SFT \text{ mg.l}^{-1}$$

## ANEXO G

### NITROGÊNIO AMONÍACAL TOTAL

(Nessler Method – Metodologia descrita pelo equipamento Portable Datalogging Spectrophotometer HACH DR/2010 – Adaptado de Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater)  
(APHA - 1998)

#### 1. Materiais e reagentes

- Cubetas de 25 ml;
- Água deionizada;
- Reagente Nessler;
- Estabilizador mineral;
- Agente dispersante álcool polivinil;
- Equipamento Portable Datalogging Spectrophotometer HACH.

#### 2. Procedimento

Acrescentar, em uma cubeta, 25 ml de amostra e, em outra, 25 ml de água deionizada (o branco). Adicionar 3 gotas do estabilizador mineral, 3 gotas de agente dispersante álcool polivinil e 1 ml do reagente Nessler em cada cela.

Esperar um minuto para a reação ocorrer. Ajustar o equipamento à absorvância de 425 nm, zerar o equipamento com o branco e iniciar a leitura da concentração de  $\text{NH}_3\text{-N}$ , seguida de  $\text{NH}_4^+$  e  $\text{NH}_3$ .

A soma das concentrações obtidas indica a concentração de nitrogênio amoniacal total.

## **ANEXO H**

### **DETERMINAÇÃO DE NITRITO**

(Diazotization Method – Metodologia descrita pelo equipamento Portable Datalogging Spectrophotometer HACH DR/2010)

#### **1. Materiais e reagentes**

- Duas cubetas de 10 ml;
- Água deionizada;
- Reagente em pó de Nitri Ver 2;
- Equipamento Portable Datalogging Spectrophotometer HACH.

#### **2. Procedimento**

Acrescentar, em uma cubeta, 10 ml de amostra e, em outra, 10 ml de água deionizada (o branco). Adicionar o reagente em pó de nitrito Nitri Ver 2 em cada cela. Esperar dez minutos para a reação ocorrer. Ajustar o equipamento à absorvância de 507 nm, zerar o equipamento com o branco e iniciar a leitura da concentração de nitrito ( $\text{NO}_2^-$ ).

## ANEXO I

### DETERMINAÇÃO DE NITRATO

(Cadmium Reduction Method – Metodologia descrita pelo equipamento Portable Datalogging Spectrophotometer HACH DR/2010)

#### 1. Materiais e reagentes

- Duas cubetas de 25 ml;
- Água deionizada;
- Reagente em pó de Nitra Ver 5;
- Equipamento Portable Datalogging Spectrophotometer HACH.

#### 2. Procedimento

Acrescentar, em uma cubeta, 25 ml de amostra e, em outra, 25 ml de água deionizada (o branco). Adicionar o reagente em pó de nitrato Nitra Ver 5 em cada cela.

Esperar cinco minutos para a reação ocorrer. Ajustar o equipamento à absorvância de 400nm, zerar o equipamento com o branco e iniciar a leitura da concentração de nitrato ( $\text{NO}_3$ ) e nitrato de nitrogênio ( $\text{NO}_3\text{-N}$ ).

**ANEXO J****DETERMINAÇÃO DE FÓSFORO TOTAL – MÉTODO DO ÁCIDO  
ASCÓRBICO APÓS DIGESTÃO COM PERSULFATO**

(Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater)

(APHA – 1998)

**1. Vidrarias e Equipamentos**

- Autoclave (121 °C – 127° C);
- Espectrofotômetro (comprimento de onda de 880 nm) ou colorímetro;
- Cubeta de 1cm de espaço interno;
- Frasco de erlenmeyer (125 ml);
- Pipetas sorológicas (5 ml a 10 ml);
- Balão volumétrico (50 ml, 100 ml e 1000 ml);
- Papel laminado;
- Balança analítica com precisão de 0,1 mg.

**2. Preparação dos Reagentes**

*Solução de ácido sulfúrico 5N:* Adicionar, lentamente e com agitação, 140 ml H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> concentrado a um pouco de água destilada, esfriar e completar o volume para um litro em água destilada;

*Solução de hidróxido de sódio 1N:* dissolver 40 g de NaOH e completar o volume para um litro com água destilada;

*Solução de tartarato de antimônio e potássio:* dissolver em 400 ml de água destilada 1,3715 de K(SbO)C<sub>4</sub>H<sub>4</sub>O<sub>6</sub>.½ H<sub>2</sub>O e completa o volume para 500 ml com água destilada. Guardar em recipiente de vidro (frasco e tampa);

*Solução de molibdato de amônio:* dissolver 20 g de (NH<sub>4</sub>)<sub>6</sub>Mo<sub>7</sub>O<sub>24</sub> . 4H<sub>2</sub>O em 500 ml de água destilada. Guardar em recipiente inteiramente de vidro (frasco e tampa);

*Solução de ácido ascórbico 0,01M:* dissolver 8,80 g de ácido ascórbico em 500 ml de água destilada. A solução é estável por uma semana a 4 °C;

*Solução estoque de fosfato:* dissolver 219,5 mg de  $\text{KH}_2\text{PO}_4$  anidro completando o volume para 1000 ml com água destilada. 1,00 ml desta solução = 50,0  $\mu\text{g}$  P- $\text{PO}_4$ ;

*Preparação do reagente combinado:* para 10 ml do reagente combinado, misturar 50 ml da solução de  $\text{H}_2\text{SO}_4$  5N, 5 ml da solução de  $\text{K}(\text{SbO})\text{C}_4\text{H}_4\text{O}_6 \cdot \frac{1}{2} \text{H}_2\text{O}$ , 15 ml da solução de  $(\text{NH}_4)_6\text{Mo}_7\text{O}_{24} \cdot 4\text{H}_2\text{O}$  e 30 ml da solução de ácido ascórbico. Misturar bem após a adição de cada solução. Deixar as soluções atingirem a temperatura ambiente antes de serem misturadas e misturar na ordem acima mencionada. Este reagente é estável por 4 horas;

*Solução de ácido sulfúrico para a digestão:* adicionar 300 ml de  $\text{H}_2\text{SO}_4$  concentrado a aproximadamente 600 ml de água destilada, resfriar e diluir para um litro em água destilada;

*Solução indicadora de fenolftaleína:* dissolver 5 g de sal sódico de fenolftaleína e diluir para um litro em água destilada;

*Persulfato de amônio  $[(\text{NH}_4)_2\text{S}_2\text{O}_8]$  ou de potássio  $(\text{K}_2\text{S}_2\text{O}_8)$  sólido.*

### **3. Sequência de Execução do Método**

*Digestão da amostra com persulfato de amônio;*

- a. Pesar, em um frasco erlenmeyer de 125 ml, 0,5g de persulfato de amônio  $[(\text{NH}_4)_2\text{S}_2\text{O}_8]$  ou persulfato de potássio  $(\text{K}_2\text{S}_2\text{O}_8)$ ;
- b. Pipetar 25 ml da amostra não filtrada;
- c. Adicionar uma gota de indicador fenolftaleína;
- d. Se aparecer a coloração rósea característica do indicador em meio básico, adicionar a solução de digestão de  $\text{H}_2\text{SO}_4$ , gota a gota, até o desaparecimento da cor e, em seguida, adicionar 0,5 ml (alternativamente, usar  $\text{H}_2\text{SO}_4$  5 N, gota a gota, e adicionar um volume extra de 1,2 ml);
- e. Agitar o frasco erlenmeyer, cobrir com papel laminado e levar à autoclave por 30 minutos, entre 121 °C e 127 °C;
- f. Retirar da autoclave, colocar uma gota de fenolftaleína, neutralizar, com solução de hidróxido de sódio 1 N, até o desaparecimento da cor rósea e completar o

volume para 50 ml com água destilada, usando um balão volumétrico. Verter para o frasco erlenmeyer;

- g. Adicionar à amostra digerida 8ml do reagente combinado;
- h. Ler a absorbância no espectrofotômetro a 880 nm. Esta leitura deve ser feita entre 10 minutos e 30 minutos após a adição do reagente combinado.

#### 4. Cálculos

##### *Utilizando espectrofotômetro*

- a. Preparação dos padrões:
  - Pipetar 2 ml da solução estoque de fosfato em um balão volumétrico de 100 ml e completar o volume com água destilada. Esta solução possui  $100 \mu\text{g}$  de  $\text{P-PO}_4^{-3} \text{ l}^{-1}$  em 100 ml, o que corresponde a  $1,0 \text{ mg P-PO}_4^{-3} \text{ l}^{-1}$ . Repetir essa operação com 4,0 ml; 6,0 ml; 10,0 ml; e 20,0 ml da solução estoque de fosfato para a preparação dos padrões  $2,0 \text{ P-PO}_4^{-3} \text{ l}^{-1}$ ;  $3,0 \text{ P-PO}_4^{-3} \text{ l}^{-1}$ ;  $5,0 \text{ P-PO}_4^{-3} \text{ l}^{-1}$  e  $10,0 \text{ mg P-PO}_4^{-3} \text{ l}^{-1}$ , respectivamente;
  - Tomar 5 ml de cada padrão e 20 ml de água destilada e proceder à digestão com persulfato em condições ácidas, de modo similar ao que foi feito para as amostras;
  - Neutralizar, corrigir o volume para 50ml e adicionar 8ml do reagente combinado;
  - Ler a absorbância no espectrofotômetro a 880 nm. Esta leitura deve ser feita entre 10 minutos e 30 minutos após a adição do reagente combinado.
  
- b. Preparação da prova em branco:
  - Tomar 25 ml de água destilada e proceder a digestão com persulfato conforme procedimento já descrito;
  - Neutralizar, corrigir o volume para 50 ml e adicionar 8 ml do reagente combinado;
  - A leitura no espectrofotômetro com esta prova em branco deverá ser zero (o espectrofotômetro deverá ser zerado com esta prova em branco).

c. Cálculo final:

A estimativa do teor de fósforo total existente na amostra pode ser feita diretamente da curva de calibração, fazendo-se a leitura da concentração que corresponde à absorvância obtida. Alternativamente, utilizar o método dos mínimos quadrados.

Obs.: Toda a vidraria utilizada nesta determinação, não deve ser lavada com detergente comum, o que contaminará com fósforo. A lavagem final da vidraria deve ser feita com uma solução de ácido clorídrico (HCl) e enxaguada várias vezes com água destilada antes de ser usada. A solução de ácido clorídrico deve estar na proporção de 1 litro de ácido clorídrico (37%) para 9,0 litros de água destilada.

Esse método é recomendável para a faixa de concentração entre 0,01 mg P l<sup>-1</sup> e 6,0 mg P l<sup>-1</sup>.

**ANEXO K****DETERMINAÇÃO DA DEMANDA BIOQUÍMICA DE OXIGÊNIO**

(Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater)

(APHA – 1998)

**1. Reagentes***Lista de reagentes*

- a) Fosfato monobásico de potássio,  $\text{KH}_2\text{PO}_4$  p.a;
- b) Fosfato dibásico de potássio,  $\text{K}_2\text{HPO}_4$  p.a;
- c) Fosfato dibásico de sódio heptahidratado,  $\text{NaHPO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$  p.a;
- d) Cloreto de amônio,  $\text{NH}_4\text{Cl}$  p.a;
- e) Sulfato de magnésio heptahidratado,  $\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$  p.a;
- f) Cloreto de cálcio,  $\text{CaCl}_2$  anidro p.a;
- g) Cloreto férrico hexahidratado,  $\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$  p.a;
- h) Hidróxido de sódio,  $\text{NaOH}$  p.a;
- i) Ácido sulfúrico,  $\text{H}_2\text{SO}_4$  p.a;
- j) Sulfito de sódio,  $\text{NaSO}_3$  p.a.

*Solução tampão de fosfatos*

Dissolver 8,5 g  $\text{KH}_2\text{PO}_4$  p.a, 21,75 g de  $\text{K}_2\text{HPO}_4$  p.a, 33,4 g de  $\text{NaHPO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$  p.a e 1,7 g de  $\text{NH}_4\text{Cl}$  p.a, em aproximadamente 500 ml de água deionizada e diluir a 1000 ml. O pH da solução deve ser 7,2 sem ajustes. Armazenar em frasco âmbar.

*Solução de sulfato de magnésio*

Dissolver 22,5 g de  $\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$  p.a em água deionizada e diluir a 1000 ml. Armazenar em frasco âmbar.

*Solução de cloreto de cálcio*

Dissolver 27,5 g de  $\text{CaCl}_2$  anidro p.a em água deionizada e diluir a 1000 ml. Armazenar em frasco âmbar.

*Solução de cloreto férrico*

Dissolver 0,25 g de  $\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$  p.a em água deionizada e diluir a 1000 ml. Armazenar em frasco âmbar.

*Solução de hidróxido de sódio 1M*

Dissolver 40 g de NaOH p.a em água deionizada isenta de  $\text{CO}_2$  e diluir a 1000 ml. Armazenar em frasco plástico opaco.

*Solução de ácido sulfúrico 0,5M*

Diluir 28 ml de  $\text{H}_2\text{SO}_4$  p.a concentrado a 1000ml, com água deionizada. Armazenar em frasco âmbar; validade de 6 meses.

*Solução de sulfito de sódio*

Dissolver 1,575 g de  $\text{NaSO}_3$  p.a a 1000 ml de água deionizada. Esta solução é instável; prepará-la diariamente;

*Água de diluição*

Introduzir um volume desejado de água desmineralizada num frasco de Mariot. Adicionar 1 ml de cada solução por litro de água, nesta sequência: tampão de fosfatos, sulfato de magnésio, cloreto de cálcio e cloreto férrico. Deixar aerando durante 15 minutos, para que a concentração de OD seja a de saturação. Após este período, desligar o aerador e aguardar 30 minutos para poder usá-la.

**2. Vidrarias e Equipamentos***Vidrarias*

- a. Frascos padrão de DBO;
- b. Béqueres de 500 ml e 1000 ml;
- c. Pipetas volumétricas de 1 ml a 5 ml;
- d. Provetas com tampas de 100 ml , 500 ml e 1000 ml;
- e. Frascos de diluição de leite;
- f. Pipetas graduadas de 1 ml a 25 ml;
- g. Frasco de Mariot.

*Equipamentos*

- a. Incubadora a 20 °C ±1 °C, sem luz;
- b. Oxímetro.

*Limpeza e preparação de materiais*

Todos os materiais utilizados (vidrarias) devem ser lavados com solução sulfocrômica e água deionizada.

**3. Coleta das Amostras**

As amostras para determinação de DBO podem ser coletadas em frasco de vidro ou plástico. O volume necessário é 2000 ml. As amostras que não analisadas em prazo inferior a 6 horas após a coleta, poderão ser preservadas por até 48 horas refrigeradas a 4°C.

**4. Procedimento**

A diluição da amostra pode ser feita em proveta.

*Método de DBO sem semente*

Para a determinação dos volumes utilizados nas diluições, pode-se adotar a seguinte prática:

$$V_3 = \frac{n \times 10}{DQO_{amostra}}$$

em que,

$V_3$  = volume de amostra a ser introduzido no 3º frasco de DBO da série do teste;

n = valor entre 500 e 1500.

$$V_2 = \frac{V_3}{2}$$

em que,

$V_2$  = volume de amostra a ser introduzido no 2º frasco de DBO da série do teste.

$$V_1 = \frac{V_2}{2}$$

em que,

$V_1$  = volume de amostra a ser introduzido no 1º frasco de DBO da série do teste.

$$V_4 = 2 \times V_3$$

em que,

$V_4$  = volume de amostra a ser introduzido no 4º frasco de DBO da série do teste.

#### *Execução do ensaio*

- a. Homogenizar a amostra e retirar uma porção para um béquer de 1000 ml;
- b. Acertar o pH com a solução de ácido sulfúrico 0,5 M ou hidróxido de sódio 1 M na faixa de 6,5 a 7,5;
- c. Separar os frascos de DBO, identificando-os sequencialmente de acordo com o seu conteúdo;
- d. O número de frascos depende do método de medida do oxigênio dissolvido. Para o método do oxímetro, utilizar 5 frascos: 4 para amostras e 1 para controle, pois neste método a medida do oxigênio dissolvido inicial e final se faz no mesmo frasco;
- e. Se a amostra contiver compostos nitrogenados, acrescentar 3,0 mg do reagente inibidor de nitrificação, em todos os frascos a serem preparados;
- f. Preparar os frascos de acordo com a sequência:
- g. Frasco 1:  $V_1$  e completar o volume do frasco com água de diluição;
- h. Frasco 2:  $V_2$  e completar o volume do frasco com água de diluição;
- i. Frasco 3:  $V_3$  e completar o volume do frasco com água de diluição;
- j. Frasco 3:  $V_4$  e completar o volume do frasco com água de diluição.
- k. Frasco do branco: preencher o volume do frasco com água de diluição;
- l. Medir o oxigênio dissolvido inicial –  $Od_i$  do conteúdo de cada frasco;
- m. Tampar os frascos completando com água deionizada o sele hídrico e levá-los à incubadora. Este sele deverá ser mantido durante o teste;
- n. Após 5 dias retirá-los da incubadora e medir o oxigênio final –  $Od_f$  do conteúdo de cada frasco.

## **5. Resultados**

### *Condições de validade do teste*

O consumo de oxigênio dissolvido no branco, isto é, na água de diluição utilizada para o teste após 5 dias em 20 °C deverá ser no máximo de 0,2 mg l<sup>-1</sup>. O consumo de oxigênio dissolvido nos frascos das amostras no final do período de 5 dias em pelo menos uma das quatro diluições do teste deverá ser superior a 2 mg l<sup>-1</sup>. O oxigênio dissolvido residual em cada frasco de amostras de DBO após o período do teste deverá ser maior ou igual a 1mg l<sup>-1</sup>. O valor da DBO será a medida aritmética dos valores válido da DBO de cada frasco.

*Cálculo para o Branco*

$$DBO_{mg\ O_2/L} = Od_i - Od_f$$

*Cálculos para amostras sem semente*

$$DBO_{mg\ O_2/L} = \frac{Od_i - Od_f}{P}$$

em que

$$P = \frac{\text{volume (mL) da amostra introduzido no frasco}}{\text{volume (mL) do frasco}}$$

**ANEXO L****DETERMINAÇÃO DE DEMANDA QUÍMICA DE OXIGÊNIO POR MICRO  
MÉTODO**

(Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater)

(APHA, 1995)

**1. Reagentes***Solução oxidante*

Dissolver em 500 ml de água destilada 10,216 g de  $K_2Cr_2O_7$ , previamente seco à 103 °C por 2 h, 33,3 g de  $HgSO_4$  e adicionar 167 ml de  $H_2SO_4$  concentrado. Dissolver, esperar esfriar e após, completar o volume de 1000 ml com água destilada.

*Solução catalítica*

Dissolver 10 g de Sulfato de Prata ( $Ag_2SO_4$ ) em 1 litro de ácido Sulfúrico ( $H_2SO_4$ ) concentrado.

*Solução padrão*

Pesar 0,8509 g de Biftalato de Potássio P.A. ( $C_8H_5KO_4$ ) seco em estufa à 100°C por 2 horas e dissolver em água destilada, logo após completar o volume a 1000 ml. Esta solução corresponde a uma concentração de 1000 mg de  $O_2$  l<sup>-1</sup>.

**2. Procedimento***Preparação da curva de calibração*

Preparar uma série de soluções padrões de 100 mg de  $O_2$  l<sup>-1</sup> a 700 mg de  $O_2$  l<sup>-1</sup> a partir da solução padrão de acordo com a Tabela. K 1.

Tabela K.1 - Série de soluções padrões de 100 mg de  $O_2 l^{-1}$  a 700 mg de  $O_2 l^{-1}$  a partir da solução padrão

Volume da solução padrão a elevar a 100 M	Concentração (mg $O_2 l^{-1}$ )
10	100
20	200
30	300
40	400
50	500
60	600
70	700

Conhecida a concentração de oxigênio a ser oxidado em cada amostra, fazer o procedimento abaixo para cada solução e determinar a absorvância para solução e construir uma reta de calibração. O branco é preparado substituindo-se a amostra por água destilada.

#### *Determinação da DQO*

Colocar em tubos de oxidação 1,5 ml de solução oxidante; 2,5 ml da amostra (DQO menor que 600 mg de  $O_2 l^{-1}$ ); 3,5 ml de solução catálise. Fechar e agitar. Colocar no reator (COD – REACTOR HACH) à 150 °C durante duas horas. Ler a absorvância a 620 nm após ligeiro resfriamento. Ler a curva de calibração e determinar a concentração de oxigênio necessário para oxidar a amostra.

Obs.: Se a amostra contiver íons  $Cl^-$ , a leitura deve ser realizada a quente, pois os íons  $Cl^-$  precipitam com a prata, a frio, interferindo na leitura.

## ANEXO M

### DETERMINAÇÃO DE METAIS (ALUMÍNIO, FERRO, COBRE, CHUMBO, ZINCO, MANGANÊS, CROMO, COBALTO, NIQUEL, BÁRIO E CÁDMIO, SÓDIO E CÁLCIO) POR ESPECTROMETRIA DE ABSORÇÃO ATÔMICA

(Analytical Methods for Flame Spectroscopy)

#### 1. Materiais

- Béquero de 250 ml;
- Solução de ácido clorídrico e ácido nítrico;
- Água deionizada;
- Chapa de aquecimento;
- Balão de 50 ml;
- Membrana HA em éster de celulose, 0,45 µm de poro, 47 mm de diâmetro;
- Espectômetro de absorção atômica SpectrAA B50.

#### 2. Mistura para digestão

*Solução de ácido clorídrico e ácido nítrico:*

Adicionar 500 ml de água deionizada, 500 ml de ácido clorídrico e 185,2 ml de ácido nítrico. Conservar em frasco de polipropileno.

#### 3. Procedimento

*Para determinação de metais totais*

Colocar 250 ml da amostra em um béquer de 250 ml. Adicionar 12 ml da mistura para digestão para cada 100 ml da amostra. Tampar com vidro de relógio. Colocar o béquer numa chapa aquecida. Deixar na chapa para reduzir até aproximadamente 30 ml, sem ferver. Completar volume para 50 ml e filtrar. Se for necessário, ou seja, se houver presença de sólidos, adiciona-se mais ácido (aproximadamente 5 ml).

Obs: A determinação do metal deve ser feita pela leitura da amostra multiplicada pelo fator 50/250 (0,2).

*Para determinação de metais dissolvidos*

Filtra-se a amostra em membrana de 0,45 um de poro. A leitura é direta.

As soluções padrão para a calibração do espectrômetro de absorção atômica podem ser preparadas por diluições de 1000 ppm de cada elemento a ser dosado. Após o ajustar o aparelho de espectrometria de absorção atômica nas condições exigidas para a determinação dos metais (Cu, Fe, Mn, Zn, Co, Cr e Ni), acertar o zero com a prova em branco. Fazer a leitura dos padrões, realizando uma curva de calibração. Realizar a leitura da amostra, para a determinação da concentração.

**ANEXO N****DETERMINAÇÃO DE GLIFOSATO**

(Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater)

(APHA, 1998)

**1. Materiais**

- Água Milli-Q (ou equivalente, com resistividade  $\geq 18,2 \text{ M}\Omega \text{ cm}^{-1}$ );
- Carbonato de sódio p.a;
- Bicarbonato de sódio p.a;
- Ácido sulfúrico p.a;
- Padrão analítico de glifosato;
- Membrana CA – Filtro Seringa descartável - em éster de celulose, 0,45  $\mu\text{m}$  de poro;
- Balão volumétrico de 100 ml e 1000 ml e 2000 ml.
- Vials de 10 ml .
- Cromatógrafo Compacto de ânios (850 Professional IC) da Metrohm, Instrumentação Analítica;
- Amostrador compacto (853 Compact Autosampler) da Metrohm, Instrumentação Analítica;
- Coluna Metrosep A SUPP 3 de 250 mm;
- Seringa de 10 ml.

**2. Reagentes****Eluente:**

Pesar 0,168 g de bicarbonato de sódio p.a. e 0,678 g de carbonato de sódio, dissolver em 400 ml de água ultrapura. Completar o volume de 2000 ml com água ultrapura.

**Solução regenerante:**

Adicionar 5,5 ml de ácido sulfúrico em 1000 ml e água ultrapura.

**Solução estoque de glifosato (25 ppm):**

Pesar 25 mg do padrão analítico de glifosato e dissolver em 1000 ml de água ultra pura.

**3. Preparação dos padrões**

A partir da solução estoque, fazer diluições com água ultra pura obtendo soluções de 3,00 ppm; 2,00 ppm; 1,00 ppm, 0,50 ppm 0,10 ppm, 0,05 ppm e 0,025 ppm.

**4. Preparação das amostras**

Filtrar 10ml das amostras em membrana de 0,45  $\mu\text{m}$  de poro.

**5. Condições Cromatográficas**

Para a determinação do herbicida por cromatografia iônica com supressão química de condutividade eluente as seguintes condições cromatográficas foram mantidas:

Fluxo do eluente: 168  $\text{ml}\cdot\text{min}^{-1}$ ;

Pressão do sistema: 5,3 MPa;

Condutividade: 21,31  $\mu\text{S cm}^{-1}$ ;

Loop: 25 $\mu\text{l}$ .

**6. Resultados**

Os cromatogramas gerados fornecem leitura direta da concentração do glifosato na amostra de água.

**ANEXO O****DETERMINAÇÃO DE COLIFORMES TERMOTOLERANTES**

(Método: 3M Petrifilm Placa para contagem de coliformes)

A placa Petrifilm para contagem de coliformes (CC) é um sistema pronto para de meio de cultura que contém nutrientes modificados do meio Vermelho Violeta Bile (VRBA), um agente gelificante solúvel em água fria e um indicador tetrazólico para facilitar a enumeração das colônias.

**1. Procedimento***Plaqueamento*

- a. Coloque a placa Petrifilm CC em uma superfície plana;
- b. Levante o filme superior e coloque 1 ml da amostra pura ou diluída no centro do filme inferior;
- c. Baixe o filme superior sobre a amostra de modo a evitar a formação de bolhas de ar;
- d. Posicione o difusor plástico no centro da placa, com o lado liso voltado para baixo;
- e. Distribua a amostra uniformemente pressionando levemente o centro do difusor plástico. Não arraste o difusor sobre o filme;
- f. Remova o difusor e não toque na placa durante pelo menos um minuto para deixar que o gel solidifique.

*Incubação: Método validado pela Associação Francesa de Normalização (AFNOR)*

- a. Incube as placas na posição horizontal com o lado transparente para cima em pilhas de até 20 placas;
- b. Para resultados de coliformes termotolerantes, as placas devem permanecer na incubadora à  $44,5\text{ °C} \pm 0,5\text{ °C}$  por  $24\text{ h} \pm 2\text{ h}$ ;
- c. A incubadora deverá estar umidificada.

**2. Resultados**

As colônias de coliformes são vermelhas e associadas (no diâmetro de uma colônia) com bolhas de gás bem próximas.

**ANEXO P****MÉTODO DE CONSTRUÇÃO DE BOX-PLOT****1. Definição**

É um gráfico que apresenta os valores centrais dos dados (Máximo, 3º Quartil (75%), Mediana (50%), 1º Quartil (25%) e Mínimo) e alguma informação a respeito da amplitude deles.

**2. Utilização**

- Identificar observações discrepantes (Outliers);
- Comparar dispersão de diferentes conjuntos de dados.

**3. Construção**

Esta é uma variação comum, e o diagrama de caixa é desenhado a partir da determinação, primeiro, do valor máximo e mínimo, bem como dos 25º, 50º (mediana) e 75º percentis.

- Calcular o Intervalo Interquartis:

$$[Q_1 - 1,5(Q_3 - Q_1); Q_3 + 1,5(Q_3 - Q_1)]$$

As observações fora desses intervalos são consideradas discrepantes.

- Construir um retângulo com base inferior igual a  $Q_1$ , e base superior igual a  $Q_3$ ;
- A partir do ponto médio da base superior, levantar haste indo até a maior observação que esteja dentro do intervalo interquartis;
- A partir do ponto médio da base inferior, traçar haste indo até a menor observação que esteja dentro do intervalo interquartis;
- Assinalar com um traço, dentro do retângulo, a mediana.
- As observações que estão fora do intervalo (discrepante), assinalar com um asterisco (\*), acima da haste superior, ou abaixo da inferior, conforme o caso.

Então, o diagrama de caixa (horizontal ou vertical) é construído como a Figura 1.

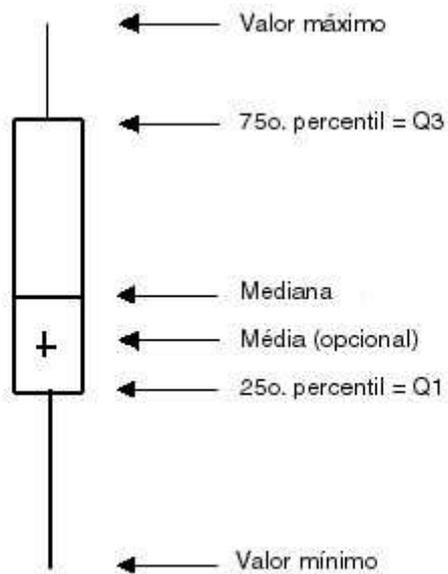


Figura 1. Um exemplo do diagrama de caixa.

### 5. Interpretando o diagrama de caixa:

- A caixa central inclui os 50% dos dados centrais;
- Os bigodes ("whiskers") mostram a amplitude dos dados, isto é a diferença entre o maior e o menor valor;
- A simetria é indicada pela caixa e bigodes ("whiskers") e pela localização da média.