

UNIVERSIDADE FEDERAL DE UBERLÂNDIA  
INSTITUTO DE QUÍMICA

**PROGRAMA MULTI - INSTITUCIONAL DE DOUTORADO EM QUÍMICA  
UFG - UFMS - UFU**

AVALIAÇÃO INTEGRADA DA QUALIDADE DA ÁGUA DO RIO  
UBERABINHA - MG COM BASE NA CARACTERIZAÇÃO QUÍMICA  
DOS SEDIMENTOS E DE ESPÉCIMES DA ICTIOFAUNA

Maria da Graça Vasconcelos

Uberlândia  
2012

MARIA DA GRAÇA VASCONCELOS

AVALIAÇÃO INTEGRADA DA QUALIDADE DA ÁGUA DO RIO  
UBERABINHA - MG COM BASE NA CARACTERIZAÇÃO QUÍMICA  
DOS SEDIMENTOS E DE ESPÉCIMES DA ICTIOFAUNA

Tese apresentada ao Programa Multi - institucional  
de Doutorado em Química da Universidade Federal  
de Goiás - Universidade Federal do Mato Grosso do  
Sul - Universidade Federal de Uberlândia, como  
requisito parcial para obtenção do título de Doutor  
em Química.

Área de concentração: Química ambiental

Orientador: Professor Dr. Waldomiro Borges Neto

Uberlândia  
2012

*"Tudo posso Naquele que me fortalece".*

*Filipenses 4:13*

*Glória a Deus.*

*Ao*

*Rafael, com amor.*

## AGRADECIMENTOS

Os meus mais sinceros agradecimentos a todos e todas que contribuíram para o desenvolvimento desse trabalho.

Ao Professor Dr. Luiz Alfredo Pavanin, que mesmo sem a liberação dos recursos financeiros esperados, viabilizou o desenvolvimento dessa pesquisa e em quem reconheço as mais elevadas virtudes como a paciência, a tolerância e a humildade.

Ao Professor Dr. Luiz Nishiyama pela amizade e carinho, que muito me fortaleceram, na obtenção desse propósito.

Ao Professor Dr. Manuel Gonzalo Hernández Terrones, que com a sua orientação inicial me ofereceu a oportunidade de ingresso nesse programa, para sempre as minhas melhores vibrações de afeto e gratidão. († *in memoriam*).

Ao Professor Dr. Waldomiro Borges Neto, que com a sua orientação final possibilitou a finalização desse trabalho.

Ao Professor Dr. Gabriel Humberto Muñoz Palafox, por ter me oferecido um local de trabalho com a tranquilidade necessária, para o meu ingresso nesse programa, quando desenvolvi minhas atividades profissionais na Pró-reitora de Extensão, Cultura e Assuntos Estudantis, na sua gestão.

Ao Técnico do Setor de Análises do Instituto de Química, Ildo Borges, pelo seu auxílio nas análises químicas realizadas durante essa pesquisa.

Ao Professor Dr. Elias Nascentes Borges, pelo convite que me fez de trabalhar no Laboratório de Análises e Manejo de Solos.

Ao Professor Dr. Reges Eduardo Franco Teodoro e a Professora Dra. Nilvanira Donizete Tebaldi, diretor e vice-diretora do Instituto de Ciências Ambientais e Agrárias, pela condução do processo que favoreceu a minha ida para essa unidade, contribuindo para a finalização desse projeto.

A Todos os Professores e Técnicos Administrativos do Instituto de Ciências Ambientais e Agrárias, pelo carinho com que fui recebida, num momento de superação que estava vivenciando.

Ao Professor Dr. Adão de Siqueira Ferreira, que viabilizou a condução das análises microbiológicas realizadas nessa pesquisa.

A Professora Dra. Denise Garcia de Santana, pela colaboração no desenvolvimento das análises estáticas desse estudo.

Ao Professor Dr. Hudson de Paula Carvalho Coordenador do Curso de Engenharia Ambiental, pelo incentivo e pela confiança no trabalho que posso desenvolver.

## RESUMO

As características físicas, químicas e biológicas da água, que em seu conjunto permitem a avaliação da sua qualidade, permanecem associadas a uma série de processos que ocorrem no corpo hídrico e em sua bacia de drenagem. O consumo de água com qualidade especificada na legislação é de importância fundamental para a promoção da saúde e prevenção de riscos relacionados à contaminação hídrica, decorrente dos efeitos adversos das atividades humanas. De acordo com cada uso preponderante da água, existe uma qualidade requerida, segundo a padronização proposta pela legislação vigente. O padrão de qualidade da água e efluentes exigidos está baseado em análises laboratoriais de parâmetros essencialmente físico-químicos. Esses parâmetros geralmente são insuficientes, por ser impossível a determinação química de todos os componentes existentes em uma amostra de água, para avaliar seu potencial efeito tóxico a biota existente. Na avaliação do impacto de certas substâncias sobre a vida aquática são necessários ensaios complementares utilizando peixes como bioindicadores. Nesse estudo manteve-se o propósito de promover uma avaliação integrada da qualidade da água do Rio Uberabinha, na Cidade de Uberlândia - Minas Gerais - Brasil, ainda não realizada. A pesquisa foi baseada na caracterização química dos sedimentos, por serem substratos para uma grande variedade de organismos, que alimenta níveis tróficos superiores e na utilização de peixes como bioindicadores de genotóxicos. Foram realizadas quatro amostragens em diferentes épocas do ano e estabelecidos cinco pontos de avaliação, quando amostras de água e de sedimentos do rio foram coletadas para análises e procedimentos necessários. Na definição dos locais de coleta, procurou-se identificar as áreas que caracterizam as condições naturais de escoamento das águas, a montante e a jusante da cidade e as áreas onde as interferências antrópicas são significativas. Nas amostras de água foram avaliados: temperatura, pH, odor, cor, turbidez, dureza total, fluoretos, fosfato, cloretos, nitratos, nitritos, nitrogênio amoniacal, sulfatos, sulfetos, cloro residual, surfactantes, oxigênio dissolvido, sólidos totais dissolvidos, DQO, DBO, bário, coliformes totais, coliformes fecais. O Índice da Qualidade da Água - IQA foi calculado e comparado com os valores estabelecidos na legislação. Nas amostras de sedimentos foram avaliados: sólidos fixos, sólidos voláteis, alumínio, cádmio, cálcio, chumbo, cobre, cromo, ferro, manganês, potássio, sódio, zinco, matéria orgânica, carbono total, como também o pH e a análise granulométrica. Valores obtidos para as concentrações de cádmio, chumbo, cobre, cromo e zinco, foram comparados com os Valores Guias da Qualidade de Sedimentos - VGQS, internacionais e nacionais. Os resultados juntamente com os testes de micronúcleos realizados em espécimes de Bagre, *Rhamdia quelen*, comprovaram o efeito da contaminação nos pontos amostrados. Análise estatística multivariada foi usada no tratamento dos dados, permitindo relacionar a diversidade dos contaminantes do meio e não apenas a adição dos valores de toxicidade dos constituintes analisados isoladamente.

**Palavras chaves:** Qualidade da água - Caracterização dos sedimentos - Micronúcleos píceos.

## ABSTRACT

The physical, chemical and biological characteristics of water, which together allow the evaluation of its quality, remain associated with a series of processes that occur in the water body and its drainage basin. The consumption of water with quality specified in the legislation is of fundamental importance for health promotion and prevention of risks related to water contamination due to the adverse effects of human activities. For each preponderant use of water, there is a required quality, according to the standardization proposal by legislation. The standard of water quality and effluent is required based on laboratory analysis of essentially physical-chemical parameters. However, these parameters are generally insufficient, because it is impossible to determine all the chemical components in a water sample to evaluate its potential toxic effects on the biota. In evaluating the impact of certain substances on aquatic life it is necessary to use living organisms as bioindicators. Thus, this study aimed to promote an integrated evaluation of water quality of the Uberabinha River, in the City of Uberlândia - Minas Gerais - Brazil, which had not been done heretofore. The research was based on the chemical characterization of sediments, because they are substrates for a wide variety of organisms, which feed higher trophic levels and the use of fish as bioindicators of genotoxicity. Four samples were taken in different seasons of the year: rainy, dry, very dry, transition between rainy and dry. Five evaluation points were established, where the water samples and sediments were collected to be forwarded for review and any necessary procedures. In defining these five sampling sites, we sought to identify areas that characterize the natural flow of water upstream and downstream of the city, and the areas where human interferences are significant. For the water samples the following parameters were evaluated: temperature, pH, odor, color, turbidity, hardness, fluoride, phosphate, chloride, nitrate, nitrite, ammonia, sulfates, sulfides, chlorine residuals, surfactants, dissolved oxygen, dissolved solids, COD, BOD, barium, coliforms and fecal coliforms. The Water Quality Index was calculated and compared with the values set out in legislation. For the sediment samples the following parameters were evaluated: fixed solids, volatile solids, aluminum, cadmium, calcium, lead, copper, chromium, iron, manganese, potassium, sodium, zinc, organic matter, total carbon, as well as the pH, density and particle size analysis. Values obtained for the concentrations of cadmium, lead, copper, chromium and zinc were compared with the values of Sediment Quality Guidelines - SQVG, national and international. The results obtained with tests performed on specimens of micronucleus Catfish, *Rhamdia quelen*, demonstrated the effect of contamination at the sampling points. Multivariate statistical analysis was used in the treatment of data, to correlate various contaminants and not only the addition of the toxicity values of the different components analyzed individually.

**Keywords:** Water quality - Characterization of sediments - Micronuclei píceos.

## LISTA DE TABELAS

TABELA 01: Grau de dureza da água.	41
TABELA 02: Parâmetros necessários para o cálculo do IQA.	69
TABELA 03: Nível de qualidade de água.	70
TABELA 04: Equações para o cálculo de qi para os parâmetros considerados no Índice de Qualidade da Água - IQA.	79
TABELA 05: Valores de TECs, abaixo do quais efeitos danosos são improváveis ocorrer e Valores de PECs, acima dos quais efeitos danosos são frequentemente observados, do GQS consensual e de outros GQSs para metais em ecossistemas de água doce.	81
TABELA 06: Valores orientadores de qualidade dos solos e material a ser dragado adaptado para sedimentos.	92
TABELA 07: Resultados das análises das amostras de água nas quatro coletas realizadas no Rio Uberabinha, nos cinco pontos estudados.	114
TABELA 08: Teste presuntivo em tubos múltiplos - Coliformes Totais.	114
TABELA 09: Teste confirmativo em tubos múltiplos - Coliformes Fecais e <i>Escherichia coli</i> .	116
TABELA 10: Resultados obtidos no cálculo do índice de qualidade da água médio para os cinco pontos de amostragem.	118
TABELA 11: Resultados das análises das amostras de sedimentos, nas quatro coletas realizadas no Rio Uberabinha, nos cinco pontos estudados.	134
TABELA 12: Análise granulométrica para as amostras de sedimentos nos cinco pontos de coletas.	135
TABELA 13: Média de micronúcleos em 2000 células analisadas.	136
TABELA 14: Frequências de micronúcleos em eritrócitos periféricos de <i>Rhamdia quelen</i> coletados no Rio Uberabinha, nos cinco pontos de amostragem.	137
TABELA 15: Análise de variância - Fixou o espaço e analisou o tempo.	140



TABELA 16: Autovalores e percentual de variâncias explicadas de cada componente.	140
TABELA 17: Composição dos fatores	141
TABELA 18: Matriz das Correlações de Pearson e do Nível de Significância para os parâmetros analisados nas amostras de sedimentos.	143

## LISTA DE FIGURAS

FIGURA 01: Principais afluentes do Rio Uberabinha.	21
FIGURA 02: Localização dos pontos de coleta das amostras.	24
FIGURA 03: Localização do primeiro ponto de amostragem.	25
FIGURA 04: Foto do primeiro ponto de amostragem.	25
FIGURA 05: Localização do segundo ponto de amostragem.	26
FIGURA 06: Foto do segundo ponto de amostragem.	26
FIGURA 07: Localização do terceiro ponto de amostragem.	27
FIGURA 08: Foto do terceiro ponto de amostragem.	27
FIGURA 09: Localização do quarto ponto de amostragem.	28
FIGURA 10: Foto do quarto ponto de amostragem.	28
FIGURA 11: Localização do quinto ponto de amostragem.	29
FIGURA 12: Foto do quinto ponto de amostragem.	29
FIGURA 13: Variação da turbidez nos cinco pontos de amostragem, nas quatro coletas realizadas, em relação ao valor máximo permitido - VMP do padrão organoléptico de potabilidade da Portaria MS 2914/2011 e ao valor estabelecido pela Resolução CONAMA 357/2005.	94
FIGURA 14: Variação da temperatura nos cinco pontos de amostragem, nas quatro coletas realizadas.	95
FIGURA 15: Variação do pH nos cinco pontos de amostragem, nas quatro coletas realizadas, em relação ao valor mínimo estabelecido pela Resolução CONAMA nº 357/2005.	96
FIGURA 16: Variação da dureza total das amostras de água coletadas, nos cinco pontos de amostragem, nas quatro coletas realizadas, em relação às faixas de água branda a dura.	97
FIGURA 17: Variação da concentração de ferro nas amostras de água, nos cinco pontos de amostragem, nas quatro coletas realizadas, em relação a Resolução do CONAMA nº 357/2005.	98
FIGURA 18: Variação da concentração de manganês nas	99

amostras de água, nos cinco pontos de amostragem, nas quatro coletas realizadas, em relação a Resolução do CONAMA nº 357/2005.

FIGURA 19: Variação da concentração de cloretos das amostras de água, nos cinco pontos de amostragem, nas quatro coletas realizadas. 100

FIGURA 20: Variação da concentração de nitrato das amostras de água, nos cinco pontos de amostragem, nas quatro coletas realizadas. 101

FIGURA 21: Variação da concentração de nitrito das amostras de água, nos cinco pontos de amostragem, nas quatro coletas realizadas, em relação a Resolução do CONAMA nº 357/2005. 102

FIGURA 22: Variação da concentração de nitrogênio amoniacal, amostras de água, nos cinco pontos de amostragem, nas quatro coletas realizadas, em relação a Resolução do CONAMA nº 357/2005. 102

FIGURA 23: Variação da concentração de sulfato nas amostras de água, nos cinco pontos de amostragem, nas quatro coletas realizadas. 103

FIGURA 24: Variação da concentração de sulfeto nas amostras de água, nos cinco pontos de amostragem, nas quatro coletas realizadas. 104

FIGURA 25: Valores médios da concentração de fosfato, nas amostras de água, nos cinco pontos de amostragem comparados com os valores estabelecidos Resolução CONAMA 357/2005. 105

FIGURA 26: Variação da concentração de fluoreto nas amostras de água, nos cinco pontos de amostragem, nas quatro coletas realizadas. 106

FIGURA 27: Valores médios da concentração de oxigênio dissolvido nas amostras de água, nos cinco pontos de amostragem, em relação ao valor de saturação a 20°C e aos valores da Resolução CONAMA 357/2005. 107

FIGURA 28: Variação da concentração de sólidos totais dissolvido nas amostras de água, nos cinco pontos de amostragem, nas quatro coletas realizadas. 107

FIGURA 29: Variação da concentração da DBO nas amostras de água, nos cinco pontos de amostragem, nas quatro coletas realizadas em relação ao valor estabelecido Resolução do CONAMA nº 357/2005. 108

FIGURA 30: Variação da concentração da DQO nas amostras de água, nos cinco pontos de amostragem, nas quatro coletas realizadas.	109
FIGURA 31: Variação da concentração de surfactantes nas amostras de água, nos cinco pontos de amostragem, nas quatro coletas realizadas, em relação Resolução do CONAMA nº 357/2005.	109
FIGURA 32: Contaminação por chumbo na amostra de água, no quarto ponto de amostragem, na segunda coleta realizada, em relação aos valores estabelecidos pela Resolução do CONAMA nº 357/2005.	110
FIGURA 33: Valores da concentração de bário, nas amostras de água, nos cinco pontos de amostragem, na quarta coleta realizada, em relação aos valores estabelecidos Resolução CONAMA nº 357/2005.	111
FIGURA 34: Valores da concentração de zinco nas amostras de água, presente nos pontos de amostragem 3 e 4, na segunda e terceira coletas realizadas, em relação ao valor estabelecido Resolução CONAMA nº 357/2005.	112
FIGURA 35: Valores da concentração de alumínio nas amostras de água, nos pontos de amostragem 2, 3, e 5, na segunda e terceira coletas realizadas, em relação ao valor estabelecido Resolução CONAMA nº 357/2005.	112
FIGURA 36: Valor da concentração de cobre na amostra de água, no ponto de amostragem 3, na segunda coleta realizada, em relação ao valor estabelecido Resolução CONAMA nº 357/2005.	113
FIGURA 37: Comparação da concentração de cádmio das amostras de sedimento com os valores de TEL e PEL e com o valor de referência.	119
FIGURA 38: Comparação da concentração de cádmio das amostras de sedimento com os valores de LEL e SEL	119
FIGURA 39: Comparação da concentração de cádmio das amostras de sedimento com os valores de MET e TET.	120
FIGURA 40: Comparação da concentração de cádmio das amostras de sedimento com os valores de ERL e ERM.	120
FIGURA 41: Comparação da concentração de cádmio das amostras de sedimento com os valores de TEL - HA28 e PEL - HA28.	121

FIGURA 42: Comparação da concentração de cádmio das amostras de sedimento com os valores de TEC GQS <sub>consensual</sub> e PEC GQS <sub>consensual</sub> .	121
FIGURA 43: Comparação da concentração de chumbo das amostras de sedimento com os valores de TEL e PEL e com o valor de referência.	122
FIGURA 44: Comparação da concentração de chumbo das amostras de sedimento com os valores de LEL e SEL.	122
FIGURA 45: Comparação da concentração de chumbo das amostras de sedimento com os valores de MET e TET.	123
FIGURA 46: Comparação da concentração de chumbo das amostras de sedimento com os valores de ERL e ERM.	123
FIGURA 47: Comparação da concentração de chumbo das amostras de sedimento com os valores de TEL - HA28 e PEL - HA28.	124
FIGURA 48: Comparação da concentração de chumbo das amostras de sedimento com os valores de TEC GQS <sub>consensual</sub> e PEC GQS <sub>consensual</sub> .	124
FIGURA 49: Comparação da concentração de cobre das amostras de sedimento com os valores de TEL e PEL e com o valor de referência.	125
FIGURA 50: Comparação da concentração de cobre das amostras de sedimento com os valores de LEL e SEL.	125
FIGURA 51: Comparação da concentração de cobre das amostras de sedimento com os valores de MET e TET.	126
FIGURA 52: Comparação da concentração de cobre das amostras de sedimento com os valores de ERL e ERM.	126
FIGURA 53: Comparação da concentração de cobre das amostras de sedimento com os valores de TEL - HA28 e PEL - HA28.	127
FIGURA 54: Comparação da concentração de cobre das amostras de sedimento com os valores de TEC GQS <sub>consensual</sub> e PEC GQS <sub>consensual</sub> .	127
FIGURA 55: Comparação da concentração de cromo das amostras de sedimento com os valores de TEL e PEL e com o valor de referência.	128

FIGURA 56: Comparação da concentração de cromo das amostras de sedimento com os valores de LEL e SEL.	128
FIGURA 57: Comparação da concentração de cromo das amostras de sedimento com os valores de MET e TET.	129
FIGURA 58: Comparação da concentração de cromo das amostras de sedimento com os valores de ERL e ERM.	129
FIGURA 59: Comparação da concentração de cromo das amostras de sedimento com os valores de TEL - HA28 e PEL - HA28.	130
FIGURA 60: Comparação da concentração de cromo das amostras de sedimento com os valores de TEC GQS <sub>consensual</sub> e PEC GQS <sub>consensual</sub> .	130
FIGURA 61: Comparação da concentração de zinco das amostras de sedimento com os valores de TEL e PEL e com o valor de referência.	131
FIGURA 62: Comparação da concentração de zinco das amostras de sedimento com os valores de TEL e PEL e com o valor de referência.	131
FIGURA 63: Comparação da concentração de zinco das amostras de sedimento com os valores de MET e TET.	132
FIGURA 64: Comparação da concentração de zinco das amostras de sedimento.	132
FIGURA 65: Comparação da concentração de zinco das amostras de sedimento com os valores de TEL - HA28 e PEL - HA28.	133
FIGURA 66: Comparação da concentração de zinco das amostras de sedimento com os valores de TEC GQS <sub>consensual</sub> e PEC GQS <sub>consensual</sub> .	133
FIGURA 67: Análise granulométrica média das amostras de sedimentos, nos cinco pontos de amostragem.	134
FIGURA 68: Dendrograma dos parâmetros analisados nas amostras de sedimento, usando o método UPGA e a correlação de Pearson como similaridade.	139
FIGURA 69: Gráfico da distribuição da nuvem de variáveis no círculo de correlações.	141
FIGURA 70: Comparação das concentrações de ferro no primeiro ponto com os valores estabelecidos para as classes de	144

enquadramento.

FIGURA 71: Comparação das concentrações de sulfetos no primeiro ponto com os valores estabelecidos para as classes de enquadramento. 145

FIGURA 72: Comparação das concentrações de ferro no segundo ponto com os valores estabelecidos para as classes de enquadramento. 146

FIGURA 73: Comparação das concentrações de sulfetos no segundo ponto com os valores estabelecidos para as classes de enquadramento. 146

FIGURA 74: Comparação das concentrações de DBO no segundo ponto com os valores estabelecidos para as classes de enquadramento. 146

FIGURA 75: Comparação das concentrações de alumínio no segundo ponto com os valores estabelecidos para as classes de enquadramento. 147

FIGURA 76: Comparação das concentrações de ferro no terceiro ponto com os valores estabelecidos para as classes de enquadramento. 148

FIGURA 77: Comparação das concentrações de sulfetos no terceiro ponto com os valores estabelecidos para as classes de enquadramento. 148

FIGURA 78: Comparação das concentrações de DBO no terceiro ponto com os valores estabelecidos para as classes de enquadramento. 148

FIGURA 79: Comparação das concentrações de alumínio no terceiro ponto com os valores estabelecidos para as classes de enquadramento. 149

FIGURA 80: Comparação das concentrações de surfactantes no terceiro ponto os valores estabelecidos para as classes de enquadramento. 149

FIGURA 81: Comparação das concentrações de ferro no quarto ponto com os valores estabelecidos para as classes de enquadramento. 150

FIGURA 82: Comparação das concentrações de sulfetos no quarto ponto com os valores estabelecidos para as classes de enquadramento. 150

FIGURA 83: Comparação das concentrações de DBO no quarto ponto com os valores estabelecidos para as classes de enquadramento.	151
FIGURA 84: Comparação das concentrações de surfactantes no quarto ponto com os valores estabelecidos para as classes de enquadramento.	151
FIGURA 85: Comparação das concentrações de nitritos no quarto ponto com os valores estabelecidos para as classes de enquadramento.	151
FIGURA 86: Comparação das concentrações de ferro no quinto ponto com os valores estabelecidos para as classes de enquadramento.	152
FIGURA 87: Comparação das concentrações de sulfetos no quinto ponto com os valores estabelecidos para as classes de enquadramento.	153
FIGURA 88: Comparação das concentrações de DBO no quinto ponto com os valores estabelecidos para as classes de enquadramento.	153
FIGURA 89: Comparação das concentrações de alumínio no quinto ponto com os valores estabelecidos para as classes de enquadramento.	153
FIGURA 90: Comparação das concentrações de surfactantes no quinto ponto com os valores estabelecidos para as classes de enquadramento.	154
FIGURA 91: Comparação das concentrações de nitrogênio amoniacal no quinto ponto com os valores estabelecidos para as classes de enquadramento.	154
FIGURA 92: Comparação das concentrações de nitritos no quinto ponto com os valores estabelecidos para as classes de enquadramento.	154



## SUMÁRIO

<b>1. INTRODUÇÃO</b>	<b>1</b>
<b>2. OBJETIVOS E JUSTIFICATIVA</b>	<b>5</b>
<b>3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA</b>	<b>6</b>
3.1. Qualidade da água	7
3.2. Padrões de qualidade da água	9
3.3. Legislação	9
3.3.1. Padrão de potabilidade	11
3.3.2. Padrão de corpos de água	12
3.3.3. Padrão de lançamento de efluentes	14
3.4. Critérios e padrões de qualidade da água	15
3.5. Águas no Estado de Minas Gerais	18
<b>4. MATERIAL E MÉTODOS</b>	<b>19</b>
4.1. Área de estudo	19
4.1.1. Hidrografia	19
4.1.1.1. Sub-bacia do Rio Uberabinha	20
4.1.2. Relevo, vegetação e solo	22
4.1.3. Clima	22
4.2. Procedimentos experimentais	23
4.2.1. Composição das amostras	23
4.2.2. Pontos de amostragens	25
4.2.3. Amostras de água do Rio Uberabinha	30
4.2.4. Amostras de sedimento do Rio Uberabinha	30
<b>5. ÁGUA</b>	<b>31</b>
5.1. Parâmetros de qualidade da água analisados	33
5.1.1. Parâmetros físicos	33
5.1.1.1. Cor	33
5.1.1.2. Turbidez	35

5.1.1.3. Sabor e odor	36
5.1.1.4. Temperatura	36
5.1.1.5. Série de sólidos	37
5.1.2. Parâmetros químicos	39
5.1.2.1. pH	39
5.1.2.2. Dureza	40
5.1.2.3. Ferro e manganês	41
5.1.2.4. Cloretos	42
5.1.2.5. Fluoretos	43
5.1.2.6. Série nitrogenada	44
5.1.2.7. Fosfatos	46
5.1.2.8. Sulfatos	47
5.1.2.9. Sulfetos	47
5.1.2.10. Cloro residual	48
5.1.2.11. Surfactantes	48
5.1.2.12. Oxigênio dissolvido	49
5.1.2.13. DBO	51
5.1.2.14. DQO	52
5.1.2.15. Alumínio	52
5.1.2.16. Bário	53
5.1.2.17. Potássio	53
5.1.2.18. Sódio	54
5.1.3. Constituintes metálicos	54
5.2. Metodologia dos parâmetros analisados	59
5.3. Indicadores da qualidade biológica	65
5.3.1. Análise microbiológica da água	66
5.4. Índice de Qualidade de Água - IQA	67
5.4.1. Oxigênio Dissolvido - OD	69
5.4.2. Coliformes Fecais - CF	71
5.4.3. Potencial Hidrogeniônico - pH	71
5.4.4. Demanda Bioquímica de Oxigênio - DBO	71
5.4.5. Nitrato Total - $\text{NO}_3^-$	72
5.4.6. Fosfato Total - $\text{PO}_4^{3-}$	72

5.4.7. Turbidez - Tu	72
5.4.8. Sólidos Totais - ST	72
5.4.9. Variação da Temperatura - $\Delta T$	72
<b>6. SEDIMENTOS</b>	<b>73</b>
6.1. Valores Guia de Qualidade de Sedimentos - VGQS	75
6.2. Referências VGQS - Internacionais	77
6.3. Referências VGQS - Nacionais	80
6.4. Análise granulométrica	82
6.5. Caracterização dos sedimentos	82
6.6. Análise estatística dos dados	82
6.6.1. Análise univariada	83
6.6.1.1. Análise de Variância - ANOVA	84
6.6.2. Análise multivariada	84
6.6.2.1. Análise de agrupamento hierárquico	84
6.6.2.2. Análise de componentes principais	86
<b>7. BIOENSAIOS</b>	<b>88</b>
7.1. Material biológico	89
7.2. Teste do Micronúcleo - MN	89
<b>8. RESULTADOS E DISCUSSÕES</b>	<b>91</b>
8.1 Resultados das análises das amostras de água	91
8.2. Análise gráfica para as amostras de água	94
8.2.1. Parâmetros físicos	94
8.2.2. Parâmetros químicos	96
8.3. Parâmetros microbiológicos	114
8.4. Resultados do Índice de Qualidade da Água - IQA	115
8.5. Resultados das amostras de sedimentos	117
8.6. Análise gráfica para as amostras de sedimentos	117
8.7. Resultados da análise granulométrica	134
8.8. Resultados dos bioensaios	135
8.8.1. Teste do micronúcleo - MN	135

8.8.2. Teste de Dunnett - MN	136
8.9. Resultados das análises estatísticas dos sedimentos	136
8.9.1. Análise de variância	137
8.9.2. Análise multivariada	138
8.10. Resultados pontuais	144
8.10.1. Primeiro ponto de amostragem	144
8.10.2. Segundo ponto de amostragem	145
8.10.3. Terceiro ponto de amostragem	147
8.10.4. Quarto ponto de amostragem	149
8.10.5. Quinto ponto de amostragem	152
<b>9. CONCLUSÕES</b>	<b>155</b>
<b>10. REFERÊNCIAS</b>	<b>158</b>

## 1. INTRODUÇÃO

A conservação das águas, a sua utilização racional e a garantia de acesso assegurada são aspectos importantes na gestão dos recursos hídricos, para o bem estar de todos, para a preservação do meio ambiente e para a resolução de conflitos relacionados à questão hídrica. A ação humana por meio, principalmente, da expansão e intensificação das atividades econômicas e do adensamento populacional de forma desordenada vem ocasionando crescentes problemas sobre os recursos hídricos, alterando o regime hidrológico, a qualidade e a quantidade das águas. Diante dessa realidade é crescente o interesse pelo adequado uso da água e, portanto, ampliam-se os estudos a ela relacionados, o que pode ser evidenciado pelo surgimento de leis específicas para esta finalidade, as quais passam a tratar a água como um recurso escasso e finito, sendo a ela atribuído um valor econômico.

A escassez e o desperdício da água doce representam uma séria e crescente ameaça ao desenvolvimento sustentável e à proteção dos ecossistemas naturais. A saúde e o bem estar do homem, a garantia de alimentos, o desenvolvimento industrial e o equilíbrio ambiental estarão sob risco se a gestão da água e do solo não se tornar efetiva e viável através de ações integradas e participativas do uso desses recursos.

Estima-se que mais de um bilhão de pessoas no mundo sofra com escassez de água e que esta situação tende a se agravar ainda mais. A falta de adequação do uso da água em relação à disponibilidade existente em cada região tem causado muitas preocupações, pois as condições de deterioração da qualidade e redução da oferta caminham no sentido contrário às demandas crescentes nas atividades humanas (COSTA, *et al.*, 2007).

A progressiva demanda de água para as atividades econômicas vem provocando um comprometimento significativo dos corpos d'água. Os cuidados ambientais dos empreendedores e da sociedade, em geral, não têm correspondido à modernização tecnológica aplicada, seja pelo nível crescente de

industrialização, seja pela mecanização e tecnificação da produção rural, associada ao crescimento demográfico.

A implementação de políticas públicas relacionadas ao meio ambiente, com metas ambientais claras, tem o respaldo do programa de monitoramento da qualidade das águas, tanto no que diz respeito à necessidade de medidas corretivas e mitigadoras, quanto no que se refere aos limites de concentração industrial ou ao ordenamento territorial e da produção no campo.

Assim, os dados de monitoramento de qualidade das águas constituem uma das dimensões indispensáveis à correta contextualização da tomada de decisões na gestão do meio ambiente, dentro de uma perspectiva de transparência e associação entre os diferentes atores - governo, sociedade civil organizada, setor produtivo.

A bacia hidrográfica como sistema é composta pelas inter-relações dos subsistemas social, econômico, demográfico e biofísico. Neste sentido, pode ser definida como um espaço caracterizado por um sistema de águas que fluem a um mesmo rio, lago ou mar, cujas modificações são devidas à ação ou interação dos subsistemas sociais e econômicos. A magnitude das inter-relações irá definir: o nível de complexidade e o grau de sobreposição dos subsistemas entre si; e determinar o nível de interdependência dos subsistemas ou o grau de conflito dos diferentes interesses concorrentes no sistema (EMBRAPA, 2006).

Os principais componentes das bacias hidrográficas são o solo, a água, a vegetação e a fauna, que coexistem em permanente e dinâmica interação, respondendo às interferências naturais e aquelas de natureza antrópicas, afetando os ecossistemas como um todo. Os recursos hídricos constituem-se indicadores dos efeitos do desequilíbrio das interações dos respectivos componentes. (SOUZA e FERNANDES, 2000).

As alterações ambientais da bacia hidrográfica como o efeito da erosão e do assoreamento estão interligadas com o uso dos solos na agricultura e pecuária quando incorpora parte ou a totalidade de áreas de preservação permanente -

como as matas ciliares que margeiam os rios - e ampliam as áreas de expansão urbana sem planejamento. A erosão em áreas produtivas rurais ou urbanas é fator de pressão do uso dos recursos naturais, reduzindo os habitats e acelerando a redução da diversidade biológica (SCHIAVETTI e CAMARGO, 2002).

Os recursos hídricos constituem-se indicadores dos efeitos do desequilíbrio das interações dos respectivos componentes. As bacias e sub-bacias hidrográficas vêm-se consolidando como compartimentos geográficos coerentes para planejamento integrado do uso e ocupação dos espaços rurais e urbanos, tendo em vista o desenvolvimento sustentável, no qual se compatibilizam atividades econômicas com qualidade ambiental (SOUZA e FERNANDES, 2000).

Na análise dos processos causadores de problemas ambientais, com origem na bacia hidrográfica ou externo a ela, consideram-se as modificações em sua dinâmica interna, percebendo-se os efeitos *“na fauna e na flora em estado silvestre e em outros elementos naturais. Além de ser parte importante nos processos de desenvolvimento sustentável onde a produção agrícola, pecuária, industrial, cultural esta incluída, em confronto com a caça e a pesca predatória”* (SCHIAVETTI e CAMARGO, 2002).

Considerando-se que o Rio Uberabinha é o principal manancial utilizado para o abastecimento de água do município de Uberlândia, essa pesquisa assume um caráter preventivo, na medida em que promove um diagnóstico das modificações na qualidade da água advindas dos impactos ambientais consequentes da ação antrópica. Podendo contribuir com um prognóstico para eventuais problemas futuros ao longo dessa bacia, gerando subsídios importantes para a análise da tendência evolutiva, possibilitando a proposição de medidas corretivas emergenciais a eventuais processos comprometedores da qualidade da água, que abastece os municípios da região.

Os sedimentos dos rios são considerados substratos para uma grande variedade de organismos que vivem na água, processam matéria orgânica, e servem de alimento para níveis tróficos superiores. Além disso, são melhores

reservatórios ou fontes de metais, pesticidas e outras substâncias químicas, que a água. Dessa forma, o conhecimento da composição química dos sedimentos é de grande relevância quando há interesse em se conhecer os fenômenos de transporte do sistema, traçando um histórico da poluição no ambiente. A determinação de concentrações metálicas neste tipo de matriz geológica pode fornecer importantes informações a respeito do ambiente estudado (SALOMONS e STIGLIANI, 1995).

O uso de parâmetros biológicos para medir a qualidade da água se baseia nas respostas dos organismos em relação ao meio onde vivem. Mesmo em casos de lançamentos contínuos dentro das normas estabelecidas por lei, o uso de biota aquática é uma importante ferramenta na avaliação da qualidade da água. Mesmo estando dentro das normas legais de lançamentos, esses efluentes podem estar degradando as inter-relações biológicas, extinguindo espécies e gerando problemas de qualidade de vida para as populações que utilizam aquele recurso (BUSS *et al.*, 2003).

Organismos usados em testes mutagênicos demonstram uma avaliação realística do potencial de um possível mutágeno para induzir alterações tais como modificação numérica e ou estrutural de cromossomos que resultam em aberrações cromossômicas. Organismos aquáticos, como os peixes, acumulam poluente diretamente de água contaminada ou indiretamente pela ingestão de organismos aquáticos contaminados. Assim, poluente genotóxico pode levar à contaminação não apenas dos organismos aquáticos, mas também de todo o ecossistema e, finalmente, de humanos pela cadeia alimentícia (MATSUMOTO *et al.*, 2006).



## **2. OBJETIVOS**

### **Objetivo geral**

Este estudo tem como objetivo caracterizar as alterações espaciais e temporais das condições e padrões de qualidade da água do Rio Uberabinha, com base na caracterização química da água, na caracterização química dos sedimentos e de testes de micronúcleos em espécimes da ictiofauna, numa forma integrada ainda não realizada nessa sub-bacia.

### **Objetivos específicos**

Contribuir para que a distribuição da água seja mantida em tempos futuros, para a população que dela usufrui;

Identificar e acompanhar, durante o tempo de desenvolvimento dessa pesquisa, a presença de constituintes metálicos nas amostras de sedimento e da água;

Comparar os resultados obtidos com as especificações da legislação vigente e com os dados oriundos de outras pesquisas;

Contribuir para a fixação e controle de metas, pelo poder público, para atingir gradativamente os objetivos requeridos, para a melhoria da qualidade da água;

Avaliar a qualidade da água do Rio Uberabinha utilizando-se análises químicas e microbiológicas, teste de micronúcleos em peixes - TMNP;

Calcular o Índice de Qualidade da Água do Rio Uberabinha, nos pontos de amostragem, com os resultados laboratoriais gerados;

Avaliar a evolução da qualidade das águas do Rio Uberabinha, em relação às classes estabelecidas no enquadramento.

### 3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

Muitos pesquisadores têm desenvolvido seus trabalhos na temática desse estudo. Assim, vale ressaltar trabalhos como o de TORRES, R. J. (2007), que avaliou os impactos causados pelas atividades de drenagem sobre a qualidade dos sedimentos de canal do Porto de Santos, tendo em vista o entendimento das alterações da partição, biodisponibilidade e toxicidade de contaminantes decorrentes destas atividades.

SILVA, E. R. A. (2007) realizou um diagnóstico de contaminação ambiental por metais e metaloides no Rio São Francisco, região de Três Marias - MG, através da análise das concentrações de metais em amostras de água, sedimentos e peixes, sendo os resultados comparados com os critérios de qualidade pertinentes a cada compartimento ambiental. Este diagnóstico confirmou a contaminação por metais na água. Para os sedimentos, as concentrações determinadas mostram altos valores nos pontos mais próximos à fonte pontual, o que representa sério risco de impacto ambiental. E para os peixes, os dados indicaram que os níveis de metais não comprometeram o seu consumo.

ALMEIDA, D. F. (2010) buscou a obtenção e consolidação de informações da qualidade ambiental dos sedimentos de corrente do Rio São Francisco e um de seus efluentes, na região de Três Marias, para subsidiar uma avaliação do impacto dos metais à biota, utilizando uma abordagem denominada balanço-das-evidências - BDE. Os estudos incluíam quantificação de metal total nos sedimentos, avaliação do potencial de biodisponibilidade dos metais nos sedimentos, avaliação da estabilidade geoquímica dos metais nos sedimentos, avaliação do efeito da toxicidade dos sedimentos bem como sua causa e avaliação do efeito da qualidade dos sedimentos à fauna bentônica.

O principal objetivo do trabalho desenvolvido por RUBINGER, C. F. (2009) foi realizar a seleção de métodos de ensaio biológicos utilizados na avaliação toxicológica de efluentes industriais. Em especial visou-se a detecção de testes padronizados utilizados para o ensaio crônico. Buscou-se a identificação de

organismos-teste que pudessem ser mais eficientes na detecção da toxicidade de efluentes em níveis sub-letais ou crônicos.

DORNFELD, C. B. (2006) pesquisou a viabilidade do uso das espécies *Chironomus xanthus* e *Chironomus riparius* na avaliação da qualidade de sedimentos e da contaminação por metais por meio de diferentes ensaios ecotoxicológicos. As amostras de sedimento foram coletadas no rio Monjolinho e tributários. Foi realizada a análise da qualidade da água e do sedimento do sistema utilizando diversas variáveis, tais como nutrientes e metais, sendo possível observar gradientes crescentes de contaminação da nascente em direção à foz do rio.

BENINCÁ, C. (2006) monitorou a qualidade das águas das Lagoas estuarinas do Camacho, Jaguaruna - SC e Santa Marta, Laguna - SC, utilizando *Geophagus brasiliensis* - acará. Avaliou a genotoxicidade através do ensaio cometa em hemácias periféricas e em células renais e do teste do micronúcleo písceo - MNP em hemácias periféricas.

### **3.1. Qualidade da água**

A qualidade da água é um conceito relativo que depende diretamente dos múltiplos usos a que se destina. Na avaliação da qualidade da água é necessário acompanhar as mudanças temporais e espaciais que se produzem devido aos fatores intrínsecos e externos ao sistema aquático em estudo. Esta definição ampla tem sentido quando se quer avaliar a qualidade ecossistêmica do meio, sendo necessário manter todo o ecossistema de estudo com seus componentes e sua funcionalidade (PRAT e WARD, 1997).

A avaliação da qualidade da água, importante ferramenta na gestão de recursos hídricos, passa pela obtenção de dados confiáveis dos corpos d'água de interesse. A Organização Mundial da Saúde sugere três formas básicas para obtenção destes dados (OMS, 2006).

## **Monitoramento**

Prevê o levantamento sistemático de dados em pontos de amostragem selecionados. Visa acompanhar a evolução das condições de qualidade de água ao longo do tempo.

## **Vigilância**

Implica em uma avaliação contínua da qualidade da água. Busca detectar alterações instantâneas de modo a permitir providências imediatas para resolver ou contornar o problema.

## **Estudo especial**

É projetado para atender às necessidades de um estudo em particular. Geralmente é feito através de campanhas de determinada duração.

Em qualquer dos métodos utilizados, a seleção dos parâmetros físico-químicos ou biológicos de qualidade da água deve levar em conta os usos previstos para o corpo d'água e as fontes de poluição existentes na sua área de drenagem.

A qualidade física consiste na identificação de parâmetros que representam, de forma indireta, a concentração de sólidos - em suspensão ou dissolvidos - na água, responsáveis pela sua aparência. Águas com elevado conteúdo de sólidos comprometem a eficiência da desinfecção, pois os sólidos podem se associarem aos microrganismos.

A qualidade química é medida pela identificação do componente na água, por meio de métodos laboratoriais específicos. Os componentes químicos não devem estar presentes na água acima de certas concentrações determinadas com o auxílio de estudos epidemiológicos e toxicológicos. As concentrações limites toleráveis significam que a substância, se ingerida por um indivíduo de constituição física mediana, em certa quantidade diária, durante um determinado período de vida, adicionada a exposição da mesma substância por outros meios, submete o indivíduo a um risco de acometimento por uma enfermidade crônica resultante. Os grupos de substâncias, com efeitos sobre a saúde humana são as

substâncias químicas inorgânicas, como os metais pesados, e as orgânicas, como os solventes.

A avaliação da qualidade microbiológica da água é importante pelo número e diversidade de microrganismos patogênicos, em geral de origem fecal, que pode estar presente na água. Devido à dificuldade de avaliar a presença de todos os microrganismos na água, a técnica adotada é a de se verificar a presença de organismos indicadores, que reúnem características de conveniência operacional e de segurança sanitária, sua ausência na água significa a ausência de outros patogênicos. Os organismos mais utilizados para essa finalidade são as bactérias do grupo coliforme.

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

Além dos requisitos de qualidade, que traduzem de forma generalizada e conceitual a qualidade desejada para a água, há a necessidade de se estabelecer também padrões de qualidade. Os teores máximos de impurezas permitidos na água, em função do seu uso, constituem os padrões de qualidade. Os padrões devem ser cumpridos, mediante a legislação, federal, estadual e municipal, que estabelecem limites individuais para cada substância, em função do uso previsto para a água.

### **3.3. Legislação**

A Lei nº 9.433 de 8 de janeiro de 1997, instituiu a Política Nacional de Recursos Hídricos, no Brasil, criou o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, entre outras medidas.

No Capítulo I Dos Fundamentos, tem-se:

Art. 1º A Política Nacional de Recursos Hídricos baseia-se nos seguintes fundamentos:

I- a água é um bem de domínio público;

- II- a água é um recurso natural limitado, dotado de valor econômico;
- III- em situações de escassez, o uso prioritário dos recursos hídricos é o consumo humano e a dessedentação de animais;
- IV- a gestão dos recursos hídricos deve sempre proporcionar o uso múltiplo das águas;
- V- a bacia hidrográfica é a unidade territorial para implementação da Política Nacional de Recursos Hídricos e atuação do Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos;
- VI- a gestão dos recursos hídricos deve ser descentralizada e contar com a participação do Poder Público, dos usuários e das comunidades.

No Capítulo IV Dos Instrumentos, o Art. 5º apresenta os instrumentos da Política Nacional de Recursos Hídricos:

- I- os Planos de Recursos Hídricos;
- II- o enquadramento dos corpos de água em classes, segundo os usos preponderantes da água;
- III- a outorga dos direitos de uso de recursos hídricos;
- IV- a cobrança pelo uso de recursos hídricos;
- V- a compensação a municípios;
- VI- o Sistema de Informações sobre Recursos Hídricos.

Nesse Capítulo, na Seção II Do Enquadramento dos Corpos de Água em Classes, Segundo os Usos Preponderantes da Água, tem-se:

Art. 9º O enquadramento dos corpos de água em classes, segundo os usos preponderantes da água, visa a:

- I- assegurar às águas qualidade compatível com os usos mais exigentes a que forem destinadas;
- II- diminuir os custos de combate à poluição das águas, mediante ações preventivas permanentes.

Art. 10. As classes de corpos de água serão estabelecidas pela legislação ambiental.

Assim, a Lei instituiu no País a criação dos Comitês de Bacias Hidrográficas como forma de gerenciamento dos recursos hídricos. A criação dos Comitês permitiu que, além do governo, a sociedade civil e os empresários pudessem participar do plano de gestão desses recursos. A Lei possibilitou ainda, a criação do Sistema de Informações sobre Recursos Hídricos que é um sistema de coleta,

tratamento, armazenamento e recuperação de informações sobre recursos hídricos e fatores correlatos que visa reunir, dar consistência, divulgar dados e informações qualitativas e quantitativas de todo o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, com a obtenção descentralizada de informações e coordenação unificada.

### **3.3.1. Padrão de potabilidade**

O Decreto nº 79.367 de 9 de março de 1977 atribuiu ao Ministério da Saúde a responsabilidade por editar normas e o padrão de potabilidade da água para consumo humano, bem como zelar pelo seu efetivo cumprimento. Em atendimento ao Decreto, o Ministério da Saúde elaborou a primeira legislação federal sobre potabilidade da água, Portaria Bsb nº 56 de 1977. A revisão dessa portaria resultou na publicação da Portaria GM nº 36 de 1990, que por sua vez foi substituída pela Portaria MS nº 1469 de 2000, mas que só entrou em vigor em 2002. Em 2004, novas atualizações resultaram na Portaria MS nº 518, que estabeleceu os procedimentos e responsabilidades relativos ao controle e vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade, entre outras providências.

No entanto, devido ao aumento da carga poluente nos meios hídricos por intensificação de processos agrícolas e urbanos, a atualização frente aos avanços do conhecimento técnico-científico, a publicação da 3ª Edição dos Guias de Qualidade da Água para Consumo Humano da Organização Mundial da Saúde e da Lei de Saneamento Básico - Lei nº 11.445 de 2007, a revisão da Portaria MS nº 518/2004 foi promovida. Desse processo, resultou a publicação da Portaria MS nº 2914 em 12 de dezembro de 2011, que dispõe sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade.

Na Portaria MS nº 2914/2011 foram alteradas as definições de água potável, sistema de abastecimento de água, solução alternativa coletiva e vigilância da qualidade da água para consumo humano. Enquanto que as definições de água para consumo humano, água tratada, padrão de potabilidade e padrão

organoléptico, rede de distribuição, solução alternativa individual, habitação unifamiliar, garantia da qualidade, intermitência, integridade do sistema de distribuição e passagens de fronteiras terrestres foram incluídas.

As principais alterações na Portaria MS nº 2914/2011 no Capítulo V do Padrão de Potabilidade em relação às substâncias químicas foram: a inclusão de 15 substâncias químicas que representam risco a saúde, a inclusão de 2 substâncias no padrão organoléptico de potabilidade, a inclusão de 2 substâncias para análise de radioatividade, a alteração de valores máximos permitidos em 7 parâmetros, a alteração na composição em 6 parâmetros. Em relação aos parâmetros microbiológicos foi excluído o parâmetro coliforme termotolerante, permanecendo a *Escherichia coli* por ser um indicador inequívoco de poluição fecal recente. Foram estabelecidas metas progressivas para que o valor máximo permitido da turbidez seja reduzido para 0,5 uT na saída do tratamento em 25% das amostras mensais, no primeiro ano e 95% das amostras no 4º ano. Para a desinfecção da água foi ampliada a relação de produtos e metodologias autorizadas para o tratamento da água: ozônio e radiação ultravioleta.

### **3.3.2. Padrão de corpos de água**

A Lei nº 6.938 de 31 de agosto de 1981 estabeleceu a Política Nacional do Meio Ambiente, seus fins e mecanismos de formulação e aplicação, entre outras providências introduziu os conceitos de poluição e de degradação da qualidade ambiental. Uma das grandes conquistas dessa lei foi a criação do Conselho Nacional do Meio Ambiente - CONAMA - um conselho multi-setorial, intergovernamental, e multi-representativo, com condições de agir de forma consultiva e principalmente deliberativa em relação às questões técnicas ambientais. Nele estão representados todos os estados, os municípios, as associações de defesa do ambiente nos municípios, forças produtivas, como agricultura, comércio e indústria. Assim, as decisões referentes à exploração de recursos naturais, como a água, o ar, a floresta, toda a biodiversidade passaram a ser tomadas por meio de suas resoluções.



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, entre outras providências.

No Capítulo I Das Definições, Art. 2º, dessa resolução, são adotadas as definições:

- I- águas doces: águas com salinidade igual ou inferior a 0,5‰;
- II- águas salobras: águas com salinidade superior a 0,5‰ e inferior a 30‰;
- III- águas salinas: águas com salinidade igual ou superior a 30‰;

No Capítulo II Da Classificação dos Corpos de Água, Art.3º, dessa resolução, tem-se que: *“As águas doces, salobras e salinas do Território Nacional são classificadas, segundo a qualidade requerida para os seus usos preponderantes, em treze classes de qualidade.”* Sendo que, o enquadramento dos corpos de água, na resolução foi definido como *“o estabelecimento da meta ou objetivo de qualidade da água a ser, obrigatoriamente, alcançado ou mantido em um segmento de corpo de água, de acordo com os usos preponderantes pretendidos, ao longo do tempo”*.

No Capítulo II, na Seção I Das Águas Doces, Art.4º, tem-se a classificação das águas doces em classes:

**I - classe especial:** águas destinadas

- a) ao abastecimento para consumo humano, com desinfecção;
- b) à preservação do equilíbrio natural das comunidades aquáticas;
- c) à preservação dos ambientes aquáticos em unidades de conservação de proteção integral.

**II - classe 1:** águas que podem ser destinadas:

- a) ao abastecimento para consumo humano, após tratamento simplificado;
- b) à proteção das comunidades aquáticas;
- c) à recreação de contato primário, tais como natação, esqui aquático e mergulho;
- d) à irrigação de hortaliças que são consumidas cruas e de frutas que se desenvolvam rentes ao solo e que sejam ingeridas cruas sem remoção de película;
- e) à proteção das comunidades aquáticas em Terras Indígenas.

**III - classe 2:** águas que podem ser destinadas:

- a) ao abastecimento para consumo humano, após tratamento convencional;
- b) à proteção das comunidades aquáticas;
- c) à recreação de contato primário, tais como natação, esqui aquático e mergulho;
- d) à irrigação de hortaliças, plantas frutíferas e de parques, jardins, campos de esporte e lazer, com os quais o público possa vir a ter contato direto;
- e) à aquicultura e à atividade de pesca.

**IV - classe 3:** águas que podem ser destinadas:

- a) ao abastecimento para consumo humano, após tratamento convencional ou avançado;
- b) à irrigação de culturas arbóreas, cerealíferas e forrageiras;
- c) à pesca amadora;
- d) à recreação de contato secundário;
- e) à dessedentação de animais.

**V - classe 4:** águas que podem ser destinadas:

- a) à navegação;
- b) à harmonia paisagística.

Para cada uma dessas classes descritas, na Seção II Das Águas Doces, Art.14, desta resolução, são fixadas as condições e padrões orgânicos e inorgânicos de qualidade de água a serem seguidos. Sendo que, os parâmetros inorgânicos são em nº de 32 e os parâmetros orgânicos são em nº de 55, para as águas doces.

**3.3.3. Padrão de lançamento de efluentes**

A Resolução CONAMA nº 357/2005, trata no Capítulo IV Das Condições e Padrões de Lançamento de Efluentes. Apresentando no Art. 34. § 5º a Tabela X Padrões de lançamento de efluentes, relacionando parâmetros inorgânicos e orgânicos nos valores máximos permitidos.

Ressalta-se que essa resolução foi alterada pela Resolução CONAMA nº 397 de 03 de abril de 2008, que altera o inciso II do § 4º e a Tabela X do § 5º do Art. 34 e acrescenta os § 6º e 7º. Sendo mais uma vez complementada e alterada

pela Resolução CONAMA nº 430 de 13 de maio de 2011, que dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, em vigor.

### **3.4. Critérios e padrões de qualidade da água**

O padrão de potabilidade, os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água são estabelecidos pelo Ministério da Saúde, conforme a Portaria MS nº 2914/2011. A classificação dos corpos de água e as diretrizes ambientais para o seu enquadramento foram estabelecidas pelo Conselho Nacional do Meio Ambiente - CONAMA - de acordo com a Resolução CONAMA nº 357/2005. Sendo que, para as condições e padrões de lançamento de efluentes, essa resolução foi complementada e alterada pela Resolução CONAMA nº 430/2011.

Os critérios de qualidade da água são baseados nos dados toxicológicos obtidos através de experimentos, estudos epidemiológicos e cenários genéricos de exposição, ou seja, são produtos do processo de avaliação de risco. As informações toxicológicas, sobre um composto químico, mais utilizadas em estudos de avaliação de risco são: dados de toxicidade aguda, de toxicidade crônica, de genotoxicidade, de efeitos à reprodução, de ecotoxicidade, sobre a sua capacidade de fotodegradação, de hidrólise, de biodegradação e ainda sobre o seu transporte e distribuição na água (UMBUZEIRO *et. al.*, 2010).

Os padrões de qualidade da água levam em consideração, além dos critérios cientificamente estabelecidos, a disponibilidade de métodos analíticos, de tecnologia de tratamento para remoção dos toxicantes aos níveis desejados, fatores políticos, econômicos e sociais do país, que são definidos através de processos denominados gerenciamento do risco (US-EPA, 1991).

Critérios de qualidade de água são os Valores Máximos Permitidos - VMP, para cada substância química presente na água, que garantem os seus usos pretendidos. Os critérios de qualidade de água devem ser estabelecidos em função de cada um dos seus usos. Para definição desses critérios são

necessários dados oriundos dos estudos toxicológicos, conforme citados, bem como o estabelecimento de cenários de exposição apropriados.

Os agentes químicos para os quais se estabelecem critérios de qualidade de água são aqueles que têm probabilidade de ocorrência no país e são capazes de causar efeitos adversos ou desconforto aos seres vivos. Esses agentes podem estar presentes na água devido a características geológicas naturais ou por fontes de contaminação antropogênicas. No caso específico da água para abastecimento público o valor máximo permitido - VMP - pode ser definido como o nível máximo de um contaminante presente na água destinada a consumo humano. O valor deve ser definido para os compostos químicos que pode causar efeitos adversos após longos períodos de exposição ou aqueles que possam causar seus efeitos após uma única exposição. Deve ser determinado também para substâncias que podem tornar a água não potável por alterar o seu sabor, odor ou cor. (UMBUZEIRO *et. al.*, 2010).

A obtenção desses VMP depende: do dado toxicológico adotado pelo país, denominado Ingresso Diário Tolerável - TDI; dos valores escolhidos para as diferentes variáveis do cenário de exposição, como peso corpóreo da espécie, consumo de água e porcentagem de ingresso do composto via água; fatores de incerteza aplicados entre outros. Também é necessário considerar a viabilidade técnica e econômica de se quantificar o composto bem como de removê-lo aos níveis desejados. O valor obtido e as consequências de sua aplicação devem ser analisados pelos gestores públicos e nesse contexto pode ser alterado considerando o custo-benefício do ponto de vista estratégico de cada país. (VAN LEUWEEN, 2000).

A informação sobre a toxicidade de cada substância química - expressa normalmente em NOAEL - nível de efeito adverso não observado ou LOAEL - menor nível onde se observa efeito adverso - obtida através de experimentos com animais e dados epidemiológicos. Esses dados são obtidos para cada espécie-teste, mamíferos, plantas, microrganismos, entre outros. A esses dados aplica-se os fatores de incerteza os quais são escolhidos em função da qualidade

dos dados toxicológicos disponíveis e variabilidade da resposta inter e intra-espécie, entre outros fatores (FALK-FILIPSSON *et al.*, 2007).

Para a proteção da vida aquática em vez de utilizar-se TDI, como dados de referência para o cálculo dos critérios de qualidade da água, utiliza-se o conceito de concentração máxima tolerável. Neste caso, os organismos vivem toda sua vida na água, e as avaliações toxicológicas são realizadas nesse meio. O método utilizado é o das oito famílias, que se baseia na utilização de dados de toxicidade correspondente pelo menos a oito famílias diferentes de animais, e uma de algas ou plantas vasculares, as espécies a serem consideradas deve estar relacionada ao país. (UMBUZEIRO *et al.*, 2010).

Enquanto os efeitos adversos de uma determinada substância ou mistura não forem estudados e seu modo de ação conhecidos, não é possível calcular os riscos da exposição, devendo-se, portanto reduzir a exposição dos organismos ao máximo até que doses seguras possam ser estabelecidas. Como a capacidade de produção de substâncias novas é muito maior do que a capacidade de realização de avaliação da toxicidade das mesmas, muitas vezes as agências reguladoras deparam-se com a necessidade de regulamentarem substâncias para as quais não se dispõe de qualquer dado toxicológico. Nesse sentido a Alemanha, com base em estudos científicos e o princípio da precaução, utilizam o valor provisório de 0,1 µg/L da substância ou mistura como padrão de potabilidade enquanto dados científicos suficientes sobre a substância não estão disponíveis (GRUMMT *et al.*, 2007).

No Brasil, essa é uma área que requer ainda muita pesquisa. Para todos os usos da água será necessário definir protocolos padronizados de forma integrada entre as agências reguladoras envolvidas. Assim, a legislação deve se pautar na evolução do conhecimento técnico-científico e ser dinâmica para acompanhar essa evolução, garantindo a proteção dos organismos que utilizam a água e a adequada gestão dos recursos hídricos. (UMBUZEIRO *et al.*, 2010).

### **3.5. Águas no Estado de Minas Gerais**

Em Minas Gerais, a Constituição Estadual de 1989 apresentou ações gerais para o gerenciamento e proteção dos recursos hídricos mineiros. A Lei Estadual 12.584 de 1997 criou o Instituto Mineiro de Gestão das Águas - IGAM - com a finalidade de contribuir para a implementação da Política Estadual de Recursos Hídricos e proceder à avaliação da rede de monitoramento da qualidade das águas no Estado.

O IGAM é responsável pela concessão de direito de uso dos recursos hídricos estaduais, pelo planejamento e administração de todas as ações voltadas para a preservação da quantidade e da qualidade de águas do Estado. Coordena, orienta e incentiva a criação dos comitês de bacias hidrográficas, entidades que, de forma descentralizada, integrada e participativa, gerenciam o desenvolvimento sustentável da região onde atuam.

O monitoramento da qualidade das águas superficiais e subterrâneas de Minas Gerais é realizado pelo Projeto Águas de Minas, em execução desde 1997. O programa disponibiliza uma série histórica da qualidade das águas no Estado e gera dados para o gerenciamento dos recursos hídricos. Nesse projeto, a parte mineira da bacia hidrográfica do rio Paranaíba é dividida em três Unidades de Planejamento e Gestão de Recursos Hídricos - UPGRH - PN1, que corresponde ao alto curso do rio Paranaíba; PN2, relativo à sub-bacia do rio Araguari, que tem como um dos principais afluentes o Rio Uberabinha e PN3, correspondente ao baixo curso do rio Paranaíba (IGAM, 2009).

A rede de monitoramento de água deste projeto é constituída por estações de amostragem distribuídas por todo o Estado. Na Unidade de Planejamento e Gestão de Recursos Hídricos - PN2 - duas dessas estações estão situadas no Rio Uberabinha. A primeira delas PB023 estabelecida em 13/08/1997, situa-se a jusante da cidade de Uberlândia, nas coordenadas 18° 46' 07,10"S e 48° 26' 11,60"W com uma altitude de 650 m. Enquanto, a segunda PB022 estabelecida em 02/03/2000, se localiza a montante da cidade de Uberlândia, nas coordenadas 18° 59' 08,00"S e 48° 12' 42,00"W com uma altitude de 864 m.

## **4. MATERIAL E MÉTODOS**

### **4.1. Área de estudo**

O município de Uberlândia está localizado no estado de Minas Gerais, na mesorregião do Triângulo Mineiro e Alto Paranaíba, entre as coordenadas geográficas 18°33'59.00" e 19°13'59.00"S; 47°02'59.00" e 48°49'59.00"W. Possui uma população de aproximadamente 604.013 habitantes, com uma área de 4.115,21 km<sup>2</sup> e densidade demografica de 146,78 hab/km<sup>2</sup> (IBGE, 2010).

#### **4.1.1. Hidrografia**

O município de Uberlândia é drenado pelas bacias hidrográficas do Rio Tijuco e Rio Araguari, ambos afluentes do Rio Paranaíba. Na bacia do Rio Araguari, destaca-se a sub-bacia do Rio Uberabinha, objeto desse estudo, inserida parcialmente nos municípios de Uberaba, Uberlândia e Tupaciguara.

O Rio Uberabinha possui uma extensão de 149,8 km. Suas nascentes estão localizadas a noroeste do município de Uberaba onde estende por 15,4 km antes de adentrar no município de Uberlândia. A partir da divisa municipal percorre no sentido sudeste-noroeste até chegar à sua foz no rio Araguari uma distância de aproximadamente 134,4 km.

A malha urbana de Uberlândia é limitada pelo Rio Uberabinha ao sul, que percorre, cortando a mesma até seu limite noroeste por aproximadamente 27.760 metros. Por muitos anos os esgotos produzidos na cidade foram lançados diretamente no rio tornando-o mais que um problema, mas um local indesejável e inadequado à permanência ou utilização pela população. Dentre os aspectos relacionados à sua importância destaca-se uma grande função por ele desempenhada, abastecer a cidade de Uberlândia com água. (SEPLAMA, 2007).

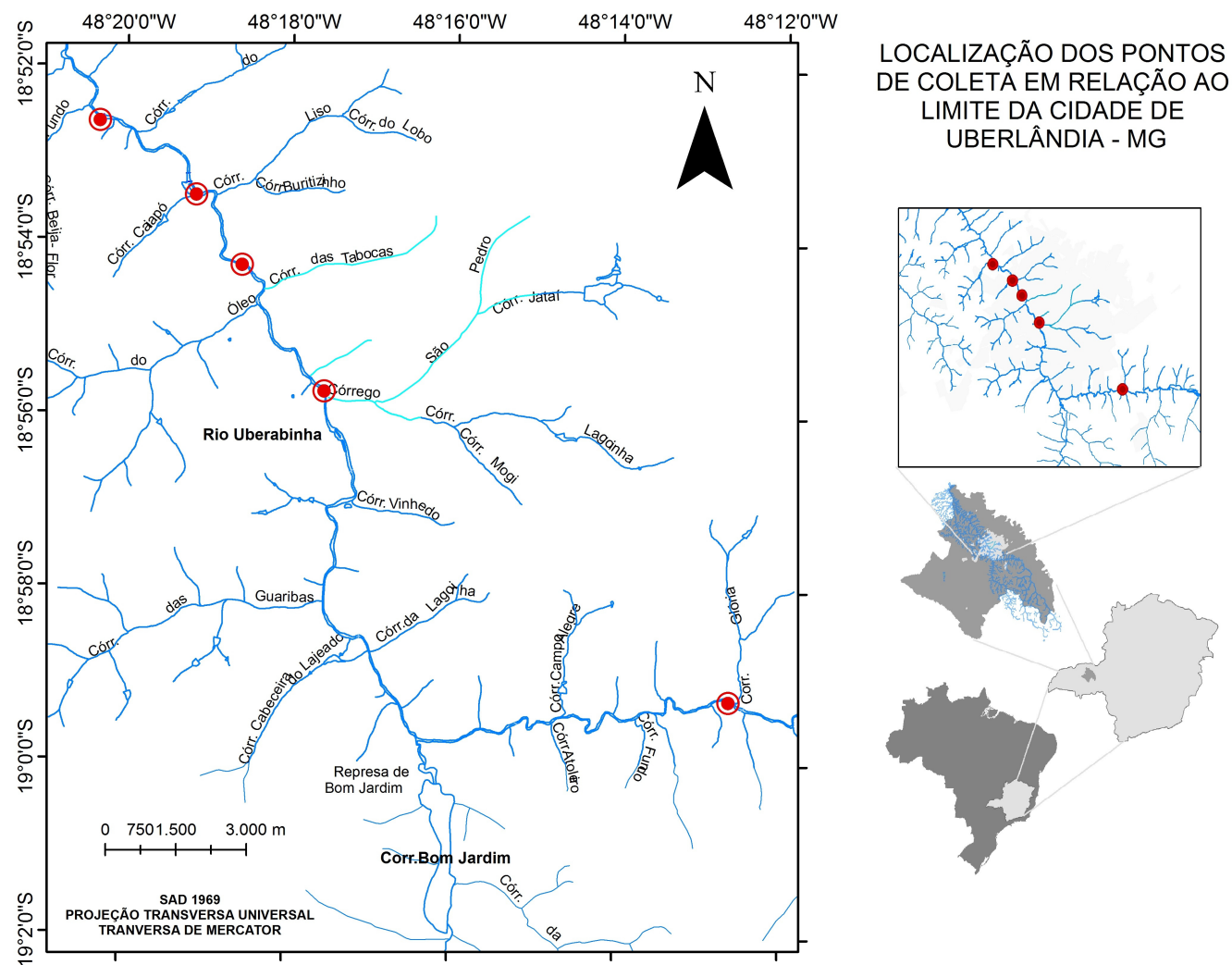
#### **4.1.1.1. Sub-bacia do Rio Uberabinha**

A sub-bacia do Rio Uberabinha está localizada no Triângulo Mineiro, nos municípios de Uberaba, Uberlândia e Tupaciguara, entre as coordenadas geográficas 18° 36' a 19° 21' S e 47° 51' a 48° 33' W. O Rio Uberabinha nasce na porção norte do município de Uberaba, a quase 1000 m de altitude, atravessa o município de Uberlândia e área urbana no sentido SE - NO, e deságua no rio Araguari, tendo sua foz em 550 m de altitude, fazendo a divisa entre os municípios de Uberlândia e Tupaciguara.

A área total da sub-bacia hidrográfica do Rio Uberabinha é de aproximadamente 2000 km<sup>2</sup>, possuindo em torno de quarenta e nove afluentes. Dentre os principais afluentes na zona rural estão: córrego do Jacaré, córrego do Carço, córrego do Roncador, córrego do Abril, Ribeirão Beija-flor e Bom Jardim, Rio das pedras. E na área urbana: Córrego Cajuba, São Pedro, Córrego das Tabocas, Córrego do Óleo, Córrego Jataí, Córrego Lagoinha, Córrego do Salto, Córrego Guariba, Córrego do Lobo, Córrego Moji, Córrego do Cavalo, Córrego do Vinhedo, Córrego Buritizinho.

O Rio Uberabinha sempre desempenhou importante papel na história do desenvolvimento de Uberlândia, tendo sido apropriado pela população de diferentes formas ao longo de sua extensão. Á montante da ocupação urbana está localizada uma das estações de captação e tratamento da água que abastece a cidade, onde prevalecia a ocupação de fazendas, chácaras e ainda, clubes de lazer, utilizados para natação e esqui aquático. Porém, á jusante de um dos clubes, o rio foi depositário do esgoto urbano que chegava até ele, principalmente, através de seus afluentes, os córregos São Pedro e Tabocas, como apresentados na FIGURA 01. Neste trecho, a ocupação dos espaços se deu de forma esparsa, com usos que incluíam criações de animais ou atividades industriais, que lançavam seus efluentes no mesmo. Tais ocupações interferiam na vegetação original, inclusive em áreas de nascentes. (SEPLAMA, 2007).





**FIGURA 01:** Principais afluentes do Rio Uberabinha. **Adaptação:** Vasconcelos, M.G., Andrade, S.L., 2011.

A região das nascentes do Rio Uberabinha é um chapadão, onde a vegetação natural é o campo cerrado. Ocorrem também extensas áreas de brejo, constituídas de solos úmidos, com espessos horizontes de argila branca recoberta de turfa. É neste ambiente que aparecem os covais, um ecossistema importante para a manutenção do regime hídrico do rio, além de ser um refúgio para a fauna silvestre. No alto curso as águas mansas correm por vales abertos com amplas planícies de inundação onde ocorrem capões de mata e lagoas temporárias. Na descida em direção à cidade, o Rio Uberabinha percorre áreas de lavouras, pastagens e reflorestamento. (SEPLAMA, 2007).

#### **4.1.2. Relevo, vegetação e solo**

O município de Uberlândia está situado no domínio dos Planaltos e Chapadas da Bacia Sedimentar do Paraná, estando inserido na subunidade do Planalto Meridional da Bacia do Paraná caracterizando-se por ser tabular, levemente ondulado, com altitude inferior a 1.000 m (BRASIL, 1983).

Na área de topos planos estão as nascentes do Rio Uberabinha e de seu afluente, Ribeirão Bom Jardim, fornecedores de água para a cidade de Uberlândia. Nas proximidades da área urbana, o relevo apresenta-se mais ondulado, com altitude que varia de 800 a 900 m. Os rios e córregos correm sobre o basalto, apresentando várias cachoeiras e corredeiras, onde os solos são férteis, do tipo Latossolo Vermelho e Vermelho-Escuro. As declividades apresentam-se suaves, geralmente inferiores a 30% (SEPLAMA, 2007).

#### **4.1.3. Clima**

O município de Uberlândia está sob a influência de circulação dos sistemas atmosféricos tropicais. O clima é controlado pelas massas de ar Continental, Equatorial e Tropical; e Atlântica, Polar e Tropical. Os deslocamentos dessas massas de ar são responsáveis pela marcante alternância de estações úmidas e secas, e respondem direta e indiretamente, pelas condições climáticas em nossa região (SEPLAMA, 2007).

O clima predominante de Uberlândia é classificado como tropical de altitude, com temperaturas amenas e precipitações pluviométricas repartidas em duas estações: úmida e seca (SEPLAMA, 2007).

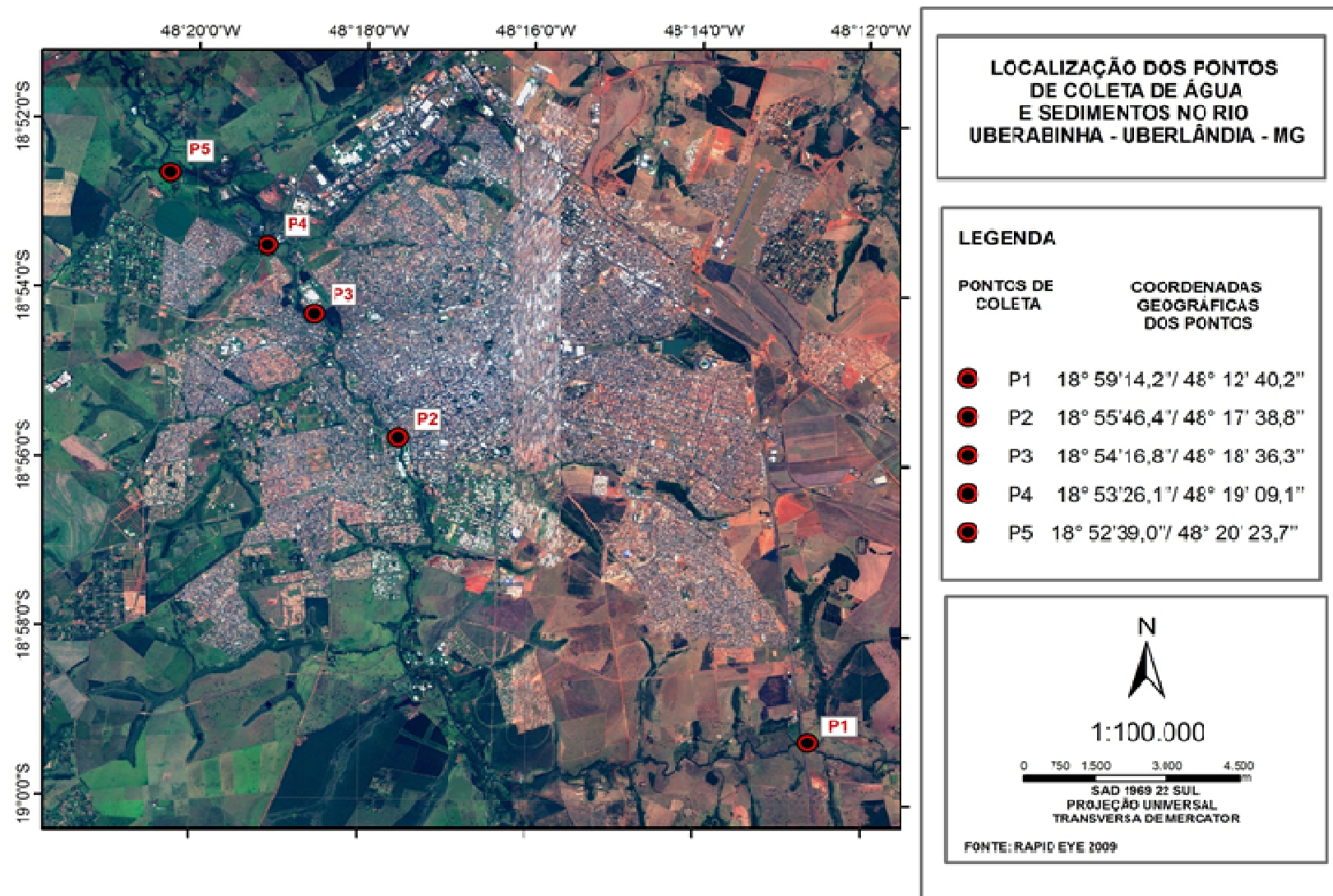
## **4.2. Procedimentos experimentais**

Para a consecução dos objetivos propostos, considerando-se a sub-bacia do Rio Uberabinha, foi elaborado um plano experimental específico de amostragem e identificação dos pontos de captação da água, tomando-se as suas coordenadas geográficas com o uso de GPS - *Global Positioning System*. Para a definição dos cinco locais de coleta, procurou-se identificar as áreas que caracterizam as condições naturais de escoamento das águas e as principais interferências antrópicas, relacionadas às atividades industriais, a ocupação agrícola e as descargas de efluentes.

O primeiro ponto foi escolhido à montante do perímetro urbano da cidade de Uberlândia; o segundo, terceiro e quarto dentro da área urbana, e o quinto a jusante. A localização dos pontos, apresentada na FIGURA 02, permitiu a elaboração de análises físico-químicas comparativas das atuais situações das águas e dos sedimentos do Rio Uberabinha, visando caracterizar a sua qualidade. As análises das amostras foram realizadas com medições em campo, nos locais indicados pelas FIGURAS 03 a 12 e com análises laboratoriais, constituindo a etapa final dessa pesquisa.

### **4.2.1. Composição das amostras**

Foram realizadas quatro campanhas de coleta de amostras de água e de sedimentos em diferentes épocas do ano, nos dias: 03 de abril de 2009, 24 de junho de 2009, 09 de outubro de 2009 e 14 de abril de 2010; correspondentes ao final do período chuvoso, ao período seco e ao crítico do seco e na transição entre os períodos chuvoso e seco, respectivamente, nos cinco pontos de amostragem estabelecidos. Adotou-se nessa pesquisa, tanto para água como para o sedimento, o procedimento de coletar três amostras, num mesmo ponto, sendo as amostras recompostas em uma única (CARVALHO, 2000).



**FIGURA 02:** Localização dos pontos de coleta das amostras. **Adaptação:** Vasconcelos, M.G., Andrade, S.L., 2011.

#### 4.2.2. Pontos de amostragens

**Ponto 1** - Montante do perímetro urbano de Uberlândia - BR 050



**FIGURA 03:** Localização do primeiro ponto de amostragem.  
Fonte: Google earth, imagem Landsat 2010

O primeiro ponto de amostragem localiza-se nas coordenadas geográficas 18°59'14,2"S e 48°12' 40,2"W.



**FIGURA 04:** Foto do primeiro ponto de amostragem.  
Fonte: Vasconcelos, M.G., 2009



## Ponto 2 - Ponte Kamil Mitri Mikhail



**FIGURA 05:** Localização do segundo ponto de amostragem.  
**Fonte:** Google earth, imagem Landsat 2010

O segundo ponto de amostragem, distante 17.873 metros do primeiro ponto, localiza-se nas coordenadas geográficas  $18^{\circ}55'46,4''\text{S}$  e  $48^{\circ}17'38,8''\text{W}$ .



**FIGURA 06:** Foto do segundo ponto de amostragem.  
**Fonte:** Vasconcelos, M.G., 2009

**Ponto 3** - Ponte da Rua do Níquel - Imedições da Empresa Sadia



**FIGURA 07:** Localização do terceiro ponto de amostragem  
**Fonte:** Google earth, imagem Landsat 2010

O terceiro ponto de amostragem, distante 21.514 metros do primeiro ponto, localiza-se nas coordenadas geográficas  $18^{\circ}54'16,8''\text{S}$  e  $48^{\circ}18'36,3''\text{W}$ .



**FIGURA 08:** Foto do terceiro ponto de amostragem.  
**Fonte:** Vasconcelos, M.G., 2009



#### **Ponto 4 - Ponte do Anel Viário**



**FIGURA 09 :** Localização do quarto ponto de amostragem.  
**Fonte:** Google earth, imagem Landsat 2010

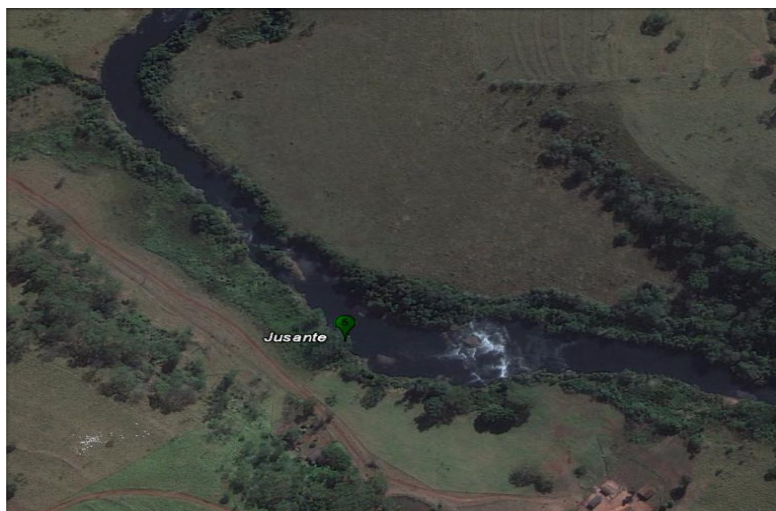
O quarto ponto de amostragem, distante 23.943 metros do primeiro ponto, localiza-se nas coordenadas geográficas  $18^{\circ}53'26,1''\text{S}$  e  $48^{\circ}19'09,1''\text{W}$ .



**FIGURA 10:** Foto do quarto ponto de amostragem.  
**Fonte:** Vasconcelos, M.G., 2009



**Ponto 5** - Fazenda Capim Branco - Universidade Federal de Uberlândia



**FIGURA 11:** Localização do quinto ponto de amostragem.

**Fonte:** Google earth, imagem Landsat 2010.

O quinto ponto de amostragem, distante 26.961 metros do primeiro ponto, localiza-se nas coordenadas geográficas  $18^{\circ}52'39''\text{S}$  e  $48^{\circ}20'23,7''\text{W}$ .



**FIGURA 12:** Foto do quinto ponto de amostragem.

**Fonte:** Vasconcelos, M.G., 2009

As amostras de água e sedimentos foram acondicionadas em caixas isotérmicas refrigeradas e encaminhadas para os Laboratórios do Instituto de Química, o Laboratório de Microbiologia do Curso de Engenharia Ambiental, o Laboratório de Solos do Instituto de Ciências Agrárias da Universidade Federal de Uberlândia, para as análises e determinações.

#### **4.2.3. Amostras de água do Rio Uberabinha**

As amostras de água do Rio Uberabinha foram coletadas com base nas normas técnicas da Associação Brasileira de Normas Técnicas - ABNT. Neste estudo foram utilizadas as NBR 9898 (ABNT, 1987) que trata da preservação e técnicas de amostragem de efluentes líquidos e corpos receptores, em conjunto com as complementares NBR 9896 (ABNT, 1986) - poluição das águas - terminologia e a NBR 9897 (ABNT, 1986) - planejamento de amostragem de efluentes líquidos e corpos receptores - procedimentos.

A avaliação dos parâmetros inorgânicos, relativos às águas doces, investigados nesta pesquisa, foi realizada com utilização, entre outras, da Resolução CONAMA nº 357/2005, 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. A qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade foram avaliados pela Portaria MS nº 2914/2011 e pelas recomendações da Organização Mundial da Saúde (OMS, 2006).

#### **4.2.4. Amostras de sedimento do Rio Uberabinha**

As amostras de sedimentos marginais foram submetidas à digestão com utilização de ácido clorídrico à quente para serem solubilizadas e posteriormente analisadas quanto a presença de metais. As análises foram realizadas nos laboratórios do Instituto de Química da Universidade Federal de Uberlândia, segundo normas da *Standard Methods for Examination Water and Wastewater* (APHA, 2005), sendo utilizada a técnica de espectrofotometria de absorção

atômica em chama com a utilização de um espectrofotômetro de absorção atômica em chama marca CG, modelo AA905.

## 5. ÁGUA

As características físicas, químicas e biológicas da água estão associadas a uma série de processos que ocorrem no corpo hídrico e em sua bacia de drenagem. Ao se abordar a questão da qualidade da água, é fundamental considerar que o meio líquido apresenta duas características marcantes, que condicionam a conformação desta qualidade: a capacidade de dissolução e a capacidade de transporte. As substâncias dissolvidas e as partículas presentes no seio da massa líquida são transportadas pelos cursos d'água, mudando continuamente de posição e estabelecendo um caráter fortemente dinâmico para a questão da qualidade da água (BRASIL, 2006).

A conjunção das capacidades de dissolução e de transporte conduz ao fato de que o sistema aquático não é formado unicamente pelo rio ou pelo lago, mas inclui obrigatoriamente a bacia de contribuição, exatamente onde ocorrem os fenômenos que irão conferir a água suas características de qualidade. Assim, a qualidade de uma determinada água depende das condições naturais locais e do uso e da ocupação do solo na bacia hidrográfica.

Em relação às condições naturais, a qualidade das águas é afetada pelo escoamento superficial e pela infiltração no solo, resultantes da precipitação atmosférica. No entanto, a forma com que o homem usa e ocupa o solo também tem uma implicação direta na qualidade da água, como na geração de despejos domésticos ou industriais; e na forma dispersa, como a aplicação de defensivos agrícolas no solo, que contribui para a introdução de compostos na água, alterando a sua qualidade (VON SPERLING, 2011).

As principais substâncias dissolvidas utilizadas para a avaliação da qualidade de uma amostra de água são: os nutrientes compostos de nitrogênio, amônia, nitrito, nitrato e de fósforo, fosfato; os compostos de ferro e manganês; compostos orgânicos; constituintes metálicos como arsênio, cádmio, cromo, cobre, chumbo, mercúrio, níquel, prata e zinco; alguns cátions como sódio, potássio, cálcio, magnésio; e ânions como carbonatos, bicarbonatos, sulfatos, cloretos (PIVELI, 2005).

As comunidades de organismos que habitam o ambiente aquático, também assumem papel importante na avaliação da qualidade da água. Em sua atividade metabólica, alguns microrganismos provocam alterações físicas e químicas na água, enquanto outros sofrem os efeitos dessas alterações. Dessa forma, observa-se a ocorrência de processos interativos dos organismos com seu meio ambiente. O predomínio de uma condição aeróbia no corpo d'água é fundamental, pois a maioria dos usos da água exige condições de qualidade só encontradas nestes ambientes (BRASIL, 2006).

### **5.1. Parâmetros de qualidade da água analisados**

As características físicas, químicas e biológicas da água, que em seu conjunto, permitem a avaliação da sua qualidade podem ser expressas por meio de concentrações ou outros valores numéricos, designados por parâmetros. Alguns destes parâmetros são referenciados como propriedades organolépticas no padrão de potabilidade vigente.

Nesta pesquisa, a caracterização ambiental do Rio Uberabinha, considerado um corpo de água receptor, foi baseada na investigação dos seguintes parâmetros:

#### **5.1.1. Parâmetros físicos**

##### **5.1.1.1. Cor**

A cor da água é produzida pela reflexão da luz em partículas minúsculas de dimensões inferiores a 1  $\mu\text{m}$  - denominadas coloides - finamente dispersas. A cor de uma amostra de água está associada ao grau de redução de intensidade que a luz sofre ao atravessá-la, esta redução ocorre por absorção de parte da radiação eletromagnética, devido à presença de sólidos dissolvidos, principalmente material em estado coloidal orgânico e inorgânico.

Os compostos orgânicos que conferem cor às águas naturais são provenientes basicamente da decomposição de matéria orgânica de origem

predominantemente vegetal e do metabolismo de microrganismos presentes no solo, ou ainda, de atividades antrópicas, tais como descargas de efluentes domésticos ou industriais, lixiviação de vias urbanas e solos agriculturáveis (LIBÂNIO, 2005).

Dentre os coloides orgânicos podem-se mencionar os ácidos húmico e fúlvico, substâncias naturais resultantes da decomposição parcial de compostos orgânicos presentes em folhas, dentre outros substratos. Corpos d'água de cores naturalmente escuras são encontrados em regiões ricas em vegetação, em decorrência da maior produção de ácidos húmicos. Também os esgotos sanitários se caracterizam por apresentarem predominantemente matéria orgânica em estado coloidal, além de diversos efluentes industriais contendo taninos, efluentes de curtumes; anilinas efluentes de indústrias têxteis, indústrias de pigmentos; lignina e celulose efluentes de indústrias de celulose e papel, da madeira, entre outros (CETESB, 2009).

Compostos inorgânicos também possuem as propriedades de provocar os efeitos de matéria em estado coloidal. Os principais são os óxidos de ferro e manganês, que são abundantes em diversos tipos de solo. Alguns outros metais presentes em efluentes industriais conferem-lhes cor, mas, em geral, íons dissolvidos pouco ou quase nada interferem na passagem da luz (LEAL e LIBÂNIO, 2002).

A determinação da intensidade da cor da água é feita comparando-se a amostra com um padrão de cobalto-platina, sendo o resultado fornecido em unidades de cor, também chamadas uH - unidade Hazen. As águas naturais apresentam, em geral, intensidades de cor variando de 0 a 200 uH. A cloração de águas com a finalidade de abastecimento doméstico pode gerar produtos potencialmente cancerígenos como os trihalometanos, derivados da complexação do cloro com a matéria orgânica em solução. (BRASIL, 2006).

Para efeito de caracterização de águas para abastecimento, distingue-se a cor aparente, na qual se consideram as partículas suspensas, da cor verdadeira. A determinação da segunda realiza-se após centrifugação da amostra. Para

atender ao padrão de potabilidade, a água deve apresentar intensidade de cor aparente inferior a 5 uH.

#### **5.1.1.2. Turbidez**

A turbidez pode ser definida como uma medida do grau de interferência à passagem da luz através do líquido. A atenuação de intensidade que um feixe de luz sofre ao atravessar uma amostra de água ocorre por absorção e espalhamento, pois as partículas que provocam turbidez nas águas são maiores que o comprimento de onda da luz branca. A alteração a penetração da luz na água decorre da presença de material em suspensão, tais como partículas inorgânicas, areia, silte, argila; e de detritos orgânicos, algas e bactérias, plâncton em geral. É expressa por meio de unidades de Turbidez - uT, também denominadas unidades de Jackson ou Nefelométricas - UNT. (BRASIL, 2006).

Nos problemas relativos às águas residuárias, os parâmetros cor e turbidez não são normalmente utilizados, dando-se preferência às medidas diretas dos valores de sólidos em suspensão e sólidos dissolvidos, pois as faixas de concentração de sólidos são elevadas, permitindo obter uma precisão significativa. No entanto, em águas de abastecimento, o uso da turbidez é muito mais expressivo do que a concentração de sólidos em suspensão medida diretamente (PIVELI, 2005).

A turbidez natural das águas está compreendida na faixa de 3 a 500 uT. Numa água de até 10 uT, ligeira nebulosidade pode ser notada, enquanto que com uma turbidez em torno de 500 uT a água é praticamente opaca. Ao contrário da cor, que é causada por substâncias dissolvidas, a turbidez é provocada por partículas em suspensão, sendo, portanto, reduzida por sedimentação (VON SPERLING, 2011).

A turbidez elevada reduz a fotossíntese de vegetação enraizada submersa e algas. Esse desenvolvimento reduzido de plantas pode, por sua vez, suprimir a produtividade de peixes. Logo, a turbidez pode influenciar nas comunidades

biológicas aquáticas. Além disso, afeta adversamente os usos doméstico, industrial e recreacional de uma água.

#### **5.1.1.3. Sabor e odor**

A conceituação de sabor envolve uma interação de gosto, salgado, doce, azedo e amargo, com o odor. No entanto, genericamente usa-se a expressão conjunta: sabor e odor. Sólidos em suspensão, sólidos e gases dissolvidos na água promovem a sensação olfativa. A origem dos contaminantes pode ser natural, devido à matéria orgânica em decomposição e microrganismos, ou de origem antropogênica devido aos despejos, tanto domésticos como industriais e também de gases dissolvidos, sendo exemplo o gás sulfídrico (VON SPERLING, 2011).

Despejos industriais que contém fenol, mesmo em pequenas concentrações, apresentam odores bem característicos. Vale destacar que substâncias altamente deletérias aos organismos aquáticos, como metais pesados e alguns compostos organossintéticos, não conferem nenhum sabor ou odor à água. Para a dessedentação e os diversos consumos humano, o padrão de potabilidade exige que a água seja completamente inodora (BRASIL, 2006).

#### **5.1.1.4. Temperatura**

A temperatura expressa à energia cinética das moléculas de um corpo, enquanto que o seu gradiente é o fenômeno responsável pela transferência de calor em um meio. Os ambientes aquáticos brasileiros apresentam em geral temperaturas na faixa de 20 °C a 30 °C (BRASIL, 2006).

A alteração da temperatura nos cursos d'água ocorre tanto pela transferência de calor por radiação, condução e convecção nos processos naturais, como de origem antropogênica, despejos industriais e águas de resfriamento e caldeiras. Temperaturas elevadas aumentam a taxa das reações físicas, químicas, diminuem a solubilidade de gases, aumentam a taxa de transferência de gases e influenciam nas atividades metabólicas dos organismos (VON SPERLING, 2011).



As variações de temperatura são parte do regime climático normal, e corpos de água naturais apresentam variações sazonais e diurnas, bem como estratificação vertical. A temperatura superficial é influenciada por fatores tais como latitude, altitude, estação do ano, período do dia, taxa de fluxo e profundidade. As diferenças de temperatura geram camadas d'água com diferentes densidades, que em si já formam uma barreira física, impedindo que se misturem, e a energia do vento não é suficiente para misturá-las, o calor não se distribui uniformemente, criando a condição de estabilidade térmica. Quando ocorre este fenômeno, o ecossistema aquático está estratificado termicamente. Os estratos formados frequentemente estão diferenciados, física, química e biologicamente.

#### **5.1.1.5. Série de sólidos**

As matérias suspensas ou dissolvidas na água, nos despejos domésticos ou industriais são denominadas de sólidos. Pode-se interpretar o termo sólido como sendo toda a matéria que permanece como resíduo após evaporação, secagem ou calcinação, a uma temperatura preestabelecida e por um tempo fixado. Os sólidos de uma água podem ser classificados em:

#### **Classificação pelas características físicas**

Os sólidos podem ser classificados de acordo com seu tamanho. A separação é feita passando-se a amostra por um papel de filtro com porosidade de tamanho padronizado.

- **sólidos em suspensão:** sólidos com diâmetro superior a 1  $\mu\text{m}$ , partículas passíveis de retenção por processos de filtração.
- **sólidos coloidais:** sólidos com diâmetro entre 0,001 e 1  $\mu\text{m}$ .
- **sólidos dissolvidos:** sólidos com diâmetro inferior a 0,001  $\mu\text{m}$  permanecem em solução mesmo após a filtração.

## Classificação pelas características químicas

De acordo com o tratamento térmico efetuado na amostra pode-se fragmentar os sólidos em:

- **sólidos voláteis:** representam uma estimativa da matéria orgânica nos sólidos.
- **sólidos fixos:** representam a matéria inorgânica ou mineral nos sólidos.

Sendo que o termo, sólidos fixos é aplicado ao resíduo total, em suspensão ou dissolvido, após aquecimento e secagem por um período específico e a uma temperatura específica. A massa perdida por ignição é denominada de sólidos voláteis. A determinação dessas porções não permite distinguir com precisão entre matéria orgânica e inorgânica, uma vez que a perda por ignição não envolve apenas a matéria orgânica, podendo ser em razão da decomposição ou volatilização de vários sais minerais.

Ainda que, a concentração de sólidos voláteis seja associada à presença de compostos orgânicos na água, não propicia qualquer informação sobre a natureza específica das diferentes moléculas orgânicas eventualmente presentes que, inclusive, iniciam o processo de volatilização em temperaturas diferentes, sendo a faixa compreendida entre 550 a 600 °C uma faixa de referência. Alguns compostos orgânicos volatilizam-se a partir de 250 °C, enquanto que outros exigem, por exemplo, temperaturas superiores a 1000 °C (CETESB, 2009).

Em linhas gerais, as operações de secagem, calcinação e filtração são as que definem as diversas frações de sólidos presentes na água, sólidos totais, em suspensão, dissolvidos, fixos e voláteis. Os métodos empregados para a determinação de sólidos são gravimétricos, utilizando-se balança analítica ou de precisão.

Nos estudos de controle de poluição das águas naturais e principalmente nos estudos de caracterização de esgotos sanitários e de efluentes industriais, as determinações dos níveis de concentração das diversas frações de sólidos

resultam em um quadro geral da distribuição das partículas com relação ao tamanho, sólidos em suspensão e dissolvidos e com relação à natureza, fixos ou minerais e voláteis ou orgânicos.

### **5.1.2. Parâmetros químicos**

#### **5.1.2.1. pH**

O potencial hidrogeniônico - pH, representa o logaritmo da atividade de íons hidrônio. O valor do pH influi na distribuição das formas livre e ionizada de diversos compostos químicos, além de contribuir para um maior ou menor grau de solubilidade das substâncias e de definir o potencial de toxicidade de vários elementos. (VON SPERLING, 2011)

Para a adequada manutenção da vida aquática, o pH deve situar-se geralmente na faixa de 6,0 a 9,0. Existem, no entanto, várias exceções a essa recomendação, provocadas por influências naturais, como o caso de rios de cores intensas, em decorrência da presença de ácidos húmicos provenientes da decomposição de vegetação. Nessa situação, o pH das águas é sempre ácido, valores de 4,0 a 6,0. A acidificação das águas pode ser também um fenômeno derivado da poluição atmosférica, mediante complexação de gases poluentes com o vapor d'água, provocando o predomínio de precipitações ácidas. Podem também existir ambientes aquáticos naturalmente alcalinos em função da composição química de suas águas (BRASIL. 2006).

A variação do pH influencia o equilíbrio de compostos químicos. Em relação às águas residuárias, valores de pH afastados da neutralidade tendem a afetar as taxas de crescimento dos microrganismos, enquanto que valores de pH elevados possibilitam a precipitação de metais.

Em águas de abastecimento, baixos valores de pH podem contribuir para sua corrosividade e agressividade, enquanto valores elevados aumentam a possibilidade de incrustações. O intervalo de pH para águas de abastecimento é estabelecido pela Portaria MS nº 2914/2011, entre 6,0 e 9,5; enquanto a

Resolução CONAMA nº 357/05, estabelece o valor do pH entre 6,0 e 9,0 para águas doces.

As medidas de pH são de extrema utilidade, pois fornecem inúmeras informações a respeito da qualidade da água. Nas águas naturais as variações deste parâmetro são ocasionadas geralmente pelo consumo ou produção de dióxido de carbono -  $\text{CO}_2$ , realizado pelos organismos fotossintetizadores e pelos fenômenos de respiração e fermentação de todos os organismos presentes na massa de água, produzindo ácidos orgânicos fracos (PIVELI, 2005). Em água destinada à irrigação de culturas a faixa de pH adequada varia de 6,5 a 8,4. Valores fora desta faixa podem provocar deterioração de equipamentos de irrigação (AYRES e WESTCOT, 1999).

#### **5.1.2.2. Dureza**

A dureza de uma água é causada pela concentração de cátions multimetálicos em solução, principalmente os cátions bivalentes de cálcio  $\text{Ca}^{2+}$  e magnésio  $\text{Mg}^{2+}$  e em menor escala, ferro  $\text{Fe}^{2+}$ , manganês  $\text{Mn}^{2+}$ , estrôncio  $\text{Sr}^{2+}$  e alumínio  $\text{Al}^{3+}$ . São quatro os principais compostos que conferem dureza as águas os bicarbonatos e os sulfatos de cálcio e magnésio (BRASIL, 2006).

A dureza é classificada quanto aos cátions e quanto aos ânions associados a estes. Em relação ao cátion, a dureza é classificada em dureza ao cálcio e dureza ao magnésio. Quanto ao ânion associado, a dureza é classificada como dureza temporária, quando o cálcio ou o magnésio estão associados a carbonatos e bicarbonatos e como dureza permanente quando o cálcio ou o magnésio estão associados a sulfatos. Assim, considera-se que a dureza total é a soma da dureza ao cálcio com a dureza ao magnésio, ou ainda a soma da dureza temporária com a dureza permanente (PIVELI, 2005).

Valores de faixas de dureza são apresentados em escalas, propostas por vários países, entre elas a escala de dureza utilizada internacionalmente em que a dureza da água é expressa em mg/L de equivalente em carbonato de cálcio -  $\text{CaCO}_3$ :

**TABELA 01:** Grau de dureza da água

mg/L CaCO <sub>3</sub>	Grau de dureza
0 - 50	Branda ou mole
50- 150	Moderadamente dura
150 - 300	Dura
> 300	Muito dura

**Fonte:** BRASIL, 2006

Para águas de abastecimento, o padrão de potabilidade estabelece o limite de 500 mg/L CaCO<sub>3</sub>. Valores dessa magnitude usualmente não são encontrados em águas superficiais no Brasil, podendo ocorrer em aquíferos subterrâneos.

#### 5.1.2.3. Ferro e manganês

Os elementos ferro e manganês, por apresentarem comportamento químico semelhante, podem ter seus efeitos na qualidade da água abordados conjuntamente, não sendo inconveniente a saúde nas concentrações normalmente encontradas nas águas naturais.

O ferro e o manganês estão presentes nas formas insolúveis, Fe<sup>3+</sup> e Mn<sup>3+</sup>, numa grande quantidade de tipos de solos. Na ausência de oxigênio dissolvido eles se apresentam na forma solúvel reduzida, Fe<sup>2+</sup> e Mn<sup>2+</sup>. Caso a água contendo as formas reduzidas seja exposta ao ar atmosférico, o ferro e o manganês se oxidam nas formas insolúveis, Fe<sup>3+</sup> e Mn<sup>3+</sup>, que precipitam podendo causar cor na água, originando manchas nos processos de lavagem (VON SPERLING, 2011). Altas concentrações desses elementos são também encontradas, em águas subterrâneas ou nas camadas mais profundas dos lagos (BRASIL, 2006).

O ferro, apesar de não se constituir em um tóxico, traz diversos problemas para o abastecimento público de água, conferindo cor e sabor a água, ocasiona depósitos em canalizações e de ferro-bactérias, promovendo a contaminação biológica da água na própria rede de distribuição. Por estes motivos, o ferro constitui-se em padrão de potabilidade, sendo a concentração limite de 0,3 mg/L

estabelecida Portaria MS nº 2914/2011 e também pela Resolução CONAMA 357/05, para águas doces classe 1 e 2.

A ocorrência do manganês nas águas é mais rara. O manganês desenvolve coloração negra na água. A concentração de manganês menor que 0,1 mg/L geralmente é aceitável, pois nesta faixa de concentração manchas ou depósitos de seu óxido não ocorrem nos sistemas de abastecimento de água, sendo esse o valor estabelecido tanto pela Resolução CONAMA nº 357/2005, para águas doces classes 1 e 2, como pela Portaria MS nº 2914/2011.

#### **5.1.2.4. Cloretos**

Todas as águas naturais, em maior ou menor escala, contêm íons resultantes da dissolução de minerais. Os cloretos -  $\text{Cl}^-$  conferem sabor salgado à água, contudo tal propriedade organoléptica não depende exclusivamente da concentração de cloretos, sendo função da composição química global da água. Assim, águas com até 250 mg/L de cloretos, valor estabelecido pela Resolução CONAMA nº 357/2005, para águas doces classes 1, 2 e 3, apresentam sabor salgado, enquanto que outras contendo até 1000 mg/L e muito cálcio e magnésio, alta dureza, não apresentam esse gosto (GARCEZ, 2004).

Nas águas superficiais são fontes importantes de contaminação as descargas de esgoto sanitário, pois cada pessoa expele através da urina cerca de 6 g de cloreto por dia. Diversos são os efluentes industriais que apresentam concentrações de cloreto acima dos valores estabelecidos. Águas contendo muito cloretos oferecem prejuízo às canalizações e não são recomendadas para o uso agrícola (PIVELI, 2005).

Nas águas tratadas, a adição de cloro puro em solução leva a uma elevação do nível de cloreto, resultante das reações de dissociação do cloro na água. Por se tratar de um caso de íons em solução, os cloretos são muito estáveis, não sendo removidos em estações convencionais de tratamento de águas (PIVELI, 2005).

Da mesma forma que o sulfato, sabe-se que o cloreto também interfere no tratamento anaeróbio de efluentes industriais, constituindo-se igualmente em interessante campo de investigação científica. O cloreto provoca corrosão em estruturas hidráulicas, interfere na determinação da DQO, interfere também na determinação de nitratos.

#### **5.1.2.5. Fluoretos**

O flúor é o mais eletronegativo de todos os elementos químicos, por ser muito reativo nunca é encontrado em sua forma elementar na natureza. Normalmente é encontrado na sua forma combinada como fluoreto. O flúor é o 17º elemento em abundância na crosta terrestre, representando de 0,06 a 0,9% e ocorrendo principalmente na forma de fluorita -  $\text{CaF}_2$ , fluoroapatita -  $\text{C}_{10}(\text{PO}_4)_6$  e criolita -  $\text{Na}_3\text{AlF}_6$ . Porém, para que haja disponibilidade de fluoreto livre, disponível biologicamente, são necessárias condições ideais de solo, presença de outros minerais ou outros componentes químicos e água (PIVELI, 2005).

Nos rios e represas que são utilizados como fonte de água bruta para água de abastecimento público, não são encontradas quantidades significativas de fluoreto para atender às exigências em termos de saúde pública é necessário adicionar, no final do processo de tratamento da água, quantidade suficiente para suprir esta deficiência.

Por outro lado, acima de certas dosagens o fluoreto provoca a fluorose dentária. O assunto é polêmico entre os especialistas, sendo que os odontólogos sanitaristas contrários à fluoretação em águas de abastecimento alertam para a possibilidade de ocorrência de outros problemas como a descalcificação de ossos de idosos, a chamada fluorose óssea.

Alguns efluentes industriais também descarregam fluoreto nas águas naturais. São os casos das indústrias de vidro e de fios condutores de eletricidade. Os vegetais possuem concentrações maiores de fluoretos principalmente devido à absorção da água e do solo. Alguns alimentos tais como peixes, certos vegetais e chá, possuem altas concentrações de fluoreto. A

Organização Mundial de Saúde considera 1,5 mg/L o valor máximo permissível. Para o Brasil, que apresenta temperaturas elevadas, a dosagem recomendada é de 0,7 ppm (PIVELI, 2005).

#### 5.1.2.6. Série nitrogenada

Dentro do ciclo do nitrogênio na biosfera, este se altera entre várias formas e estados de oxidação. No meio aquático, o elemento químico nitrogênio pode ser encontrado de diversas formas:

**Nitrogênio molecular** -  $N_2$ : nessa forma, o nitrogênio está, continuamente, sujeito a perdas para a atmosfera. Algumas espécies de algas conseguem fixar o nitrogênio atmosférico, o que permite seu crescimento mesmo quando as outras formas de nitrogênio não estão disponíveis na massa líquida;

**Nitrogênio orgânico**: é definido como um composto orgânico que possui o nitrogênio na forma trivalente negativo. O nitrogênio orgânico, dissolvido e em suspensão, apresenta-se na forma de proteínas, peptídeos, ácidos nucleicos e ureia, além de numerosos compostos sintéticos. A concentração típica de nitrogênio orgânico em esgotos domésticos é da ordem de 20 mg/L.

**Nitrogênio amoniacal**: como amônia -  $NH_3$  e ionizada  $NH_4^+$ . O íon amônio  $NH_4^+$  é a forma reduzida do nitrogênio, sendo encontrada em condições de anaerobiose; serve ainda como indicador do lançamento de esgotos de elevada carga orgânica.

**Nitrito**: o íon  $NO_2^-$  é a forma intermediária do processo de oxidação do nitrogênio, é uma forma instável, podendo ser oxidada a nitrato.

**Nitrato**: o íon nitrato  $NO_3^-$  é a forma nitrogenada referente ao último estado de oxidação. Trata-se de um nutriente essencial para muitos seres autótrofos fotossintéticos, sendo, em alguns casos, considerado nutriente limitante de crescimento populacional.



O ciclo do nitrogênio conta com a intensa participação de bactérias, tanto no processo de nitrificação, oxidação bacteriana do amônio a nitrito e deste a nitrato, quanto no de desnitrificação, redução bacteriana do nitrato ao gás nitrogênio. O nitrogênio é um dos mais importantes nutrientes para o crescimento de algas e macrófitas, plantas aquáticas superiores, sendo facilmente assimilável nas formas de amônio e nitrato. Em condições fortemente alcalinas, ocorre o predomínio da amônia livre, ou não ionizável, que é bastante tóxica a vários organismos aquáticos (BRASIL, 2006).

Nas águas naturais são diversas as fontes de nitrogênio. Os esgotos sanitários constituem a principal fonte, lançando nas águas nitrogênio orgânico devido à presença de proteínas; e nitrogênio amoniacal, devido à hidrólise sofrida pela ureia na água. Nas áreas urbanas, as drenagens de águas pluviais associadas às deficiências do sistema de limpeza pública, constituem fonte difusa de difícil caracterização (PIVELI, 2005).

A atmosfera é outra fonte importante devido a diversos mecanismos: fixação biológica desempenhada por bactérias e algas, que incorporam o nitrogênio atmosférico em seus tecidos, contribuindo para a presença de nitrogênio orgânico nas águas; a fixação química, reação que depende da presença de luz, concorre para as presenças de amônia e nitratos nas águas; as lavagens da atmosfera poluída pelas águas pluviais concorrem para as presenças de partículas contendo nitrogênio orgânico, bem como para a dissolução de amônia e nitratos (GARCEZ, 2004).

Pode-se associar a idade da poluição com a relação entre as formas de nitrogênio encontradas. Se for coletada uma amostra de água de um rio poluído e as análises demonstrarem predominância das formas reduzidas significa que o foco de poluição se encontra próximo; se prevalecer nitrito e nitrato, ao contrário, significa que as descargas de esgotos se encontram distantes. Nas zonas de autodepuração natural em rios, distinguem-se as presenças de nitrogênio orgânico na zona de degradação; amoniacal na zona de decomposição ativa; nitrito na zona de recuperação e nitrato na zona de águas limpas (PIVELI, 2005).

O nitrato, em concentrações elevadas, está associado à doença da metaemoglobinemia, que dificulta o transporte de oxigênio na corrente sanguínea de bebês. Em adultos, a atividade metabólica interna impede a conversão do nitrato em nitrito, que é o agente responsável por essa enfermidade (BRASIL, 2006).

#### 5.1.2.7. Fosfatos

Fosfatos são compostos que possuem o fósforo - P - em sua estrutura molecular. O fósforo ocorre em águas naturais e em despejos domésticos, principalmente como fosfato.

##### Principais formas

**Ortofosfatos:** são diretamente disponíveis para o metabolismo biológico sem necessidade de conversões a formas mais simples. Dentre os principais ortofosfatos, têm-se os radicais:  $\text{PO}_4^{2-}$ ,  $\text{HPO}_4^{2-}$ ,  $\text{H}_2\text{PO}_4^-$  e  $\text{H}_3\text{PO}_4$ , que combinam com cátions formando sais inorgânicos nas águas.

**Polifosfatos:** são moléculas mais complexas, com dois ou mais átomos de fósforo. Os polifosfatos se transformam em ortofosfatos, pelo mecanismo de hidrólise. Os polifosfatos estão sempre presentes em despejos, contendo detergentes sintéticos.

**Fósforo orgânico:** é normalmente de menor importância nos esgotos domésticos típicos, mas pode ser importante em águas residuárias industriais e lodos oriundos do tratamento de esgotos. No tratamento de esgotos e nos corpos d'água receptores, o fósforo orgânico é convertido em ortofosfatos.

O fósforo constitui em um dos principais nutrientes para os processos biológicos, ou seja, é um dos chamados macro nutrientes, por ser exigido também em grandes quantidades pelas células. Nesta qualidade, torna-se parâmetro imprescindível em programas de caracterização de efluentes industriais que se pretende tratar por processo biológico. O excesso de fósforo

em esgotos sanitários e efluentes industriais, por outro lado, conduz a processos de eutrofização das águas naturais (CETESB, 2009).

#### **5.1.2.8. Sulfatos**

O sulfato é o ânion  $\text{SO}_4^{2-}$  um dos mais abundantes íons na natureza. Surge nas águas subterrâneas através da dissolução de solos e rochas, como o gesso -  $\text{CaSO}_4$  e o sulfato de magnésio -  $\text{MgSO}_4$ . Em águas tratadas o sulfato é proveniente do emprego de coagulantes como o sulfato de alumínio, sulfato ferroso, sulfato férrico (PIVELI, 2005).

Nas águas para abastecimento público, o sulfato deve ser controlado porque provoca efeitos laxativos, sendo valor máximo permitido para o padrão de potabilidade fixado em 250 mg/L pela Portaria MS nº 2914/2011. Nas águas para o abastecimento industrial, o sulfato provoca incrustações em caldeiras e trocadores de calor e corrosão em coletores de esgoto de concreto (GARCEZ, 2004).

No tratamento anaeróbio de efluentes industriais a presença de sulfato também pode causar problemas, pois, reduzido a sulfeto, intoxica as metanobactérias, além das sulfo-bactérias competirem com elas pelo uso do substrato que é constituído de ácidos voláteis. Não se têm limites seguros de concentração de sulfeto nos diversos efluentes que possam determinar a possibilidade ou não de emprego do tratamento anaeróbio. Depende inclusive das concentrações relativas de outros componentes nos despejos, como da matéria orgânica biodegradável ou metais, que precipitam o sulfeto.

#### **5.1.2.9. Sulfetos**

O sulfeto causa odores na água e no ar. É tóxico, ataca metais diretamente e corrói tubulações de concreto por ser oxidado biologicamente a ácido sulfúrico nas paredes das tubulações.

### **Pode ser dividido em:**

**Sulfeto total:** é a porção de sulfeto constituída pelas porções de  $\text{H}_2\text{S}$  e  $\text{HS}^-$  dissolvidos e de  $\text{S}^{2-}$  metálicos do material em suspensão em meio ácido;

**Sulfeto dissolvido:** é a porção que permanece na amostra após remoção do material em suspensão da mesma.

Alguns efluentes industriais possuem sulfeto diretamente, isto é, sem ser oriundo da redução de sulfato. São os casos dos efluentes de curtumes, indústrias de celulose e refinarias de petróleo.

#### **5.1.2.10. Cloro residual**

A cloração de água de abastecimento e águas poluídas tem a finalidade de destruir ou desativar microrganismos patogênicos. Outro benefício advindo do uso do cloro, é a melhora de características físicas, químicas e organolépticas da água, devido à reação do cloro com amônia, ferro, manganês, sulfeto, e outras substâncias orgânicas presentes.

O cloro livre reage com amônia e certos compostos nitrogenados formando o cloro combinado, constituído por monocloraaminas, dicloroaminas e tricloreto de nitrogênio; a presença e a concentração dessas espécies é função direta da condição de temperatura, pH do meio e da relação inicial de cloro-nitrogênio.

O cloro aplicado, quer na sua forma elementar, quer na forma de hipoclorito -  $\text{OCl}^-$  reage com água sofrendo hidrólise com produção de cloro livre -  $\text{Cl}_2$ , ácido hipocloroso -  $\text{HOCl}$  e íon hipoclorito. A produção dessas diversas formas de cloro depende exclusivamente do pH (GARCEZ, 2004).

#### **5.1.2.11. Surfactantes**

Surfactante é a denominação dada aos diversos tipos de tensoativos, detergentes, presentes nas águas naturais e nos esgotos, domésticos e

industriais. O surfactante é uma molécula com um forte grupo hidrofóbico e um, igualmente forte, grupo hidrofílico. Dessa forma, suas moléculas tendem a congregar na interface entre o meio aquoso, com o grupo hidrofílico e em outra fase, com o grupo hidrofóbico, como no ar, óleo, líquidos e partículas, originando espumas, emulsões e suspensão de partículas.

O grupo hidrofóbico é, geralmente, formado por um radical hidrocarboneto - R - contendo de 10 a 20 átomos de carbono. Enquanto o grupo hidrofílico pode ser de dois tipos: um que se ioniza na água e outro que não. Os surfactantes iônicos são subdivididos em duas categorias, de acordo com sua carga elétrica; sendo-o surfactante aniônico  $(\text{RSO}_3^-)\text{Na}^+$ , e o catiônico  $(\text{Rme}_3\text{N})^+\text{Cl}^-$ . Existe ainda o surfactante não iônico. O descarte corrente de detergentes em esgoto faz com que os níveis de surfactante variem de 1 a 20 mg/L.

Os detergentes ou agentes tensoativos são grandes moléculas ligeiramente solúveis em água que causam o fenômeno da formação de espumas nas águas naturais. O tipo de surfactante utilizado nos detergentes sintéticos comerciais é o sulfonato de alquil benzeno linear - LAS, bem menos resistente à biodegradação, reduzindo assim os problemas de formação de espuma.

As substâncias tensoativas reduzem a tensão superficial da água, pois possuem em sua molécula uma parte solúvel e outra não solúvel na água. A constituição dos detergentes sintéticos tem como princípio ativo o surfactante e algumas substâncias denominadas de coadjuvantes, como o fosfato. O inconveniente dos detergentes na água se relaciona aos fatores estéticos, devido à formação de espumas em ambientes aeróbios (IGAM, 2009).

#### **5.1.2.12. Oxigênio dissolvido**

O oxigênio dissolvido é de essencial importância para os organismos aeróbios, que vivem na presença de oxigênio. Durante a estabilização da matéria orgânica, as bactérias fazem uso do oxigênio nos seus processos respiratórios, podendo causar uma redução da sua concentração no meio. Dependendo da magnitude deste fenômeno, podem vir a morrer diversos seres aquáticos,

inclusive os peixes. Caso o oxigênio seja totalmente consumido, têm-se as condições anaeróbicas, com possível geração de maus odores.

O oxigênio se dissolve nas águas naturais proveniente da atmosfera, devido à diferença de pressão parcial. Este mecanismo é regido pela Lei de Henry, que define a concentração de saturação de um gás na água, em função da temperatura:

$$C_{\text{Saturação}} = \alpha P_{\text{gás}}$$

onde:

$\alpha$ : constante que varia inversamente proporcional à temperatura;

$P_{\text{gás}}$ : pressão exercida pelo gás sobre a superfície do líquido.

No caso do oxigênio, considerando-se como constituinte de 21% da atmosfera, pela lei de Dalton, exerce uma pressão de 0,21 atm. Para 20°C, por exemplo,  $\alpha$  é igual a 43,9; portanto a concentração de saturação de oxigênio em uma água superficial é igual a  $43,9 \times 0,21 = 9,2$  mg/L (GARCEZ, 2004).

A taxa de reintrodução de oxigênio dissolvido em águas naturais através da superfície depende das características hidráulicas e é proporcional à velocidade. A taxa de reaeração superficial em uma cascata é maior do que a de um rio de velocidade normal, que por sua vez apresenta taxa superior à de uma represa, onde a velocidade normalmente é bastante baixa.

Outra fonte importante de oxigênio nas águas é a fotossíntese de algas. Este fenômeno ocorre em maior extensão em águas poluídas ou em águas eutrofizadas, aquelas em que a decomposição dos compostos orgânicos lançados levou à liberação de sais minerais no meio, especialmente os de nitrogênio e fósforo, que são utilizados como nutrientes pelas algas. Esta fonte não é muito significativa nos trechos iniciais de rios à jusante de fortes lançamentos de esgotos. A turbidez e a cor elevadas dificultam a penetração dos

raios solares, apenas poucas espécies resistentes às condições severas de poluição conseguem sobreviver.

A contribuição fotossintética de oxigênio só é expressiva após grande parte da atividade bacteriana na decomposição de matéria orgânica ter ocorrido, bem como após terem se desenvolvido também os protozoários que, além de decompositores, consomem bactérias clarificando as águas e permitindo a penetração de luz.

Este efeito pode alterar a avaliação do grau de poluição de uma água, quando se toma por base apenas a concentração de oxigênio dissolvido. O oxigênio dissolvido é o elemento principal no metabolismo dos microrganismos aeróbios que habitam as águas naturais ou os reatores para tratamento biológico de esgotos. É um parâmetro de extrema relevância na legislação de classificação das águas naturais.

#### **5.1.2.13. DBO**

A Demanda Bioquímica de Oxigênio - DBO - representa o potencial de matéria orgânica biodegradável nas águas naturais, em esgotos sanitários e em muitos efluentes industriais. Muitos organismos vivos dependem, direta ou indiretamente, de oxigênio para manter os processos metabólicos que produzem energia necessária para o seu crescimento e reprodução. A matéria orgânica presente nas águas naturais e nos efluentes tende a ser mineralizada naturalmente pelos microrganismos aeróbios existentes, consumindo oxigênio dissolvido no meio aquoso.

A demanda pode ser suficientemente grande, para consumir todo o oxigênio dissolvido da água, o que condiciona a morte de todos os organismos aeróbios de respiração subaquática. A morte de peixes em rios poluídos se deve, também, à ausência de oxigênio e não somente à presença de substâncias tóxicas (VON SPERLING, 2011).

#### **5.1.2.14. DQO**

Demanda Química de Oxigênio - DQO - é definida como a quantidade de oxigênio necessária para oxidar quimicamente a matéria orgânica e inorgânica oxidável de uma determinada água.

A DQO é um parâmetro indispensável nos estudos de caracterização de esgotos sanitários e de efluentes industriais, sendo útil quando utilizada conjuntamente com a  $DBO_{5,20}$  para observar a biodegradabilidade de despejos (GARCEZ, 2004).

Como na  $DBO_{5,20}$  mede-se apenas a fração biodegradável, quanto mais este valor se aproximar da DQO significa que mais facilmente biodegradável será o efluente. É comum aplicar-se tratamentos biológicos para efluentes com relações  $DQO/DBO_{5,20} > 3/1$ , por exemplo. Mas valores muito elevados desta relação indicam grandes possibilidades de insucesso, uma vez que a fração biodegradável torna-se pequena, tendo-se ainda o tratamento biológico prejudicado pelo efeito tóxico exercido pela fração não biodegradável sobre os microrganismos.

#### **5.1.2.15. Alumínio**

Considerado elemento de constituição, o alumínio é abundante nas rochas e minerais. O alumínio é o principal constituinte de um grande número de componentes atmosféricos, particularmente de poeira derivada de solos e partículas originadas da combustão de carvão.

Outro aspecto 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. A principal via de exposição humana não ocupacional é pela ingestão de alimentos e água. Existem estudos que o associam à ocorrência do acúmulo de alumínio no homem ao aumento de casos de demência senil do tipo Alzheimer. Não há indicação de carcinogenicidade para o alumínio (IGAM, 2009).



Aparece nas frutas e em outros vegetais em concentrações superiores a 3,7 mg/kg e em alguns cereais em quantidades maiores do que 15 mg/kg. O total de alumínio na dieta normal é estimado de 10 a 100 mg/dia. Pequenas quantidades de alumínio do total ingerido são absorvidas pelo aparelho digestivo e quase todo o excesso é eliminado nas fezes. O alumínio presente no organismo adulto é da ordem de 50 a 150 mg.

#### **5.1.2.16. Bário**

O bário pode ocorrer naturalmente na água, na forma de carbonatos em algumas fontes minerais. Decorre principalmente das atividades industriais e da extração da bauxita. Não possui efeito cumulativo, sendo que a dose fatal para o homem é considerada de 550 a 600 mg. Provoca efeitos no coração, constrição dos vasos sanguíneos elevando a pressão arterial e efeitos sobre o sistema nervoso. O padrão de potabilidade é 0,7 mg/L de acordo com a Portaria MS nº 2914/2011.

#### **5.1.2.17. Potássio**

O potássio é encontrado em baixas concentrações nas águas naturais, já que rochas que contenham potássio são relativamente resistentes às ações do tempo. Sais de potássio são largamente usados na indústria e em fertilizantes para agricultura, entrando nas águas doces através das descargas industriais e de áreas agrícolas.

O potássio é usualmente encontrado na forma iônica e os sais são altamente solúveis. Ele é pronto para ser incorporado em estruturas minerais e acumulado pela biota aquática, pois é um elemento nutricional essencial. As concentrações em águas naturais são usualmente menores que 10 mg/L. Valores da ordem de grandeza de 100 e 25.000 mg/L podem indicar a ocorrência de fontes quentes e salmouras, respectivamente.

#### **5.1.2.18. Sódio**

As águas naturais sempre contêm concentrações de sódio, pois além de ser um dos elementos mais abundantes na Terra, seus sais são altamente solúveis em água. É encontrado na forma iônica -  $\text{Na}^+$ , nas plantas e animais, pois é um elemento ativo para os organismos vivos. O aumento das concentrações de sódio na água decorre de lançamentos de esgotos domésticos, efluentes industriais e do uso de sais em rodovias para controlar neve e gelo. Nas áreas litorâneas, a intrusão de águas marinhas pode também resultar em níveis mais elevados de sódio.

As concentrações de sódio nas águas superficiais dependem das condições geológicas do local, descargas de efluentes e uso sazonal de sais em rodovias. Os valores podem variar de 1 mg/L ou menos até 10 mg/L ou mais em salmoura natural. Muitas águas superficiais, incluindo aquelas que recebem efluentes, têm níveis bem abaixo de 50 mg/L. As concentrações nas águas subterrâneas frequentemente excedem 50 mg/L (CETESB, 2009).

A concentração de sódio na água potável geralmente é menor que 20 mg/L, esse valor pode ser excedido em alguns países, porém concentração acima de 200 mg/L pode dar à água um gosto não aceitável. O sódio é comumente medido onde a água é utilizada para dessedentação de animais ou para agricultura, particularmente na irrigação. Teores elevados de sódio, em certos tipos de solo, degrada sua estrutura pelo restrito movimento da água, afetando o crescimento das plantas.

#### **5.1.3. Constituintes metálicos**

Existem determinados elementos e compostos químicos que, mesmo em baixas concentrações, conferem a água características de toxicidade, tornando-a assim imprópria para grande parte dos usos. Tais substâncias são denominadas micropoluentes.

Muitos micropoluentes inorgânicos nos ambientes aquáticos naturais são tóxicos. Entre estes, os metais que se dissolvem na água como o arsênio, o cádmio, o cromo, o chumbo, o mercúrio, a prata e o zinco tem especial destaque, geralmente são encontrados em águas residuárias industriais. Além de serem tóxicos, esses metais ainda se acumulam no ambiente aquático, aumentando sua concentração na biomassa de organismos à medida que se evolui na cadeia alimentar - fenômeno de biomagnificação. Outros micropoluentes inorgânicos que apresentam riscos a saúde pública, conforme sua concentração são os cianetos e o flúor (VON SPERLING, 2011).

Também podem ser definidos por sua singular propriedade de serem precipitados por sulfetos. Entretanto, a definição mais difundida é aquela relacionada com a saúde pública: metais pesados são aqueles que apresentam efeitos adversos à saúde humana.

Os constituintes metálicos surgem nas águas naturais devido aos lançamentos de efluentes industriais tais como os gerados em indústrias extrativistas de metais, indústrias de tintas e pigmentos e, especialmente, as galvanoplastias, que se espalham em grande número nas periferias das grandes cidades. Além destas, esses metais podem ainda estar presentes em efluentes de indústrias químicas, como as de formulação de compostos orgânicos e de elementos e compostos inorgânicos, indústrias de couros, peles e produtos similares, indústrias do ferro e do aço, lavanderias e indústria de petróleo.

Os metais pesados constituem contaminantes químicos nas águas, pois em pequenas concentrações trazem efeitos adversos à saúde. Desta forma, podem inviabilizar os sistemas públicos de água, uma vez que as estações de tratamento convencionais não os removem eficientemente e os tratamentos especiais necessários são muito caros.

Constituem-se em padrões de potabilidade, para substâncias químicas que representam risco a saúde, estabelecidos pela Portaria MS nº 2914/2011. Devido aos prejuízos que, na qualidade de tóxicos, podem causar aos ecossistemas aquáticos naturais ou de sistemas de tratamento biológico de esgotos, são

também padrões de classificação das águas naturais e de emissão de esgotos, tanto na legislação federal, como estadual e municipal.

Nas águas naturais, os metais podem se apresentar na forma de íons hidratados de complexos estáveis, como os formados com ácido húmico e fúlvico; de partículas inorgânicas formando precipitados. Os precipitados de hidróxidos e sulfetos metálicos, que se mantêm em suspensão; podem ser absorvidos em partículas em suspensão que se mantêm na massa líquida; ou se misturam nos sedimentos do fundo. Podem também ser incorporados por organismos vivos (CETESB, 2009).

Os caminhos preferenciais pelos quais os metais são transportados na água dependem de diversos fatores de naturezas físicas, químicas e biológicas. De uma maneira geral, as águas que recebem efluentes contendo metais pesados apresentam concentrações elevadas destes no sedimento de fundo. Quando lamas insolúveis contendo metais são lançadas em grandes quantidades, estes podem sofrer transformações químicas, inclusive por ações biológicas, sendo lançados lentamente na corrente líquida.

Os constituintes metálicos chegam ao homem por meio da água, do ar e do sedimento, tendendo a se acumular na biota aquática. Alguns metais são acumulados ao longo da cadeia alimentar, de tal forma que os predadores apresentam as maiores concentrações. No entanto, os invertebrados são os organismos que apresentam concentrações mais elevadas. O chumbo e o cádmio solúvel se acumulam preferencialmente em macroinvertebrados, fito e zooplâncton e em peixes.

## **Cádmio**

O cádmio se encontra nas águas naturais devido às descargas de efluentes industriais, principalmente as galvanoplastias. É também usado como inseticida. Apresenta efeito agudo, sendo que uma única dose de 9,0 gramas pode levar à morte e efeito crônico, pois se concentra nos rins, no fígado, no pâncreas e na tireoide.

O cádmio não apresenta nenhuma qualidade, pelo menos conhecida até o presente, que o torne benéfico ou essencial para os seres vivos. Estudos feitos com animais demonstram a possibilidade de causar anemia, retardamento de crescimento e morte. O padrão de potabilidade é fixado pela Portaria MS nº 2914/2011 em 0,005 mg/L.

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. A literatura, no entanto, registra o caso de quatro pessoas que, por longo tempo, ingeriram água com teor de 0,047 mg/L de cádmio, nada apresentando de sintomas adversos. A ação do cádmio sobre a fisiologia dos peixes é semelhante às do níquel, zinco e chumbo (BRASIL, 2006).

## **Chumbo**

O chumbo está presente no ar, no tabaco, nas bebidas e nos alimentos, nestes últimos, naturalmente, por contaminação e na embalagem. Está presente na água devido às descargas de efluentes industriais como, por exemplo, os efluentes das indústrias de acumuladores, baterias, bem como devido ao uso indevido de tintas e tubulações e acessórios à base de chumbo.

O chumbo pode ser absorvido através das raízes das plantas e se acumular nas folhas, sendo devolvido para as águas quando estas se desprendem. Constitui veneno cumulativo, provocando um envenenamento crônico denominado saturnismo, que consiste em efeito sobre o sistema nervoso central com consequências bastante sérias.

Outros sintomas de uma exposição crônica ao chumbo, quando o efeito ocorre no sistema nervoso central, são: tontura, irritabilidade, dor de cabeça, perda de memória, entre outros. Quando o efeito ocorre no sistema periférico o sintoma é a deficiência dos músculos extensores. A toxicidade do chumbo, quando aguda, é caracterizada pela sede intensa, sabor metálico, inflamação gastrointestinal, vômitos e diarreias (CETESB, 2009).

O chumbo é padrão de potabilidade, sendo fixado o valor máximo permitido de 0,01 mg/L pela Portaria MS nº 2914/2011. É também padrão de emissão de esgotos e de classificação das águas naturais. Nestes, para as classes mais exigentes os valores estabelecidos são tão restritivos quanto os próprios padrões de potabilidade, prevendo-se que o tratamento convencional de água não remove metais pesados consideravelmente.

Aos peixes, as doses fatais variam de 0,1 a 0,4 mg/L, embora, em condições experimentais, alguns resistam até 10 mg/L. Outros organismos, moluscos, crustáceos, mosquitos quironomídeos e simulídeos, vermes oligoquetos, sanguessugas e insetos tricópteros, desaparecem após a morte dos peixes, em concentrações superiores a 0,3 mg/L. A ação sobre os peixes é semelhante à do níquel e do zinco.

## **Cobre**

O cobre ocorre geralmente nas águas, naturalmente, em concentrações inferiores a 20 µg/L. Em concentrações elevadas, é prejudicial à saúde e confere sabor às águas. Segundo pesquisas efetuadas, é necessária uma concentração de 20 mg/L de cobre ou um teor total de 100 mg/L por dia na água para produzirem intoxicações humanas com lesões no fígado.

O cobre em pequenas quantidades é até benéfico ao organismo humano, catalisando a assimilação do ferro e seu aproveitamento na síntese da hemoglobina do sangue, facilitando a cura de anemias. Para os peixes, muito mais que para o homem, as doses elevadas de cobre são extremamente nocivas.

Assim, trutas, carpas, bagres, peixes vermelhos de aquários ornamentais e outros, morrem em dosagens de 0,5 mg/L. Os peixes morrem pela coagulação do muco das brânquias e consequente asfixia. Os microrganismos perecem em concentrações superiores a 1,0 mg/L. O cobre aplicado em sua forma de sulfato de cobre,  $\text{CuSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$ , em dosagens de 0,5 mg/L atua como algicida (PIVELI, 2005).

## **Cromo**

O cromo é utilizado em aplicações industriais e domésticas, como na produção de alumínio anodizado, aço inoxidável, tintas, pigmentos, explosivos, papel, fotografia. Pode ocorrer como contaminante de águas sujeitas a lançamentos de efluentes de curtumes e de circulação de águas de refrigeração, onde é utilizado para o controle da corrosão. A forma hexavalente é mais tóxica do que a trivalente. Produz efeitos corrosivos no aparelho digestivo e nefrite. O padrão de potabilidade fixado pela Portaria MS nº 2914/2011 é de 0,05 mg/L.

## **Zinco**

O zinco é muito utilizado em galvanoplastias na forma metálica e de sais tais como cloreto, sulfato, cianeto, entre outros. O zinco e seus compostos são muito usados na fabricação de ligas e latão, na borracha como pigmento branco, suplementos vitamínicos, protetores solares, desodorantes, xampus, entre outros.

Em águas subterrâneas ocorre na faixa de 10 a 40 µg/L. Na água de torneira, a concentração do metal pode ser elevada devido à dissolução do zinco das tubulações. Em concentrações acima de 5,0 mg/L, confere uma aparência leitosa e produz um sabor metálico ou adstringente na água quando aquecida. Os efeitos tóxicos do zinco sobre os peixes são conhecidos, assim como sobre as algas, enquanto que em outros organismos aquáticos não são expressivas (CETESB, 2009).

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.

### **5.2. Metodologia dos parâmetros analisados**

Nas amostras de água foram avaliados os seguintes parâmetros físico-químicos: temperatura, pH, sabor e odor, cor, turbidez, dureza total, fluoreto,

cloreto, nitrato, nitrito, nitrogênio amoniacal, sulfatos, sulfeto, fosfatos, cloro residual, surfactantes, sólidos totais dissolvidos, oxigênio dissolvido, DQO, DBO, bário.

### **Temperatura**

As temperaturas das amostras de água foram obtidas utilizando-se de termômetros de mercúrio, com escalas de 0 a 100 °C.

### **pH**

Os valores de pH das amostras de água foram obtidos utilizando-se peagâmetro da marca Digimed.

### **Sabor e odor**

A sensação de odor e sabor das amostras de água foi estabelecida usando-se a metodologia baseada na percepção dos sentidos humano.

### **Cor**

O método de comparação visual foi usado para estabelecer a cor das amostras de água nas três primeiras coletas. Enquanto que, para a quarta coleta de amostras dessa pesquisa a determinação da cor foi realizada utilizando-se um Aguacolor da marca Policontrol, recém-adquirido pelo laboratório.

### **Turbidez**

A determinação da turbidez nesse estudo foi realizada utilizando-se um Turbidímetro da marca Polilab, modelo AP - 1000.



## **Dureza total**

O método titulométrico utilizado para a determinação da dureza total das amostras de água foi o da complexometria com EDTA sódico. A titulação foi realizada com o quelante etilenodiaminotetracético sal dissódico - EDTA, com o pH da amostra elevado para 10, pela adição de solução tampão. O indicador metalocrômico usado foi o Negro de Eriocromo T - NET, que apresenta viragem de vermelho vinho para azul escuro, quando os íons cálcio e magnésio são complexados pelo EDTA e a reação se completa. (GARCEZ, 2004).

## **Fluoretos**

A determinação da concentração de fluoreto nas amostras de água foi realizada com o uso do método do reagente de SPANDS que, na presença de fluoretos, forma um complexo avermelhado que pode ser determinado por espectrofotometria. (GARCEZ, 2004).

## **Cloreto**

A determinação da concentração de cloreto nas amostras de água foi realizada utilizando-se o método de Mohr. Em que, o íon cloreto é titulado por uma solução de nitrato de prata na presença de cromato de potássio, em meio neutro ou ligeiramente alcalino. (GARCEZ, 2004).

## **Nitritos e nitratos**

A concentração de nitrito foi determinada por método colorimétrico pela formação de um corante azo, púrpura-avermelhado, por diazotação da sulfanilamida pelo nitrito presente na água em meio ácido, pH da ordem de 2,0 a 2,5 e posterior reação com N-naftiletilenodiamina. Na determinação da concentração de nitrato o método consiste na passagem das amostras de água por uma coluna de cádmio-cobre, que reduz todo o nitrato a nitrito. Procedendo-se em seguida a etapa colorimétrica, para obter a concentração de nitrito e nitrato, conjuntamente. A concentração de nitrato individualmente foi obtida por

diferença entre os resultados com e sem a passagem da amostra pela coluna redutora de cádmio-cobre.

### **Nitrogênio amoniacal**

A concentração de nitrogênio amoniacal foi determinada pelo método de destilação preliminar e titulometria. As amostras de água foram tamponadas num pH de 9,5 com tampão de borato, para evitar a hidrólise de tiocianatos e outros compostos orgânicos. As amostras de água tamponadas foram destiladas e o destilado foi coletado numa solução absorvente de ácido bórico, que em seguida foi titulado, potenciometricamente, contra uma solução de ácido sulfúrico.

### **Sulfatos e sulfetos**

A concentração de sulfato das amostras de água foi determinada por meio de precipitação do sulfato com cloreto de bário em presença de ácido clorídrico. Sendo a sua concentração determinada pelo método gravimétrico. O método de arraste com gás inerte seguido de iodometria foi usado para a determinação da concentração de sulfeto nas amostras de água. O método baseia-se na adição de uma quantidade conhecida e em excesso de uma solução padrão de iodo à amostra. Os sulfetos reduzem o iodo em meio ácido e o excesso de iodo que não reagiu é titulado, utilizando uma solução padrão de tiosulfato de sódio e goma de amido como indicador. (GARCEZ, 2004).

### **Fosfatos**

A digestão ácida com posterior análise colorimétrica foi usada na determinação da concentração de fosfatos nesse estudo.

### **Cloro residual**

Nas amostras de água dessa pesquisa o cloro residual foi determinado por processos colorimétricos de comparação visual.

## **Surfactantes**

O método de azul de metileno foi usado para a determinação de surfactantes aniônicos, substâncias tensoativas, nas amostras de água. O método depende da formação de um sal azul quando o azul de metileno reage com os surfactantes aniônicos. O sal é solúvel em clorofórmio e a intensidade da cor é proporcional a concentração, sendo medida em espectrofotômetro. (GARCEZ, 2004).

## **Sólidos totais dissolvidos**

A concentração de sólidos dissolvidos totais foi obtida com um tratamento térmico aplicado a amostra, aquecimento e secagem, por um período de tempo específico e a uma temperatura específica, seguido do método gravimétrico de determinação.

## **Oxigênio dissolvido**

Na determinação da concentração de oxigênio dissolvido nas amostras de água foi utilizado o método de Winkler. As amostras foram tratadas com soluções de sulfato manganoso, iodeto alcalino azida e com ácido sulfúrico concentrado. O iodo estequiométrico ao oxigênio dissolvido da amostra foi titulado com uma solução de tiosulfato de sódio utilizando goma de amido como indicador.

## **DBO**

O método de determinação da DBO é um processo analítico, empírico, usado para avaliar o efeito produzido pelo impacto de despejos domésticos ou industriais, nos corpos d'água e instalações. Baseia-se na diferença de concentrações de oxigênio dissolvido em amostras integrais ou diluídas, durante um período de incubação de cinco dias a 20°C. Nesta análise, o que de fato é medido é a concentração de oxigênio dissolvido que os microrganismos vivos utilizam na oxidação da matéria orgânica - biodegradável - presente na amostra antes e depois do período de incubação.

A determinação dos níveis iniciais e finais de oxigênio é feita pelo método de Winkler modificado pela azida sódica. Para garantir uma melhor eficiência no metabolismo dos microrganismos envolvidos no teste, adicionou-se ao frasco de incubação, soluções nutritivas e solução tampão, água de diluição, garantindo um pH entre 6,5 a 7,5. Durante os cinco dias do teste, as amostras ficaram acondicionadas em ambiente desprovido de luz, para evitar o aparecimento de seres clorofilados fotossintéticos. (PIVELI, 2005).

## **DQO**

A matéria orgânica e inorgânica oxidável presente na amostra de água, acidulada com ácido sulfúrico, foi oxidada por dicromato de potássio em excesso. A reação foi catalisada por sulfato de prata e calor.

Em presença de ácido sulfúrico, o dicromato é reduzido a íon cromo trivalente -  $\text{Cr}^{3+}$ , mediante reação com a matéria oxidável presente na amostra. Após a digestão, 2 horas mais ou menos, o excesso de dicromato é titulado contra uma solução de sulfato ferroso amoniacal. A quantidade de oxidante consumida na reação é determinada e expressa em termos de equivalentes de oxigênio. O poder de oxidação do dicromato de potássio é maior do que o que resulta mediante a ação de microrganismos, exceto raríssimos casos como hidrocarbonetos aromáticos e piridina. (PIVELI, 2005).

## **Bário**

A determinação da concentração de bário nas amostras de água foi obtida por fotometria de chama, usando um Fotômetro de Chama marca Analyser, modelo 910M.

## **Outros parâmetros**

As concentrações de alumínio, cádmio, cálcio, chumbo, cobre, cromo, ferro, manganês, potássio, sódio e zinco nas amostras de água foram obtidas utilizando-se a Espectrometria de Absorção Atômica por Chama - AAS. O

princípio fundamental da absorção atômica envolve a medida da absorção da intensidade da radiação eletromagnética, proveniente de uma fonte de radiação por átomos gasosos no estado fundamental. Em termos de concentração, a AAS baseia-se na combinação de leis de Beer e Lambert que permitem relacionar a concentração de átomos no estado fundamental com a absorção da radiação incidente. As medidas dessas concentrações foram realizadas utilizando-se o Espectrofotômetro de Absorção Atômica marca CG, modelo AA905.

### **5.3. Indicadores da qualidade biológica**

O papel dos microrganismos no ambiente aquático está vinculado à transformação da matéria dentro do ciclo dos diversos elementos. Tais processos são realizados com o objetivo de fornecimento de energia para a sobrevivência dos microrganismos. O processo mais significativo é a decomposição da matéria orgânica, realizada principalmente por bactérias.

Esse processo é vital para o ambiente aquático, na medida em que a matéria orgânica é decomposta em substâncias mais simples pela ação das bactérias. No produto final, obtêm-se compostos minerais inorgânicos, como, por exemplo, nitratos, fosfatos e sulfatos que são reassimilados por outros organismos aquáticos. O processo de decomposição, também designado como estabilização ou mineralização, é um exemplo do papel benéfico cumprido pelos microrganismos.

No entanto, existem espécies que são capazes de transmitir enfermidades, gerando, portanto, preocupações de ordem sanitária. O problema de transmissão de enfermidades é particularmente importante no caso de águas de abastecimento, as quais devem passar por um tratamento adequado incluindo desinfecção.

A determinação individual da eventual presença de cada microrganismo patogênico em uma amostra de água envolveria a preparação de diferentes meios de cultura, tornando o procedimento complexo e financeiramente inviável. Na prática, o que é feito é a utilização de organismos facilmente identificáveis,

cuja ocorrência na água está correlacionada à presença de organismos patogênicos, ou seja, são usados os chamados organismos indicadores. O mais importante organismo indicador são as bactérias coliformes (BRASIL, 2006).

### 5.3.1. Análise microbiológica da água

Os principais indicadores de contaminação fecal são as bactérias do grupo coliformes:

**Coliformes totais:** constitui-se em um grupo de bactérias que tem sido isolado de amostras de águas e solos poluídos e não poluídos, de fezes de seres humanos e outros animais. A sua utilização é dificultada pela ocorrência de bactérias não fecais associadas (THOMANN e MUELLER, 1987).

**Coliformes fecais:** constitui-se de um grupo de bactérias indicadoras de organismos predominantemente do trato intestinal humano e outros animais. Compreende o gênero *Escherichia* (WHO, 1993). A denominação de coliformes termotolerantes tem sido preferida pelo fato de serem bactérias que resistem à elevada temperatura do teste, mas não são necessariamente fecais.

***Escherichia coli*:** constitui-se na principal bactéria do grupo coliformes fecais, termotolerantes, sendo abundante nas fezes humanas e de animais. É encontrada em esgotos, efluentes tratados e águas naturais sujeitas a contaminação recente por seres humanos, atividades agropecuárias, animais selvagens e pássaros (WHO, 1993). É a única bactéria que garante a contaminação exclusivamente fecal, humana e animal.

A metodologia usada para a determinação dos coliformes em Número Mais Provável - NMP/100 ml - nas amostras de água foi a de Tubos Múltiplos - TM. Na técnica dos TM, diferentes alíquotas da amostra, obtidas por sucessivas diluições, são respectivamente inoculadas em séries replicadas de tubos de ensaio contendo o meio de cultura. Após a incubação, a partir do número de tubos positivos em cada série de diluição, estima-se o NMP de organismos em

100 ml da amostra. O NMP é uma estimativa, baseada em certa probabilidade estatística, da densidade média de bactérias presentes em uma amostra.

Nas análises recorre-se a tabelas de NMP com os respectivos intervalos de confiança - 95% - para diversas combinações de número de tubos positivos em cada série de diluição. Significa que existe uma probabilidade de 95% do número de bactérias presentes na amostra se encontre dentro dos intervalos mínimos e máximos em torno do NMP. O método dos TM permite a detecção de baixas densidades de bactérias. No entanto, a precisão do teste depende do número de tubos utilizados e dos volumes de amostra inoculados, quanto maior a contaminação das amostras de água a serem analisadas, maiores as diluições necessárias. Os tubos positivos no ensaio presuntivo são repicados em outros tubos contendo um meio de cultura mais seletivo para o ensaio confirmativo, dessa forma, têm-se duas estimativas de NMP, presuntivo e confirmativo.

Foram realizados os testes presuntivos e confirmativos de análise bacteriológica, para determinar NMP de bactérias coliformes em amostras de água dos cinco locais coletados na bacia do Rio Uberabinha. As análises foram realizadas no Laboratório de Microbiologia do Curso de Engenharia Ambiental da Universidade Federal de Uberlândia.

#### **5.4. Índice de Qualidade de Água - IQA**

O IQA foi desenvolvido pela *National Sanitation Foundation* - NSF - dos Estados Unidos, através de pesquisa de opinião junto a vários especialistas da área ambiental, quando cada técnico selecionou, a seu critério, os parâmetros relevantes para avaliar a qualidade das águas e estipulou, para cada um deles, um peso relativo na série de parâmetros especificados.

O tratamento dos dados dessa pesquisa definiu um conjunto de nove parâmetros considerados mais representativos para a caracterização da qualidade das águas: oxigênio dissolvido, coliformes termotolerantes, pH, demanda bioquímica de oxigênio, nitrato, fosfato total, variação da temperatura da água, turbidez e sólidos totais. A cada parâmetro foi atribuído um peso,

conforme apresentado na TABELA 02, de acordo com a sua importância relativa no cálculo do IQA. Foram traçadas curvas médias de variação da qualidade das águas em função da concentração desses parâmetros.

Assim definido, o IQA reflete a interferência por esgotos domésticos e outros materiais orgânicos, nutrientes e sólidos. É mais apropriado para corpos d' água corrente ou lótico, tendo como determinante principal a utilização da água para abastecimento público.

### **Metodologia do cálculo do índice de qualidade da água**

Como apoio na interpretação das informações e, especialmente, como uma forma de traduzir e divulgar a condição de qualidade prevalente nas águas do Rio Uberabinha, foi adotado nessa pesquisa o Índice de Qualidade de Águas - IQA. Com os resultados das análises laboratoriais das amostras coletadas e com os dados de parâmetros da TABELA 02 o Índice de Qualidade de Água - IQA foi determinado. Nessa proposta foi adotada a metodologia do IQA multiplicativo, com o Índice de Qualidade de Água, variando de 0 a 100, por ser a mesma metodologia adotada pelo Instituto Mineiro de Gestão das Águas - IGAM, no Projeto Águas de Minas.

O IQA é determinado pelo produtório ponderado das qualidades estabelecidas para cada parâmetro (IGAM, 2005).

sendo:

$$IQA = \prod_{i=0}^9 q_i^{wi} \quad (1)$$

onde:

IQA: Índice de qualidade das águas, variando de 0 a 100;

$q_i$ : qualidade do  $i$ -ésimo parâmetro, obtido da curva média específica de qualidade em função de concentração ou medida.



w<sub>i</sub>: peso correspondente ao i-ésimo parâmetro, um número entre 0 e 1, atribuído em função da sua importância para a conformação global de qualidade.

i: número do parâmetro, que compõe o índice variando de 1 a 9.

**TABELA 02:** Parâmetros necessários para o cálculo do IQA

PARÂMETROS	PESO - w <sub>i</sub>
Oxigênio dissolvido - OD (% OD Sat)	0,17
Coliformes fecais (NMP/100 mL)	0,15
pH	0,12
Demanda Bioquímica Oxigênio - DBO (mg/L)	0,10
Nitratos (mg/L NO <sub>3</sub> )	0,10
Fosfatos (mg/L PO <sub>4</sub> )	0,10
Variação na temperatura (°C)	0,10
Turbidez (UNT)	0,08
Resíduos totais (mg/L)	0,08

Fonte: IGAM 2005

#### 5.4.1. Oxigênio Dissolvido - OD

Determinação da concentração de saturação de oxigênio:

$$C_s = (14,2 \times e^{-0,0212T} - (0,0016 \times C_{Cl} \times e^{-0,0264T})) \times (0,994 - (0,0001042 \times H))$$

onde:

C<sub>s</sub>: Concentração de saturação de oxigênio (mg/L)

T: Temperatura (°C)

C<sub>Cl</sub>: Concentração de cloreto (mg/L)

H: Altitude (m)

A porcentagem de oxigênio dissolvido é calculada pela expressão:

$$\%OD = (OD/C_s) \times 100$$

onde:

%OD: porcentagem de oxigênio dissolvido

OD: oxigênio dissolvido (mg/L)

C<sub>s</sub>: concentração de saturação de oxigênio dissolvido (mg/L)

A partir do cálculo efetuado, pode-se determinar a qualidade das águas brutas, que é indicada pelo IQA, variando numa escala de 0 a 100, conforme os valores apresentados na TABELA 03.

**TABELA 03:** Nível de Qualidade de Água

Nível de Qualidade	Faixa
Excelente	$90 < \text{IQA} \leq 100$
Bom	$70 < \text{IQA} \leq 90$
Médio	$50 < \text{IQA} \leq 70$
Ruim	$25 < \text{IQA} \leq 50$
Muito Ruim	$0 \leq \text{IQA} \leq 25$

**Fonte:** IGAM, 2005

As equações para o cálculo do  $q_i$  para os parâmetros relacionados no cálculo do Índice de Qualidade da Água são apresentadas na TABELA 04.

TABELA 04: Equações para o cálculo de qi para os parâmetros considerados no Índice de Qualidade da Água - IQA.

Parâmetros	Condição	Equação
Oxigênio Dissolvido - %OD		$q_i = 100 \times (\text{sen } (y_1))^2 - [(2,5 \times \text{sen } (y_2) - 0,018 \times \%OD + 6,86) \times \text{sen } (y_3)] + \frac{12}{e^{y_4} + e^{y_5}} \quad \text{Sendo:}$ $y_1 = 0,01396 \times \%OD + 0,0873 \quad y_2 = \frac{\pi}{56} \times (\%OD - 27) \quad y_3 = \frac{\pi}{85} \times (\%OD - 15) \quad y_4 = \frac{(\%OD - 65)}{10} \quad y_5 = \frac{65 - \%OD}{10}$
	%OD Saturação $\leq 100$	
	$100 < \%OD \text{ Saturação} \leq 140$	$q_i = -0,00777142857142832 \times (\%OD)^2 + 1,27854285714278 \times \%OD + 49,8817148572$
	%OD Saturação $>140$	$q_i = 47,0$
Coliformes Fecais - CF	$CF \leq 10^5 \text{ NMP}/100 \text{ ml}$	$q_i = 98,24034 - 34,7145 \times (\log (CF)) + 2,614267 \times (\log (CF))^2 + 0,107821 \times (\log (CF))^3$
	$CF > 10^5 \text{ NMP}/100 \text{ ml}$	$q_i = 3,0$
pH	$pH \leq 2,0$	$q_i = 2,0$
	$2,0 < pH \leq 6,9$	$q_i = -37,1085 + 41,91277 \times pH - 15,7043 \times pH^2 + 2,417486 \times pH^3 - 0,091252 \times pH^4$
	$6,9 < pH \leq 7,1$	$q_i = -4,69365 - 21,4593 \times pH - 68,4561 \times pH^2 + 21,638886 \times pH^3 - 1,59165 \times pH^4$
	$7,1 < pH \leq 12,0$	$q_i = -7.698,19 + 3.262,031 \times pH - 499,494 \times pH^2 + 33,1551 \times pH^3 - 0,810613 \times pH^4$
	$pH \geq 12,0$	$q_i = 3,0$
DBO	$DBO \leq 30,0 \text{ mg/L}$	$q_i = 100,9571 - 10,7121 \times DBO + 0,49544 \times DBO^2 - 0,011167 \times DBO^3 + 0,0001 \times DBO^4$
	$DBO > 30,0 \text{ mg/L}$	$q_i = 2,0$

Nitrato Total - $\text{NO}_3^-$	$\text{NO}_3^- \leq 10,0 \text{ mg/L}$	$q_i = -5,1 \times \text{NO}_3^- + 100,17$
	$10,0 < \text{NO}_3^- \leq 60,0 \text{ mg/L}$	$q_i = -22,853 \times \ln(\text{NO}_3^-) + 101,18$
	$60,0 < \text{NO}_3^- \leq 90,0 \text{ mg/L}$	$q_i = 10.000.000.000 \times (\text{NO}_3^-)^{-5,1161}$
	$\text{NO}_3^- > 90,0 \text{ mg/L}$	$q_i = 1,0$
Fosfato Total - $\text{PO}_4^{3-}$	$\text{PO}_4^{3-} \leq 10,0 \text{ mg/L}$	$q_i = 79,7 \times (\text{PO}_4 + 0,821)^{-1,15}$
	$\text{PO}_4^{3-} > 10,0 \text{ mg/L}$	$q_i = 5,0$
Turbidez - Tu	$\text{Tu} \leq 100$	$q_i = 90,37 \times e^{(-0,0169 \times \text{Tu})} - 15 \times \cos(0,0571 \times (\text{Tu} - 30)) + 10,22 \times e^{(-0,231 \times \text{Tu})} - 0,8$
	$\text{Tu} > 100$	$q_i = 5,0$
Sólidos Totais - ST	$\text{ST} \leq 500$	$q_i = 133,17 \times e^{(-0,0027 \times \text{ST})} - 53,17 \times e^{(-0,0141 \times \text{ST})} + [(-6,2 \times e^{(-0,00462 \times \text{ST})}) \times \sin(0,0146 \times \text{ST})]$
	$\text{ST} > 500$	$q_i = 30,0$
Varição Temperatura - $\Delta T$	$-0,625 < \Delta T \leq 0,625$	$q_i = 4,8 \times \Delta T + 93 \quad \text{se } \Delta T \cong 0 \quad q_i = 93$

**Fonte:** IGAM 2005

## 6. SEDIMENTOS

O termo sedimento vem do latim e significa, de acordo com uma tradução etimológica literal, deposição ou aquilo que é passível de se depositar. A origem do sedimento tem início, de certa forma, no ciclo de transformação das rochas que começa pelo intemperismo, o qual é o conjunto de modificações de ordem física e química que as rochas sofrem ao aflorar na superfície da Terra. (RIBEIRO, 2003).

Os produtos do intemperismo, rocha alterada e solo, estão sujeitos aos outros processos do ciclo supérgeno: erosão, transporte e sedimentação. Entretanto, é importante ressaltar que os processos intempéricos não envolvem transporte mecânico significativo. Dessa maneira, o resultado de uma rocha intemperizada não é ainda um sedimento, mas um manto de alteração *in situ*, no qual se inclui uma camada superior de solo, constituída pelo que se pode chamar de “partículas” da rocha-mãe e do próprio solo (GIANNINI e RICCOMINI, 2000). Os sedimentos poderão permanecer no local e dar origem aos sedimentos autóctones ou poderão ser transportados, por diferentes agentes da natureza, com modificação na forma e nas dimensões iniciais, originando os sedimentos alóctones.

Dessa forma, o sedimento é caracterizado como partículas de materiais pouco espessos, oriundas do intemperismo de rocha e solos ou da decomposição de animais e vegetais, que cobrem fundo de rios, riachos, lagos, reservatórios, baías, estuários e oceanos. Normalmente, os sedimentos são constituídos de uma mistura de materiais orgânicos, tais como degradação de tecidos orgânicos, bactérias, algas, e materiais inorgânicos, como óxidos, hidróxidos, silicatos, carbonatos, sulfetos e fosfatos. A proporção de minerais para matéria orgânica varia consideravelmente em um local para outro (MANAHAN, 1994).

A dinâmica de um metal pode ser definida como a sua propriedade de se transferir de um sistema químico para o outro. O termo sistema químico aqui pode ser definido, teoricamente, como o infinitesimal de compartimento, no caso

de sedimento, com características homogêneas. Assim, quando um elemento passa de sistema redutor para um sistema oxidante, ocorre transferência e a sua forma química é modificada, fazendo também modificar sua dinâmica. Na nova condição oxidante, o metal pode deixar de ficar indisponível e passar para uma forma disponível para os organismos, constituindo-se em risco de exposição para o ecossistema e eventualmente para o homem. (RIBEIRO, 2003).

Estudos ambientais têm indicado que não existe uma correlação entre a concentração total do metal e a sua toxicidade e que a forma química e, conseqüentemente, a mobilidade dos metais, mais do que a sua concentração total, são fatores determinantes da toxicidade desses metais. O problema da mobilidade é particularmente importante quando é necessário prever os efeitos de modificações físico-químicas causadas por intervenções antrópicas (MARKERT, 1998)

Além da importância de se conhecer a mobilidade, existe a preocupação com a disponibilidade do metal, e conseqüentemente a sua toxicidade em amostras de sedimento. Assim, de certa forma, os estudos de ecotoxicologia com organismos vivos já se tornaram comuns na avaliação da contaminação de amostras de água e sedimentos.

Além dos testes com os organismos vivos, bioensaios, desde os anos 90 alguns autores, preocupados com a questão da toxicidade dos metais em sedimentos, começaram a relacionar a disponibilidade biológica destes poluentes à concentração de sulfetos (BRUMBAUGH *et al.*, 1994). Os sulfetos têm um papel importante na disponibilização biológica e mobilização, na medida em que complexos de sulfeto-metálicos são precipitados muito estáveis e pouco reativos quimicamente (REGNELL *et al.*, 2001). Assim, alguns autores começaram a observar que quanto maior era a disponibilidade de sítios de sulfeto para o armadilhamento dos metais, menor era sua toxicidade (DI TORO *et al.*, 1990).

A determinação da qualidade dos sedimentos no Rio Uberabinha, a interpretação ambiental dos valores de metais e sua possível relação com efeitos adversos à biota, só é possível por meio de comparação com valores

previamente determinados e que possam servir como referência. Para esta finalidade vários valores de referências têm sido criados para determinar a existência de contaminação ambiental, denominados Valores Guia de Qualidade de Sedimentos - VGQS.

### **6.1. Valores Guia de Qualidade de Sedimentos - VGQS**

Muito empenho se tem feito para estabelecer parâmetros confiáveis que possam ser empregados como VGQS. Estes valores vêm sendo usados em inúmeras aplicações, incluindo a elaboração de programas de monitoramento de contaminação, interpretação de dados históricos, avaliação da qualidade de materiais dragados, estudos de remediação e riscos ecológicos, estabelecimento de classificação de áreas de risco ambiental (MACDONALD *et al.*, 2000). Os valores numéricos dos guias de qualidade de sedimentos, quando usados em combinação com outras ferramentas, como testes de toxicidade, por exemplo, representam uma ferramenta poderosa na avaliação da qualidade de sedimentos.

Existem várias metodologias e abordagens possíveis para se estabelecer um critério que garanta a qualidade de sedimentos, algumas mecânicas e teóricas, outras baseadas em observações empíricas. Entretanto, todas as abordagens partilham a intenção de fornecer valores padrão de contaminação que possam ser efetivamente adotados para a proteção do ambiente bentônico.

Os critérios de qualidade de sedimentos teóricos se baseiam nos métodos de equilíbrio de partição - EqP - *Equilibrium Partitioning* e sulfetos volatilizáveis por acidificação - AVS - *Acid Volatile Sulfide*, enquanto os métodos empíricos priorizam as evidências de contaminação e diferem entre si pela utilização de diferentes tratamentos estatísticos. Em geral os estudos estatísticos definem dois valores de referência que dividem a faixa de concentração dos contaminantes em três partes: nenhum ou pouco efeito adverso, provável ou pequeno efeito adverso e significativo ou severo efeito adverso sobre espécies sensíveis de organismos bentônicos (BASILIO, 2005).

SILVÉRIO (2003) apresenta uma revisão dos vários VGQS e suas diferentes abordagens: 1) equilíbrio de partição - EqP; 2) concentrações em níveis basais SEL - *Severe Effect Level* e LEL - *Lowest Effect Level*; 3) intervalo de efeito baixo ERL - *Effect Range-Low* e intervalo de efeito médio ERM - *Effect Range-Median*; 4) nível limiar de efeitos TEL - *Threshold Effect Level* e nível provável de efeito PEL - *Probable Effect Level*; 5) limiar de efeitos aparentes AET - *Apparent Effect Level*; 6) concentração de efeito limiar TEC - *Threshold Effect Concentration* e concentração de efeito provável PEC - *Probable Effect Concentration*; 7) modelo de regressão logística LRM - *Linear Regression Model*.

Os valores de referência foram estabelecidos por meio de uma abordagem empírica baseada em informações de extensos bancos de dados sobre níveis de contaminação de sedimentos e respostas biológicas. Levam ainda em consideração os valores de *background* dos metais nos sedimentos, testes de toxicidade elaborados pela adição de metais aos sedimentos, critérios de qualidade para matrizes como água, tecido de organismos e solo e avaliação da comunidade bentônica (MACDONALD *et al.*, 2000).

Dentre estes vários critérios de qualidade de sedimentos existentes, dois têm sido bastante usados no processo de decisão sobre a disposição de sedimentos dragados e como gatilho para intervenção em áreas contaminadas. Sendo, o primeiro deles ERL/ERM (LONG e MORGAN, 1991) e o segundo TEL/PEL (SMITH *et al.*, 1996). Soma-se a esses um terceiro critério o TEC/PEC, que foi proposto (MACDONALD *et al.*, 2000), que tem a importância de tentar estabelecer um consenso para os VGQS existentes para sistemas de água doce.

### **Concentração de Efeito Limiar - TEC e Concentração de Efeito Provável - PEC**

Os valores de PEC e TEC foram estabelecidos por MACDONALD *et al.* (2000) com o objetivo de unificar os vários VGQS existentes para sedimentos de água doce. Estes valores foram obtidos para 28 substâncias químicas a partir de uma triagem dos vários VGQS publicados para sedimentos de água doce. Foram considerados para este estudo os VGQS's que: 1) apresentavam metodologias



transparentes, 2) os valores foram baseados em estudos empíricos que relacionaram efeitos danosos à fauna bentônica com concentrações elevadas de contaminantes e 3) os VGQS foram estabelecidos em bases novas e não readaptados a partir de VGQS's pré-existentes.

Estabelecidos os valores de PEC e TEC, estes foram avaliados comparando com os valores de contaminação dos sedimentos obtidos nos vários trabalhos a partir dos quais foram derivados os VGQS's originais. Desta forma foram validadas as seguintes relações: TEC - representa os valores abaixo do qual raramente são esperados efeitos tóxicos sobre a fauna bentônica e PEC - representa os valores de contaminantes associados aos sedimentos acima dos quais freqüentemente ocorrem efeitos tóxicos a fauna bentônica. Estes valores foram estabelecidos para preverem corretamente 75% dos casos. Isso significa que usando estes valores de TEC e PEC há sempre uma possibilidade de 25% de falsos positivos, amostras classificadas incorretamente como tóxicas; e falsos negativos, sedimentos incorretamente classificados como não tóxicos.

## **6.2. Referências VGQS - Internacionais**

Na literatura, os VGQS são derivados a partir de diferentes abordagens. Os princípios gerais para estabelecimento de VGQS para metais, segundo a Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos, US-EPA, são baseados na Teoria do Equilíbrio de Partição. O equilíbrio é estabelecido entre a partição de metais entre o sedimento e os sulfetos ácidos voláteis - AVS, ou qualquer outra fase controladora da disponibilidade, e as águas intersticiais, considerando-se que a sensibilidade dos organismos bentônicos para compostos orgânicos e metais é similar. A US-EPA tem focalizado grande esforço na realização de estudos, utilizando parâmetros múltiplos e em várias localidades, para o estabelecimento seguro dos valores de qualidade dos sedimentos (RINGWOOD, 2001).

No Canadá, os VGQS foram gerados a partir de um banco de dados denominado Banco de Dados de Efeitos Biológicos para Sedimentos, com base em informações, químicas e toxicológicas, disponíveis na América do Norte, sob responsabilidade do Conselho Canadense do Ministério do Meio Ambiente -

CCME. Dois valores limites foram derivados para definir três faixas de concentração química; aquelas que são raramente, ocasionalmente e freqüentemente associadas a efeitos biológicos adversos. Os dois valores guias canadenses são TEL - *Threshold Effect Level* e PEL - *Probable Effect Level*, para cada elemento ou composto químico. (CCME, 1999).

Os VGQS canadenses foram estabelecidos com base na distribuição da freqüência da toxicidade observada, em função de valores de concentração do conjunto de dados analisado. O valor do TEL representa o limite superior do intervalo de concentração do elemento ou composto químico no sedimento, do conjunto de dados, onde não foram observados efeitos significativos aos organismos aquáticos. Os valores de concentração, de determinado composto, ou elemento químico, abaixo do respectivo valor do TEL não são considerados como nocivos para os organismos aquáticos. O valor do PEL representa o limite inferior de concentração, à qual são freqüentemente ou sempre associados efeitos negativos à biota, ou seja, o valor do PEL indica a menor concentração associada a efeitos adversos à biota. (CCME, 1999).

Os VGQS são baseados nos valores de concentrações totais das substâncias, em amostras de sedimentos de superfície, com base no seu peso seco. Contudo, a matriz de sedimento é considerada complexa e dinâmica, com componentes bióticos e abióticos, que podem influenciar na disponibilidade do metal ou composto, associado ao sedimento (CCME, 1999).

A seleção do VGQS mais apropriado para uma aplicação específica é uma tarefa difícil, pois há uma falta de informações a respeito do uso dos vários VGQS publicados. Além disso, os VGQS numéricos podem variar muito para a mesma substância, dependendo do banco de dados e abordagens utilizadas na sua derivação. Outros fatores que dificultam também na escolha do VGQS são as incertezas em relação à biodisponibilidade dos contaminantes nos sedimentos; os efeitos das misturas de poluentes; e a relevância ecológica dos valores guia de orientação (MACDONALD *et al.*, 2000).

**TABELA 04:** Valores de TECs, abaixo do quais efeitos danosos são improváveis ocorrer e Valores de PECs, acima dos quais efeitos danosos são frequentemente observados, do GQS consensual e de outros GQSs para metais em ecossistemas de água doce.

Concentrações limite de efeitos - TECs						Concentrações de efeitos prováveis - PECs						
mg/kg material seco						mg/kg material seco						
METAIS	TEL	LEL	MET	ERL	TEL HA28	TEC GQSconsensual	PEL	SEL	TET	ERM	PEL HA28	PEC GQSconsensual
Cádmio	0,596	0,6	0,9	5	0,58	0,99	3,53	10	3	9	3,2	4,98
Cromo	37,3	26	55	80	36	43,4	90	110	100	145	120	111
Cobre	35,7	16	28	70	28	31,6	197	110	86	390	100	149
Chumbo	35	31	42	35	37	35,8	91,3	250	170	110	82	128
Zinco	123	120	150	120	98	121	315	820	540	270	540	459

Fonte: MACDonald *et al.*, 2000.

TEL= Threshold Effect Level

LEL= Lowest Effect Level

MET= Minimal Effect Threshold

ERL= Effect Range Low

TEL-HA28= Threshold Effect Level for *Hyalella azteca*; teste 28 dias

nn = não normatizado.

PEL= Probable Effect Level

SEL= Severe Effect Level

TET= Toxic Effect Threshold

ERM= Effect Range Median

PEL\_HA28= Probable Effect Level for *Hyalella azteca*; teste 28 dias,

Os VGQS devem ser usados como ferramentas de auxílio na interpretação das concentrações de contaminantes nos sedimentos, pois não são definitivos nem apropriados se aplicados sozinhos para fins de regulamentação pois, dentre outras coisas, não há definição de VGQS para todas as substâncias, o uso de diferentes VGQS pode gerar resultados diversos. A TABELA 04 apresenta os valores guias dos principais estudos realizados por diferentes pesquisadores, para os metais em ecossistemas de água doce.

### **6.3. Referências VGQS - Nacionais**

A Resolução CONAMA nº 420 de 28 de dezembro de 2009 dispõe sobre critérios e valores orientadores de qualidade do solo quanto à presença de substâncias químicas e estabelece diretrizes para o gerenciamento ambiental de áreas contaminadas por essas substâncias em decorrência de atividades antrópicas. A proteção do solo deve ser realizada de maneira preventiva, a fim de garantir a manutenção da sua funcionalidade ou de maneira corretiva visando restaurar sua qualidade ou recuperá-la de forma compatível com o uso.

A avaliação da qualidade do solo, quanto à presença de substâncias químicas, deve ser efetuada com base em Valores Orientadores de Referência de Qualidade - VRQs; Valores Orientadores de Prevenção - VP e Valores Orientadores de Investigação - VI. Os VRQs do solo para substâncias químicas naturalmente presentes serão estabelecidos pelos órgãos ambientais competentes do Estado e do Distrito Federal.

No Brasil, ainda não existem valores de referência para a concentração de contaminantes em sedimentos coletados nos ambientes aquáticos do país. Dessa forma, por meio da Resolução CONAMA nº 344 de 25 de março de 2004, que prevê as diretrizes gerais e os procedimentos mínimos para a avaliação do material dragado em águas jurisdicionais brasileiras, estabelece valores de referência de concentração baseados nos Valores Guias de Qualidade de Sedimentos - VGQS - canadenses.

A diferença é de que a Resolução CONAMA nº 344/2004 classifica o sedimento em dois níveis e faz distinção entre os sedimentos coletados em água doce e os sedimentos de água salina-salobra. Esses VGQS fornecem informações a respeito das relações entre concentrações de poluentes no sedimento e qualquer efeito adverso resultante da exposição a estes contaminantes.

A avaliação da qualidade do solo, quanto à presença de substâncias químicas, deve ser efetuada com base em Valores Orientadores de Referência de Qualidade - VRQs; Valores Orientadores de Prevenção - VP e Valores Orientadores de Investigação - VI. Os VRQs do solo para substâncias químicas naturalmente presentes serão estabelecidos pelos órgãos ambientais competentes do Estado e do Distrito Federal.

**TABELA 05:** Valores orientadores de qualidade dos solos e material a ser dragado adaptado para sedimentos.

Substâncias inorgânicas	CONAMA nº 420	CONAMA nº 344	
	Valores orientadores para solos	Valores orientadores para material a ser dragado em água doce	
	(mg/kg de material seco)	Níveis de Classificação (mg/kg de material seco)	
	Referencial de qualidade e de prevenção	Nível 1	Nível 2
Arsênio	15	5,9	17
Bário	150	-	-
<b>Cádmio</b>	1,3	<b>0,6 *</b>	<b>3,5**</b>
<b>Chumbo</b>	72	<b>35 *</b>	<b>91,3**</b>
Cobalto	25	-	-
<b>Cobre</b>	60	<b>35,7*</b>	<b>197**</b>
Cromo	75	37,3	90
Mercurio	0,5	0,17	0,486
Molibdênio	30	-	-
<b>Níquel</b>	30	<b>18*</b>	<b>35,9**</b>
Prata	2	-	-
Selênio	5	-	-
<b>Zinco</b>	300	<b>123*</b>	<b>315**</b>

\* valores do TEL

\*\* valores do PEL

Ainda, de acordo com essa resolução, caso um sedimento apresente concentração de metais acima do limiar superior, classificando a área com Nível 2, mas bioensaios de toxicidade permitam classificar o sedimento como não tóxico, o sedimento será considerado não contaminado.

#### **6.4. Análise granulométrica**

Em relação às análises granulométricas, foram realizadas pelo método da pipeta, segundo a metodologia da EMBRAPA (1999). A análise granulométrica descrita nesse método é com dispersão química e dispersão mecânica, sendo quantificadas as frações areia, silte e argila.

#### **6.5. Caracterização dos sedimentos**

Nas amostras de sedimentos foram avaliadas as seguintes substâncias: sólidos fixos, sólidos voláteis, alumínio, cálcio, ferro, manganês, potássio, sódio cádmio, chumbo, cobre, cromo e zinco e também determinadas matéria orgânica, carbono total e a análise granulométrica para a caracterização da quantidade de areia grossa, areia fina, argila e silte presentes nas amostras.

#### **6.6. Análise estatística dos dados**

No caso de uma única variável medida em amostras, a análise é feita por intermédio da estatística univariada. Se forem obtidos valores de diversas variáveis em cada amostra, as técnicas para a análise desses dados são fornecidas pela estatística multivariada ou multidimensional. Essa análise estatística de mensurações múltiplas sobre uma amostra fornece um melhor entendimento na razão direta do número de variáveis utilizadas e permite considerar simultaneamente a variabilidade das diversas propriedades medidas. Uma das funções dos métodos multivariados é reduzir a dimensão dos dados ao apresentar os resultados, para um melhor entendimento gráfico a duas ou três dimensões. Entre os métodos mais utilizados destacam-se a análise de agrupamentos, a análise de componentes principais (LANDIM, 2011).

### 6.6.1. Análise univariada

Os resultados de análises de dados univariados ou bivariados podem se apresentar na forma de gráficos de fácil compreensão. A análise de regressão é uma ferramenta importante da estatística. Tem como objetivo principal possibilitar a estimativa do valor médio de uma variável de resposta  $y$ , variável dependente, tendo por base valores de variáveis explicativas, independentes,  $x_1, x_2, \dots, x_n$ . A equação da análise de regressão é o modelo de previsão da variável  $y$ . O ajuste é efetuado numericamente pelo método dos mínimos quadrados, que se baseia na minimização dos erros. No caso, a função de erro a ser minimizada é o somatório dos quadrados dos erros.

O modelo linear é dado pela equação da reta, a adequação do modelo aos dados experimentais é avaliada pelo coeficiente de correlação. O valor de  $r$  é adimensional e varia sempre entre -1 e 1. A interpretação do coeficiente de correlação se faz no sentido de que, quanto mais próximo de -1 ou de 1, melhor o ajuste da reta aos dados observados e, quanto mais próximo de zero, pior é o ajuste. O sinal do coeficiente de correlação indica também o tipo de relação entre  $x$  e  $y$ . Se  $r > 0$  indica que  $y$  aumenta com o aumento de  $x$ , enquanto, se  $r < 0$  indica que  $y$  diminui com o aumento de  $x$ . sendo que  $r$  representa apenas o ajuste de modelos lineares

Outra forma de se avaliar o ajuste do modelo é através do coeficiente de determinação,  $r^2$ , que representa a proporção da variância dos dados que é explicada pelo modelo. Sendo que,  $r^2$  varia de zero, ausência de ajuste, a +1, ajuste perfeito.

Na realização do teste de hipótese, um item importante, é o da definição do nível de significância do teste, associado ao erro tipo 1. O nível de significância é o complemento do nível de confiança. Assim, um nível de significância de 5% equivale a um nível de confiança de 95%, e um nível de significância de 1% equivale a um nível de confiança de 99%. Quanto menor o nível de significância do teste, maior a confiança na sua conclusão. Valores de nível de significância usuais são de 5% ou, em testes mais rigorosos de 1% (VON SPERLING, 2011).

#### **6.6.1.1. Análise de variância - ANOVA**

A análise de variância é um procedimento utilizado para comparar médias, a comparação é feita através de testes. Nessa pesquisa foi usado o Teste de Tukey, para a avaliação temporal dos dados obtidos nas amostras de sedimentos, nas quatro coletas realizadas, fixando-se os pontos de amostragem que caracterizam o espaço.

#### **Teste de Tukey**

O teste de Tukey é utilizado para comparações de médias duas a duas, quando os tratamentos são qualitativos. O teste permite estabelecer a Diferença Mínima Significativa - DMS - do experimento, expressa na mesma unidade dos dados, que corresponde a um valor de referência para as comparações entre médias. Para que as médias de dois tratamentos sejam consideradas estatisticamente diferentes, a diferença entre elas deve superar a DMS calculada para o experimento.

#### **6.6.2. Análise multivariada**

A denominação análise multivariada corresponde a um grande número de métodos e técnicas que utilizam simultaneamente todas as variáveis na interpretação teórica do conjunto de dados obtidos. Existem vários métodos de análise multivariada com finalidades bem diversas entre si. Quando o interesse é verificar como as amostras se relacionam, ou seja, o quanto estas são semelhantes segundo as variáveis utilizadas na pesquisa, destacam-se dois métodos que podem ser utilizados: a análise por agrupamento hierárquico e a análise por componentes principais.

##### **6.6.2.1. Análise de agrupamento hierárquico - HCA**

A análise de agrupamento hierárquico consiste no tratamento matemático de cada amostra como um ponto no espaço multidimensional descrito pelas variáveis escolhidas. Também é possível, nesta técnica, tratar cada variável



como um ponto no espaço multidimensional descrito pelas amostras, ou seja, podemos ter agrupamento de amostras ou de variáveis de acordo com o interesse em cada situação. Quando uma determinada amostra é tomada como um ponto no espaço das variáveis, é possível calcular a distância deste ponto a todos os outros pontos, constituindo-se assim uma matriz que descreve a proximidade entre todas as amostras estudadas (MOITA NETO, 2004).

Existem várias maneiras de calcular a distância entre dois pontos, baseada nesta matriz de proximidade entre as amostras, se constrói um diagrama de similaridade denominado dendrograma. Existem várias maneiras de aglomerar matematicamente estes pontos no espaço multidimensional para formar os agrupamentos hierárquicos. Cada um corresponde a um algoritmo específico, que usa as informações da matriz de proximidade para criar um dendrograma de similaridade.

A interpretação de um dendrograma de similaridade entre amostras fundamenta-se no fato de duas amostras próximas terem também valores semelhantes para as variáveis medidas. Ou seja, elas devem ser próximas matematicamente no espaço multidimensional. Portanto, quanto maior a proximidade entre as medidas relativas às amostras, maior a similaridade entre elas. O dendrograma hierarquiza esta similaridade e oferece uma visão bidimensional da similaridade ou dissimilaridade de todo o conjunto de amostras utilizado no estudo. Quando o dendrograma construído é das variáveis, a similaridade entre duas variáveis aponta forte correlação entre estas variáveis do conjunto de dados estudado.

A aplicação da análise de agrupamento hierárquico, quando temos variáveis de escalas diferentes, deve ser precedida por um tratamento prévio dos dados. O pré-tratamento mais comumente empregado é o que transforma as medidas de cada variável de tal modo que o conjunto de dados tenha média zero e variância um. A finalidade deste procedimento é equalizar a importância estatística de todas as variáveis utilizadas.

#### **6.6.2.2. Análise de componentes principais - PCA**

A análise de componentes principais é uma técnica estatística que pode ser utilizada para redução do número de variáveis e para fornecer uma visão do conjunto de dados. A análise de componentes principais fornece as ferramentas adequadas para identificar as variáveis mais importantes no espaço das componentes principais.

Nessa análise as variáveis originais são reescritas em novas variáveis denominadas componentes principais, por meio de uma transformação de coordenadas. A transformação de coordenadas é um processo feito usando matrizes. A transformação matemática das coordenadas pode ser feita de diversas maneiras conforme o interesse.

Os componentes principais são as novas variáveis geradas através de uma transformação matemática realizada sobre as variáveis originais. Cada componente principal é uma combinação linear de todas as variáveis originais. Nestas combinações, cada variável terá uma importância ou peso diferente.

As características das componentes principais que as tornam mais efetivas que as variáveis originais, para a análise do conjunto das amostras, são duas. As componentes principais são ortogonais entre si, deste modo, cada componente principal traz uma informação estatística diferente das outras. A segunda característica importante é decorrente do processo matemático-estatístico de geração de cada componente, que maximiza a informação estatística, para cada uma das coordenadas que estão sendo criadas. As variáveis originais têm a mesma importância estatística, enquanto que as componentes principais têm importância estatística decrescente. As primeiras componentes principais são tão mais importantes que se pode até desprezar as demais (MOITA NETO, 2004).

Assim, na análise de componentes principais as variáveis podem ser analisadas separadamente devido à ortogonalidade, servindo para interpretar o peso das variáveis originais na combinação das componentes principais mais importantes e podem servir para visualizar o conjunto da amostra apenas pelo

gráfico das duas primeiras componentes principais, que detêm maior parte da informação estatística.

No tratamento estatístico dos dados dessa pesquisa, diferentes programas computacionais foram usados o Excel, o Sisvar, o Statistica e o Statistical Package for Social Sciences - SPSS, entre outros.

## 7. BIOENSAIOS

Em relação a organismos expostos a poluentes, bioindicadores, faz-se a necessidade do biomonitoramento; utilizando testes em sistemas biológicos, biomarcadores, suscitando promissoras ferramentas para a identificação de poluentes capazes de causar dano à saúde humana e ao ambiente (SILVA *et al.*, 2003).

Muitas espécies animais podem ser usadas como bioindicadores, para testar os efeitos de algumas substâncias químicas em linhagens de laboratório, ou para avaliar populações naturais na investigação da presença de poluição no ecossistema (CRISTALDI *et al.*, 2004). Entre os organismos utilizados como bioindicadores ambientais, estão principalmente as espécies aquáticas, tais como moluscos, peixes, anfíbios, mamíferos (COTELLE e FERARD, 1999).

Peixe é um modelo adequado como bioindicador de genotóxicos no meio aquático, devido sua habilidade para metabolizar xenobiótico e acumular contaminantes. O uso de peixe como organismo indicador é satisfatório para monitorar a presença de contaminantes genotóxicos no ambiente, por proporcionar informações gerais sobre os efeitos de sua exposição à mistura complexa como águas fluvial (MINISSI *et al.*, 1996).

Muitas espécies de peixes têm se demonstrado como bons bioindicadores para estudos *in situ*, utilizando o teste micronúcleo como biomarcador de genotoxicidade (GARCIA-VAZQUEZ, 2003). O teste do micronúcleo é o ensaio *in vitro* mais amplamente utilizado para a detecção de agentes clastogênicos, que quebram cromossomos, e de agentes aneugênicos, que são aqueles que induzem aneuploidia ou segregação cromossômica anormal (RIBEIRO *et al.*, 2003). Micronúcleos resultam de lesões no DNA ou cromossomos, ou no nível de proteínas direta ou indiretamente envolvidas na segregação cromossômica. Formação de micronúcleos depende da perda de fragmentos cromossômicos ou de cromossomos inteiros, e requer divisão mitótica ou meiótica (KIRSCH-VOLDERS *et al.*, 2003).

## 7.1. Material biológico

O bagre, *Rhamdia quelen*, conhecido como Jundiá tem hábitos noturnos com preferência por locais calmos e profundos dos rios com seixos grandes ou **com** troncos submersos (SCHULZ e LEUCHTENBERGER, 2006).

Foram coletados espécimes de bagre, *Rhamdia quelen*, bioindicadores, de ambos os sexos que foram transportados vivos e mantidos em aquário. Nos parâmetros morfométricos do peixe foram incluídos o peso e o tamanho. Os exemplares foram coletados nos cinco pontos de amostragem dessa pesquisa, na bacia do Rio Uberabinha. As amostras foram capturadas utilizando armadilhas tipo funil feitas de chapa de aço inoxidável, contendo peixes, vísceras de frango, bovina e de coração, como isca e com auxílio de anzol. Os peixes foram mantidos em isopor com água do local e aeração, e em seguida transportados até o Laboratório de Citogenética - Universidade Federal de Uberlândia, para posterior processamento.

## 7.2. Teste de Micronúcleo - MN

O teste de micronúcleo foi realizado de acordo com os critérios descritos por COUNTRYMAN e HEDDLE (1976) e FENECH (1993). Após a coleta no período noturno e aclimatização dos animais por 6 horas, os peixes foram anestesiados com 25 ml de solução alcoólica de benzocaína 1,5% em um aquário com volume de dois litros de água. Após 30 minutos de sedação os peixes foram submetidos à extração de uma amostra de sangue, por meio de punção da veia caudal com auxílio de seringa heparinizada, para realização de esfregaço em lâminas, dois por peixe. Em cada lâmina foi pingado cerca de 40 µl de sangue, as mesmas foram secas à temperatura ambiente e após 24 horas fixadas em metanol 100% por 20 minutos.

Em seguida, as lâminas foram coradas com solução Giensa 4% diluída em tampão fosfato, 60 mM  $\text{KH}_2\text{PO}_4$  e 60 mM  $\text{Na}_2\text{HPO}_4$ , com pH 6.8, por 15 minutos. As lâminas foram lavadas com água destilada e secas em temperatura ambiente, e posteriormente preparadas pra uso. A análise citológica foi realizada em

microscópio óptico, magnificação de 1000x. Cerca de 2000 células de eritrócitos mononucleadas foram examinadas por peixe em cada lâmina.

## **8. RESULTADOS E DISCUSSÕES**

### **8.1 Resultados das análises das amostras de água**

A TABELA 06 apresenta o resultado das análises realizadas nas amostras de água, nos cinco pontos de amostragem, nas quatro coletas realizadas. Em relação ao parâmetro odor, nesta pesquisa, os resultados apresentados na TABELA 06 para as amostras de água coletadas, indicaram inodor para os dois pontos iniciais da amostragem e não objetáveis para os demais pontos.

Em relação aos dados apresentados na TABELA 06, observa-se que a cor da água a montante do Município de Uberlândia e no segundo ponto de amostragem, se apresentou translúcida, tornando-se turva à medida que o Rio Uberabinha passou a receber a carga poluidora de origem antropogênica ao longo do seu percurso. Valores elevados de até 45 uH e 41uH foram observados nos dois últimos pontos de amostragem.

**TABELA 06:** Resultados das análises das amostras de água nas quatro coletas realizadas no Rio Uberabinha, nos cinco pontos estudados.

	Coletas Ponto 1				Coletas Ponto 2				Coletas Ponto 3				Coletas Ponto 4				Coletas Ponto 5			
Parâmetros	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4
Temperatura (°C)	24,0	17,0	24,0	22,0	23,5	19,0	24,5	21,0	24,0	19,25	25,0	21,0	24,0	20,0	26,0	21,0	25,0	19,5	25,0	22,0
pH ( <i>in situ</i> )	6,0	5,0	5,0	6,0	6,0	5,0	5,0	6,0	6,0	5,0	5,0	6,0	6,0	5,0	5,0	5,5	6,0	5,0	5,0	6,0
pH	6,43	6,31	6,22	6,18	6,32	6,24	6,30	6,34	6,04	6,06	5,90	5,80	5,81	5,70	5,73	5,52	5,24	5,48	5,90	5,75
Odor	inod	inod	inod	inod	inod	inod	inod	inod	objet	objet	objet	objet	objet	objet	objet	objet	objet	objet	objet	objet
Cor (uH)	trans	trans	trans	23,0	trans	trans	trans	29,0	turva	turva	turva	37,0	turva	turva	turva	45,0	turva	turva	turva	41,0
Turbidez (UNT)	8,0	5,0	13,0	22,0	10,0	9,0	21,0	30,0	21,0	33,0	20,0	27,0	27,0	32,0	23,0	29,0	48,0	61,0	27,0	34,0
Dureza Total (mg/L)	4,0	4,0	5,9	7,13	4,0	4,0	6,9	8,26	14,0	17,64	15,8	24,8	36,0	41,16	59,4	91,15	62,0	76,44	91,1	157,0
Ferro (mg/L) <sup>(1)</sup>	0,342	0,79	0,38	1,33	0,569	1,19	0,23	1,44	0,285	0,79	0,40	1,37	0,380	2,98	0,40	1,56	0,190	2,78	2,09	1,99
Manganês (mg/L) <sup>(1)</sup>	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	0,151	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	0,008	N.D.	0,008	0,008	0,008	N.D.	0,017	0,008	0,08	N.D.
Fluoretos (mg/L)	0,05	0,03	0,03	0,02	0,05	0,03	0,03	0,02	0,06	0,03	0,07	0,03	0,05	0,03	0,04	0,03	0,06	0,03	0,04	0,03
Cloretos (mg/L)	3,0	3,96	2,9	3,7	3,0	5,94	3,9	5,12	8,91	17,62	25,5	38,4	14,85	25,74	35,3	59,2	25,74	29,7	41,2	70,8
Nitratos (mg/L)	0,5	0,53	0,61	0,185	0,6	0,56	0,68	0,241	1,36	1,55	2,0	0,726	2,42	2,42	3,0	1,03	3,83	4,29	4,0	1,58
Nitritos (mg/L)	0,002	0,003	0,008	0,007	0,005	0,004	0,009	0,013	0,03	0,05	0,009	0,952	0,04	0,07	1,13	1,54	0,09	0,09	1,29	5,23
Nitrog. Amon (mg/L)	0,21	0,14	0,21	0,39	0,21	0,14	0,35	0,52	0,56	0,98	1,26	2,24	1,26	1,54	1,82	3,80	4,06	6,16	6,72	9,71
Sulfatos (mg/L)	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	6,0	5,0	N.D.	2,0	17,0	9,0	N.D.	7,0	40,0	15,0	N.D.	9,0



Sulfetos (mg/L)	N.D.	N.D.	0,005	0,002	N.D.	N.D.	0,005	0,002	0,32	0,74	1,92	5,44	0,85	10,65	2,77	8,71	2,66	17,04	4,9	11,22
Cloro residual Total (mg/L)	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
Surfactantes (mg/L)	N.D.	N.D.	0,06	0,01	N.D.	N.D.	0,06	0,03	1,10	0,43	0,08	0,05	2,70	1,75	0,09	0,08	4,0	3,25	0,09	0,11
Sólidos totais dissol (mg/L)	21,0	27,0	36,0	45,0	23,0	20,0	28,0	31,0	39,0	48,0	39,0	35,0	47,0	61,0	31,0	29,0	58,0	67,0	26,0	24,0
DBO (mg/L)	4,0	2,0	3,1	3,81	4,1	4,3	5,1	4,57	19,0	23,0	34,0	46,0	33,0	32,0	41,0	66,0	66,0	71,0	85,0	91,0
DQO (mg/L)	8,0	3,8	5,23	6,41	8,0	8,0	7,44	8,30	25,0	38,0	52,0	83,0	61,0	58,0	66,0	148,0	126,0	134,0	151,0	171,0
Alumínio (mg/L) <sup>(1)</sup>	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	0,5	N.D.	N.D.	N.D.	0,5	0,5	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	0,5	N.D.	N.D.
Bário (mg/L)	N.D.	N.D.	N.D.	0,1	N.D.	N.D.	N.D.	0,1	N.D.	N.D.	N.D.	0,1	N.D.	N.D.	N.D.	0,1	N.D.	N.D.	N.D.	0,1
Cálcio (mg/L) <sup>(1)</sup>	0,202	0,53	0,50	0,49	17,7	0,64	0,63	0,57	0,476	0,79	0,90	0,82	0,493	0,75	1,20	1,02	0,486	0,95	1,68	1,64
Potássio (mg/L) <sup>(1)</sup>	0,551	0,62	1,76	N.D.	2,400	0,61	1,12	N.D.	0,640	1,10	6,72	0,29	0,820	2,14	2,91	0,57	0,790	3,03	2,99	1,86
Sódio (mg/L) <sup>(1)</sup>	1,53	1,34	5,97	0,28	118	1,75	3,93	0,28	4,00	2,72	2,46	N.D.	7,06	4,80	12,3	1,38	7,16	38,1	13,5	6,22
Cádmio (mg/L) <sup>(1)</sup>	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
Chumbo (mg/L) <sup>(1)</sup>	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	0,09	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
Cobre (mg/L) <sup>(1)</sup>	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	0,008	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
Cromo (mg/L) <sup>(1)</sup>	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
Zinco (mg/L) <sup>(1)</sup>	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	0,03	N.D.	N.D.	0,05	0,02	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.

N.D. = não detectado

inod = inodoro

objet = objetável

trans = transparente

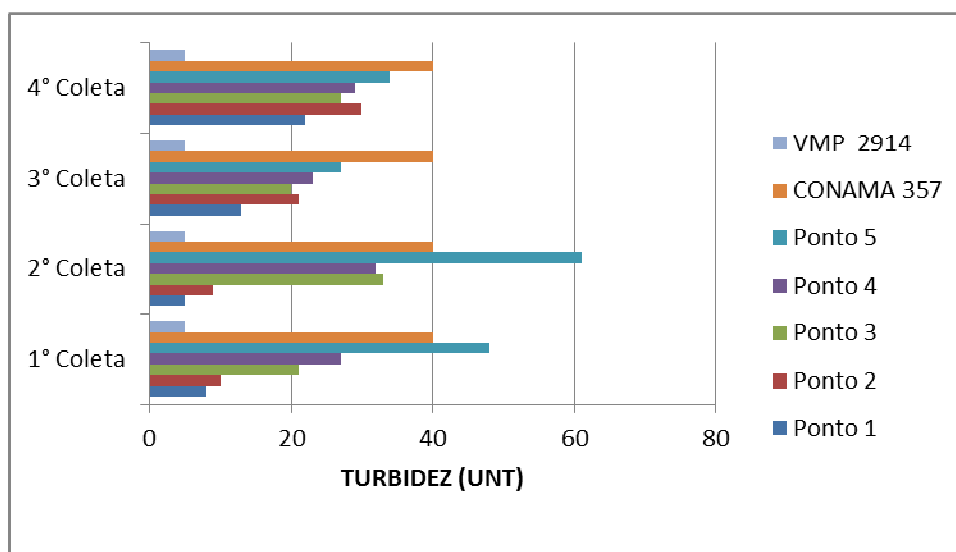
<sup>(1)</sup> método de absorção atômica

## 8.2. Análise gráfica para as amostras de água

### 8.2.1. Parâmetros físicos

#### Turbidez

A FIGURA 13 apresenta os valores de turbidez encontrados nessa pesquisa, para os cinco pontos de amostragem, nas quatro campanhas realizadas. A Resolução CONAMA nº 357/2005 estabelece valores até 40 UNT para a classificação dos corpos de água Classe 1 e até 100 UNT para as águas doces Classes 2 e 3. Enquanto, o valor máximo permitido pela Portaria nº 2914/2011 é de 5 UNT para o padrão organoléptico de potabilidade. Valores de 61 UNT e 48 UNT foram encontrados no último ponto de amostragem, a jusante do município de Uberlândia.



**FIGURA 13:** Variação da turbidez nos cinco pontos de amostragem, nas quatro coletas realizadas, em relação ao valor máximo permitido - VMP do padrão organoléptico de potabilidade da Portaria MS 2914/2011 e ao valor estabelecido pela Resolução CONAMA 357/2005.

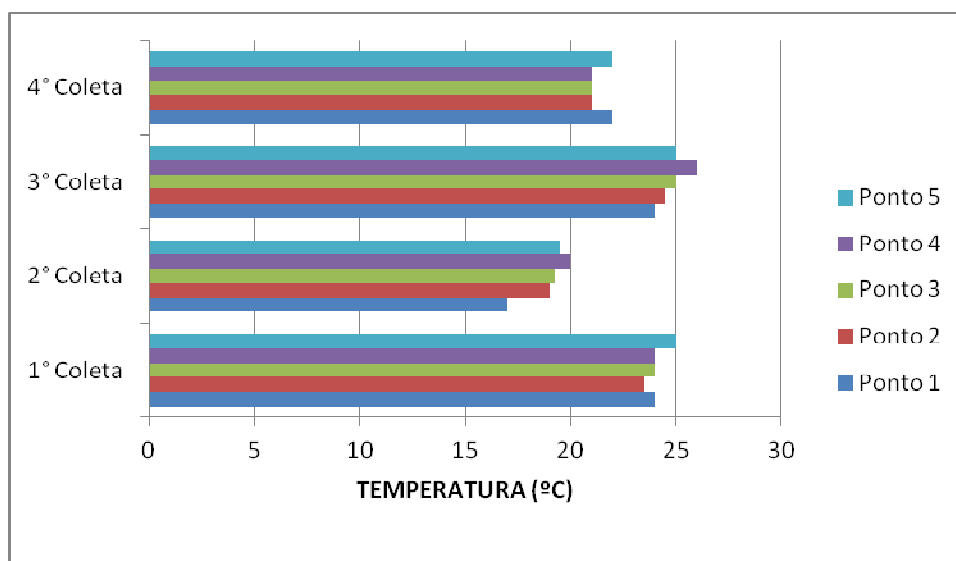
A erosão das margens dos rios em estações chuvosas resulta em aumento de turbidez das águas. Na maioria dos rios brasileiros a água é naturalmente turva, em decorrência das características geológicas das bacias de drenagem; da precipitação pluviométrica, que pode carrear partículas de argila, silte, areia, fragmentos de rocha e óxidos metálicos do solo; e do uso de práticas agrícolas muitas vezes inadequadas. Além da ocorrência de origem natural, a turbidez da

água pode também ser causada por lançamentos de esgotos sanitários, diversos efluentes industriais e organismos patogênicos.

Para fins de potabilidade, a turbidez deve ser inferior a uma unidade. Tal restrição fundamenta-se na influência da turbidez nos processos usuais de desinfecção, atuando como escudo aos microrganismos patogênicos e assim minimizando a ação do desinfetante.

## Temperatura

Os valores das temperaturas das amostras de água coletadas, neste estudo, estão apresentados na FIGURA 14. O valor máximo encontrado foi de 26°C, observado no quarto ponto de amostragem, na terceira coleta, permanecendo dentro da faixa, 20 °C a 30 °C, característica dos ambientes aquáticos.

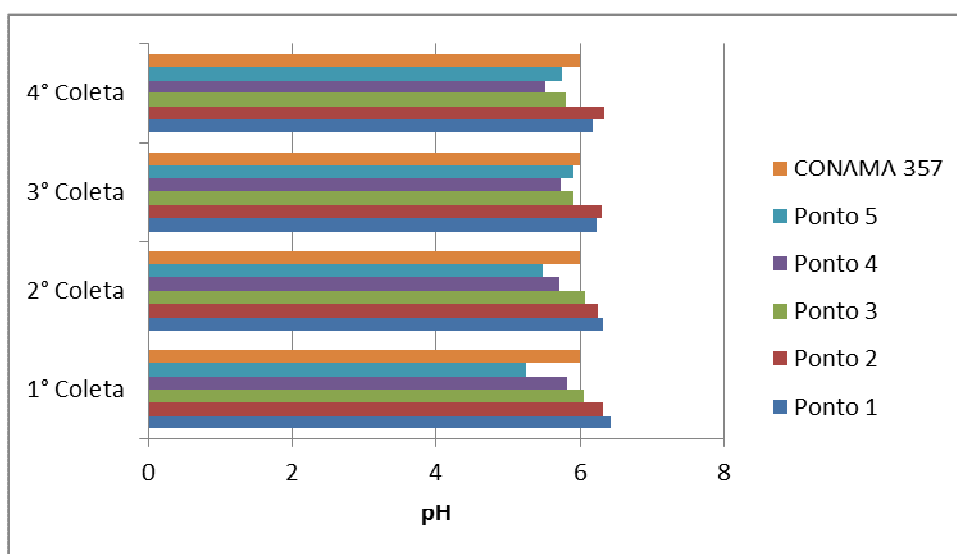


**FIGURA 14:** Variação da temperatura nos cinco pontos de amostragem, nas quatro coletas realizadas.

### 8.2.2. Parâmetros químicos

#### pH

A FIGURA 15 apresenta os valores de pH medidos para as amostras de água, analisadas nesta pesquisa. Os resultados obtidos nas coletas realizadas permaneceram na faixa de 6,0 a 9,0 conforme estabelecida pela Resolução CONAMA nº 357/2005 para águas doces classe 1, 2 e 3.



**FIGURA 15 :** Variação do pH nos cinco pontos de amostragem, nas quatro coletas realizadas, em relação ao valor mínimo estabelecido pela Resolução CONAMA nº 357/2005.

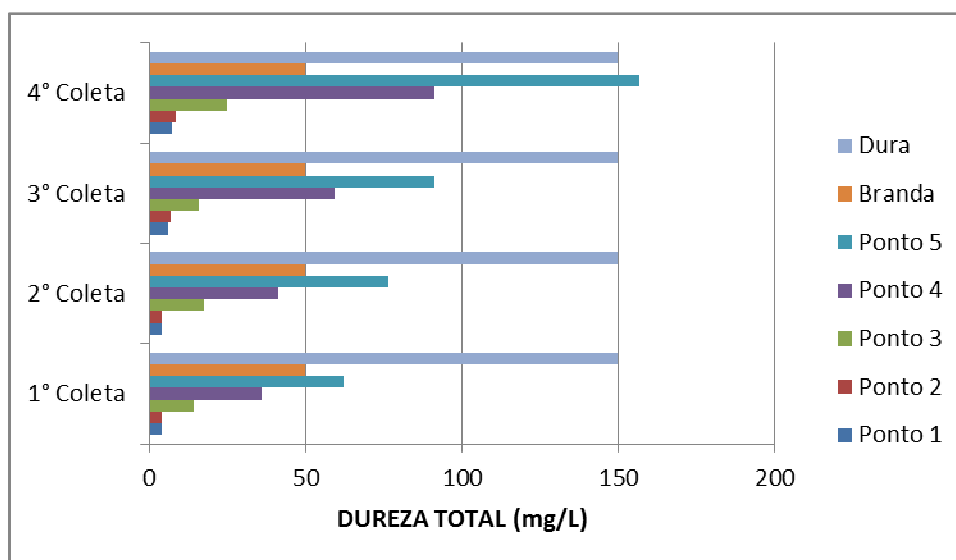
Sólidos e gases dissolvidos são os responsáveis pela alteração do pH da água. As alterações de pH podem ter origem natural devido a dissolução de rochas, absorção de gases da atmosfera, oxidação da matéria orgânica, fotossíntese e origem antropogênica. Nos corpos d'água, valores elevados ou baixos de pH podem ser indicativos da presença de efluentes industriais (VON SPERLING, 2011).

O pH é influenciado pela quantidade de matéria morta a ser decomposta, sendo que quanto maior a quantidade de matéria orgânica disponível, menor o pH, pois para haver decomposição de materiais ocorre a produção de ácidos como o ácido húmico. O pH de um corpo d'água também pode variar,

dependendo da área que este corpo recebe as águas da chuva, os esgotos e a água do lençol freático. Quanto mais ácido for o solo da bacia, mais ácidas serão as águas deste corpo d'água.

## Dureza

A FIGURA 16 apresenta os valores da dureza encontrados nos pontos de amostragem, obtidos nas quatro coletas realizadas. De acordo, com a escala americana, o grau de dureza associado às amostras de água variou entre as faixas branda de 0 a 50 mg/L  $\text{CaCO}_3$  e dura de 150 a 300 mg/L  $\text{CaCO}_3$ . Sendo que, o valor limite para água dura foi excedido apenas para o ponto 5, na quarta coleta realizada.



**FIGURA 16:** Variação da dureza total das amostras de água coletadas, nos cinco pontos de amostragem, nas quatro coletas realizadas, em relação as faixas de água branda a dura.

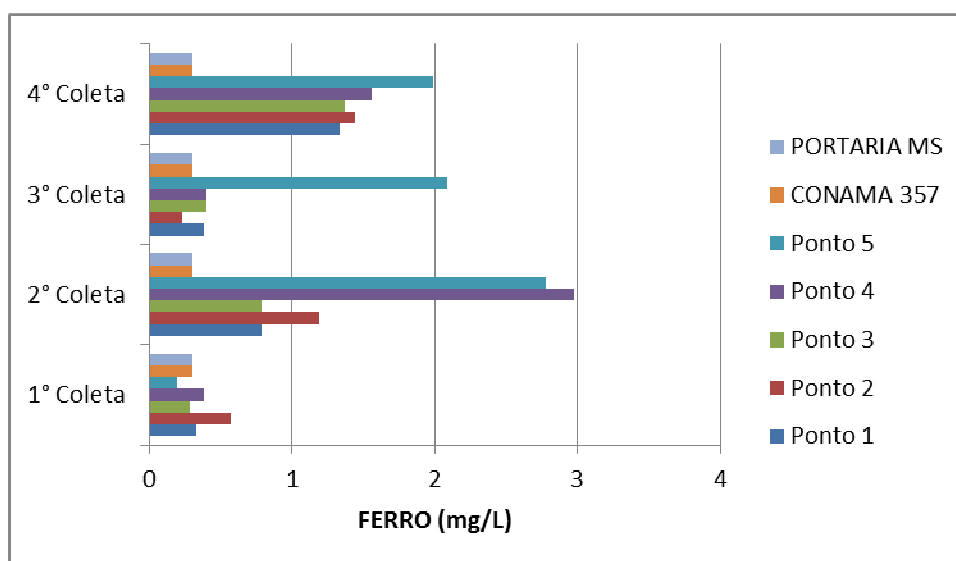
A fonte de dureza nas águas é oriunda da sua passagem pelo solo, dissolução da rocha calcária pelo gás carbônico da água. A poluição das águas superficiais devido a atividade industrial é pouco significativa com relação a dureza, embora os compostos que a produzem sejam frequentemente usados nos processos de produção.

Nas águas naturais, a dureza é uma condição importante, por formar complexos com outros compostos, modificando seus efeitos sobre os

constituintes dos ecossistemas. Por isso, a dureza é um parâmetro usado no controle de bioensaios de avaliação de toxicidade de substâncias ou efluente (PIVELI, 2005)

## Ferro

A FIGURA 17 apresenta os valores das concentrações de ferro nas amostras de água coletadas nos cinco pontos de amostragem. Os valores obtidos foram comparados com os valores estabelecidos pela Resolução CONAMA 357/2005 para águas doces Classe 1 e 2 de 0,3 mg/L e com o valor máximo permitido pela Portaria MS 2914/2011 para padrão organoléptico de potabilidade, também de 0,3 mg/L.



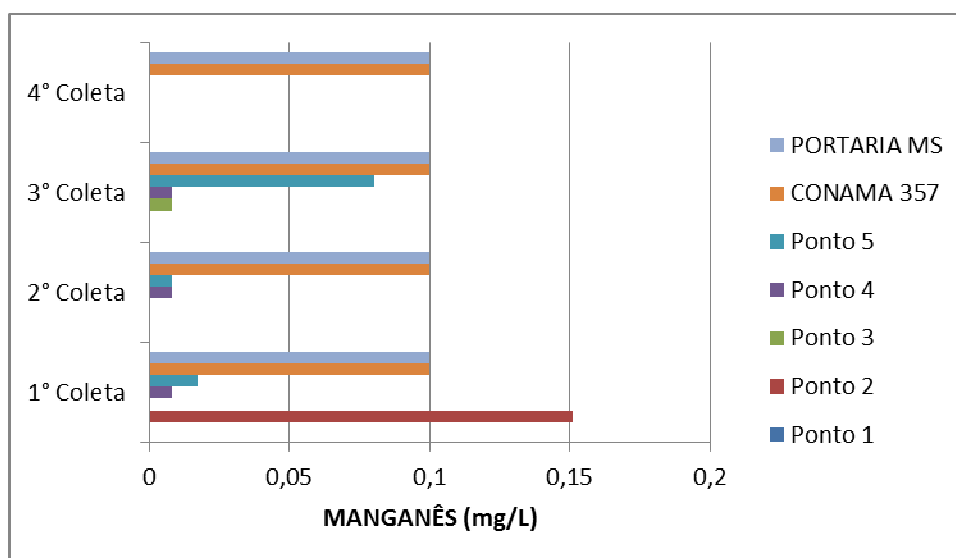
**FIGURA 17:** Variação da concentração de ferro nas amostras de água, nos cinco pontos de amostragem, nas quatro coletas realizadas, em relação a Resolução do CONAMA nº 357/2005 e a Portaria MS 2914/2011.

Nas águas superficiais, o nível de ferro aumenta nas estações chuvosas devido ao carreamento de solos e a ocorrência de processos de erosão das margens. Também pode ser oriundo de efluentes industriais. Nas águas tratadas para abastecimento público, o emprego de coagulantes a base de ferro provoca a elevação em seu teor.

As águas de muitas regiões brasileiras, como é o caso do Estado de Minas Gerais, em função das características geoquímicas das bacias de drenagem, apresentam naturalmente teores elevados de ferro e manganês, que podem superar os limites fixados pelo padrão de potabilidade (BRASIL, 2006).

## Manganês

A FIGURA 18 apresenta os valores das concentrações de manganês nas amostras de água coletadas nos pontos de amostragem que foram detectados. Os valores obtidos foram comparados com os valores estabelecidos pela Resolução CONAMA 357/2005 para águas doces classe 1 e 2 de 0,1 mg/L e com o valor máximo permitido pela Portaria MS 2914/2011 para padrão organoléptico de potabilidade, também de 0,1 mg/L. Observa-se que no segundo ponto de amostragem, na primeira coleta, a concentração de manganês de 0,15 mg/L superou o valor estabelecido pela legislação.

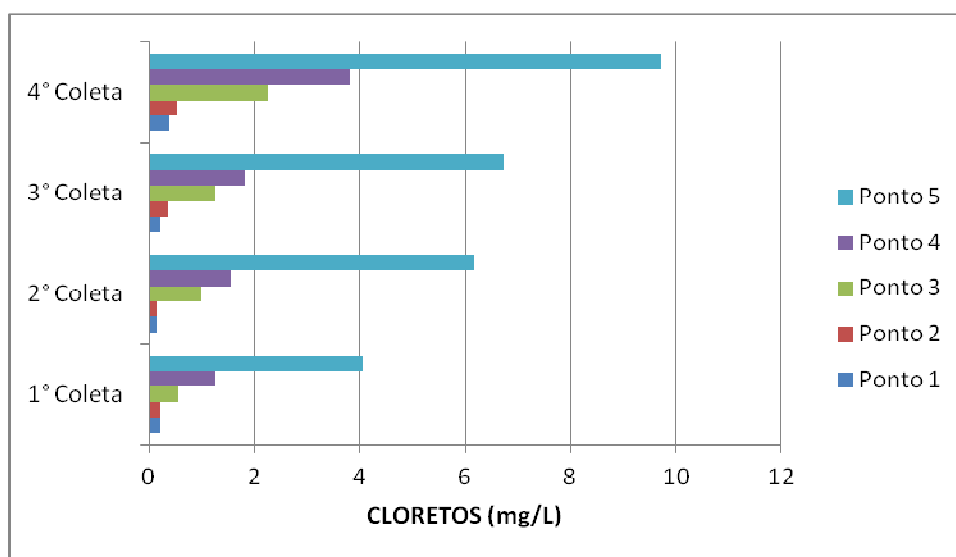


**FIGURA 18:** Variação da concentração de manganês nas amostras de água, nos cinco pontos de amostragem, nas quatro coletas realizadas, em relação a Resolução do CONAMA nº 357/2005 e a Portaria MS 2914/2011.

Enquanto que, nos pontos 1 e 3 da primeira coleta, nos pontos 1, 2 e 3 da segunda coleta, nos pontos 1 e 2 da terceira coleta e em todos os pontos da quarta coleta a concentração de manganês, nas amostras de água, não foi detectada.

## Cloretos

A concentração de cloretos nos cinco pontos de amostragem, nas quatro coletas realizadas, apresentada na FIGURA 19, se manteve muito menor que a concentração de 250 mg/L estabelecida pela Resolução CONAMA 357/2005 para águas doces classe 1, 2 e 3, como também pela Portaria MS 2914/2011 para padrão organoléptico de potabilidade.



**FIGURA 19:** Variação da concentração de cloretos das amostras de água, nos cinco pontos de amostragem, nas quatro coletas realizadas.

Os cloretos são advindos da dissolução de sais, é um dos íons mais comuns em águas naturais, esgotos domésticos e em despejos industriais. Mesmo em concentrações elevadas os cloretos não são prejudiciais à saúde humana. Influenciam as características dos ecossistemas aquáticos naturais, por provocar alterações na pressão osmótica em células de microrganismos.

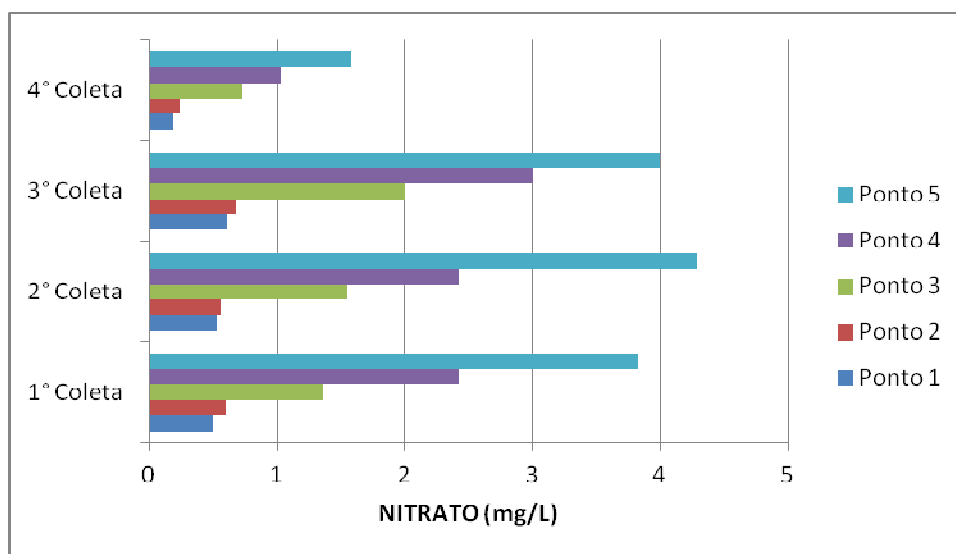
## Série Nitrogenada

A FIGURA 20 apresenta os valores das concentrações de nitrato nas amostras de água coletadas nos cinco pontos de amostragem. Os valores obtidos foram menores que os valores estabelecidos pela Resolução CONAMA 357/2005 para águas doces classe 1 e 2 de 10 mg/L e com o valor máximo



permitido pela Portaria MS 2914/2011 para padrão de potabilidade para substâncias químicas que representam risco a saúde, também de 10 mg/L.

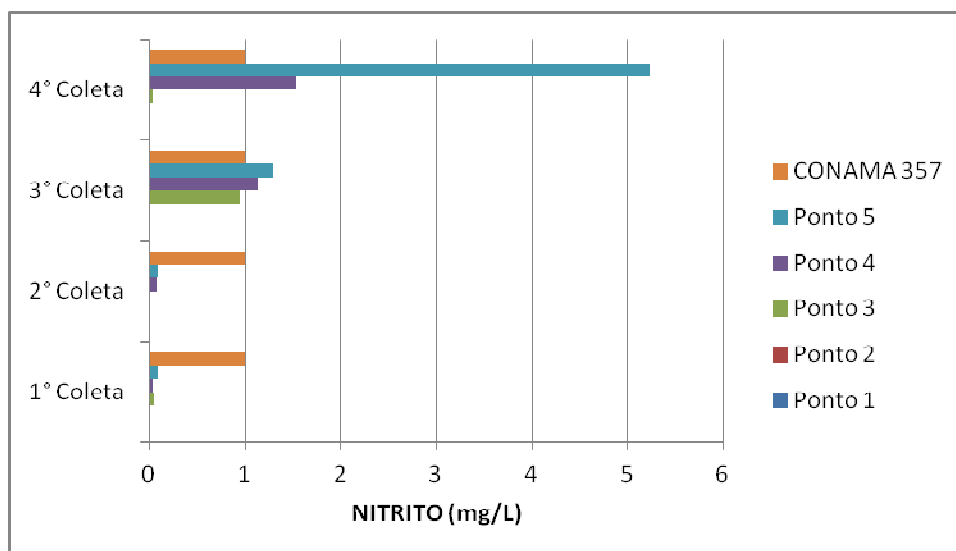
Nas áreas agrícolas, o escoamento das águas pluviais pelos solos fertilizados contribui para a presença de diversas formas de nitrogênio, pois nitratos inorgânicos, como o nitrato de amônia, são utilizados como fertilizantes.



**FIGURA 20:** Variação da concentração de nitrato das amostras de água, nos cinco pontos de amostragem, nas quatro coletas realizadas.

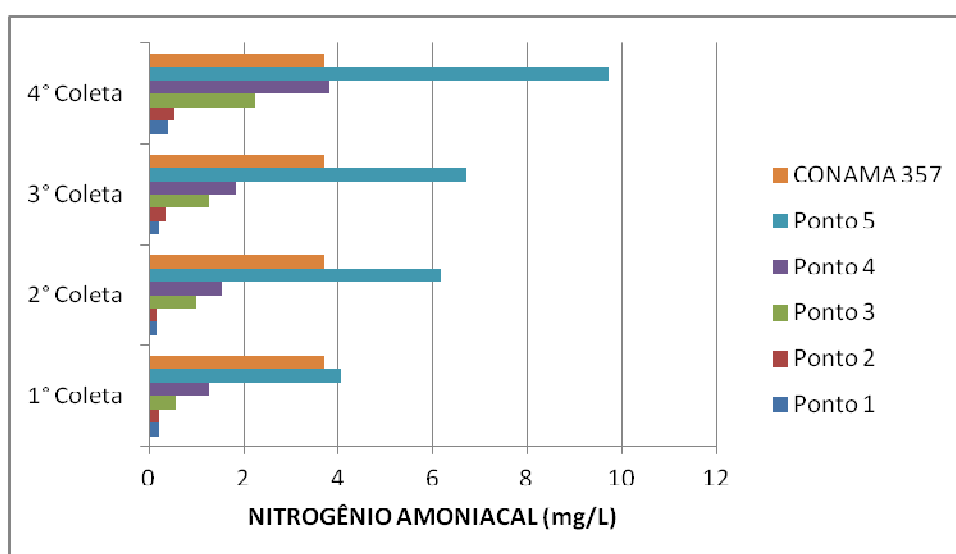
Valores da concentração de nitrito detectados nos pontos de amostragem, nas quatro coletas realizadas, foram comparados com o valor estabelecido pela Resolução CONAMA 357/2005 para águas doces Classe 1, 2 e 3, de 1,0 mg/L, e com o valor máximo permitido pela Portaria MS 2914/2011 para padrão de potabilidade para substâncias químicas que representam risco a saúde, também de 1,0 mg/L, conforme FIGURA 21.

Observa-se que, o valor da concentração de nitrito não foi detectado para os pontos 1 e 2 da primeira, terceira e quarta coleta e nem para os pontos 1, 2 e 3 da segunda coleta. Enquanto que, nos pontos 4 e 5 da terceira e quarta coleta os valores obtidos para a concentração de nitritos foram maiores, que os estabelecidos pela legislação.



**FIGURA 21:** Variação da concentração de nitrito das amostras de água, nos cinco pontos de amostragem, nas quatro coletas realizadas, em relação a Resolução do CONAMA nº 357/2005.

A FIGURA 22 apresenta os valores da concentração de nitrogênio amoniacal nas amostras de água, nos cinco pontos de amostragem, nas quatro coletas realizadas. Os resultados obtidos foram comparados com o valor estabelecido pela Resolução CONAMA nº 357/2005 para águas doces classe 1 e 2 de 3,7 mg/L. Observa-se que no quinto ponto de amostragem, em todas as coletas, os valores da concentração de nitrogênio amoniacal foram maiores que os valores estabelecidos na legislação.

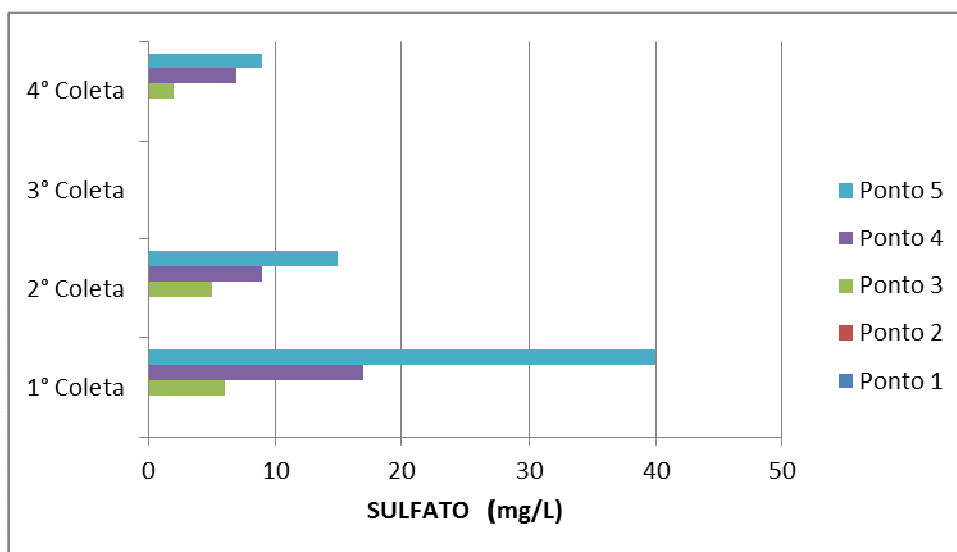


**FIGURA 22:** Variação da concentração de nitrogênio amoniacal, amostras de água, nos cinco pontos de amostragem, nas quatro coletas realizadas, em relação a Resolução do CONAMA nº 357/2005.

Efluentes industriais contribuem para as descargas de nitrogênio orgânico e amoniacal nas águas, como matadouros, frigoríficos, curtumes, indústrias químicas e alimentícias (PIVELI, 2005).

## Sulfato

A FIGURA 23 apresenta a concentração de sulfato nas amostras de água, nos pontos de amostragem em que foi detectada, nas quatro coletas realizadas. Nos pontos de amostragem 1 e 2 não foi detectado a presença de sulfato em nenhuma das coletas realizadas. Na terceira coleta também não foi detectado a presença de sulfato nos cinco pontos de amostragem. Observa-se que as concentrações de sulfato obtidas foram muito menores que a concentração de 250 mg/L estabelecida pela Resolução CONAMA 357/2005 para águas doces classe 1, 2 e 3, como também pela Portaria MS 2914/2011 para padrão organoléptico de potabilidade.



**FIGURA 23 :** Variação da concentração de sulfato nas amostras de água, nos cinco pontos de amostragem, nas quatro coletas realizadas.

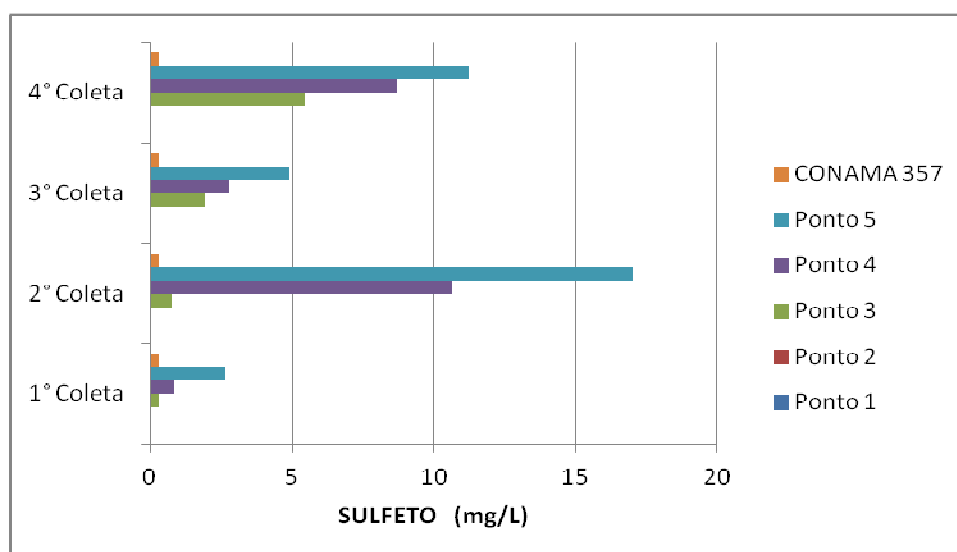
Nas águas superficiais o sulfato ocorre devido às descargas de esgotos domésticos, devido aos efluentes industriais, como efluentes de indústrias de celulose e papel, química e farmacêutica. As concentrações de sulfato em águas naturais variam em geral na faixa de 2 a 80 mg/L, embora possam exceder a

1000 mg/L em áreas próximas a descargas industriais ou em regiões áridas onde sulfatos minerais, tal como o gesso, estão presentes.

## Sulfeto

A FIGURA 24 apresenta a concentração de sulfeto nas amostras de água, nos pontos de amostragem em que foi detectada, nas quatro coletas realizadas.

A principal fonte de sulfeto em águas naturais é o lançamento de esgotos sanitários e de efluentes industriais que contenham sulfato, em condições anaeróbias, pois devido à ação biológica, ocorre a redução do sulfato. Em menor proporção, o íon sulfeto -  $S^{2-}$  - pode também ser gerado da decomposição biológica de matéria orgânica contendo enxofre, notadamente as proteínas albuminoides. O sulfito, o tiosulfato e o enxofre livre também podem ser reduzidos a sulfetos.

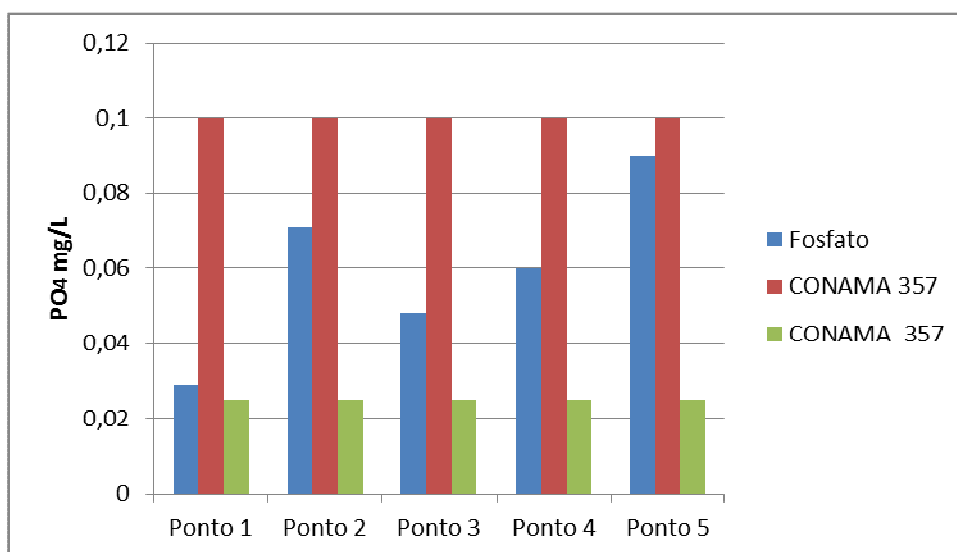


**FIGURA 24:** Variação da concentração de sulfeto nas amostras de água, nos cinco pontos de amostragem, nas quatro coletas realizadas.

## Fosfatos

A FIGURA 25 apresenta os valores médios das concentrações de fosfato nas amostras de água coletadas nos cinco pontos de amostragem. Os valores

obtidos foram comparados com os valores estabelecidos pela Resolução CONAMA 357/2005 para águas doces classe 1 e 2.

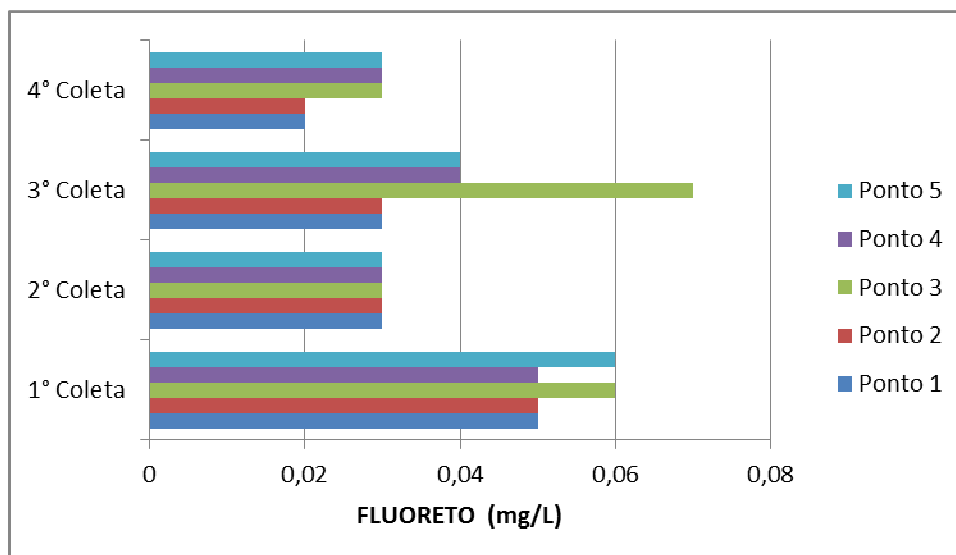


**FIGURA 25:** Valores médios da concentração de fosfato, nas amostras de água, nos cinco pontos de amostragem comparados com os valores estabelecidos Resolução CONAMA 357/2005.

O fósforo aparece em águas naturais, devido principalmente às descargas de esgotos sanitários. Os detergentes superfosfatados empregados em larga escala domesticamente constituem a principal fonte, além da própria matéria fecal, que é rica em proteínas. Alguns efluentes industriais, como os de indústrias de fertilizantes, pesticidas, químicas em geral, conservas alimentícias, abatedouros, frigoríficos e laticínios, apresentam fósforo em quantidades excessivas. As águas drenadas em áreas agrícolas e urbanas também podem provocar a presença excessiva de fósforo em águas naturais, por conta da aplicação de fertilizante no solo (BRASIL, 2006).

## Fluoreto

A FIGURA 26 apresenta os valores da concentração de fluoreto nos cinco pontos de amostragem, nas quatro coletas realizadas. Os valores obtidos foram menores que o valor estabelecido pela Resolução CONAMA 357/2005 para águas doces classe 1, 2 e 3, de 1,4 mg/L, e que o valor máximo permitido pela Portaria MS 2914/2011, para padrão de potabilidade para substâncias químicas, que representam risco a saúde, de 1,5 mg/L.



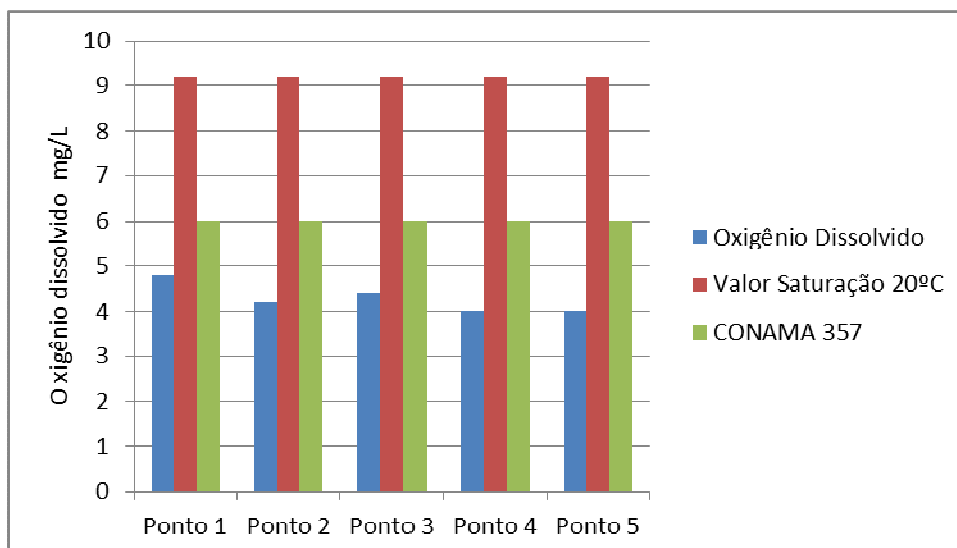
**FIGURA 26 :** Variação da concentração de fluoreto nas amostras de água, nos cinco pontos de amostragem, nas quatro coletas realizadas.

## Oxigênio dissolvido

A FIGURA 27 apresenta os valores médios da concentração de oxigênio dissolvido nos cinco pontos de amostragem em relação ao valor da concentração de saturação a 20 °C, que é de 9,2 mg/L e os valores estabelecido pela Resolução CONAMA nº 357/2005 para águas doces classe 1 e 2 de 6,0 mg/L e classe 3 de 4,0 mg/L. Os valores obtidos, em todos os pontos, foram inferiores ao de saturação e inferiores também ao valor estabelecido pela resolução.

Águas poluídas são aquelas que apresentam baixa concentração de oxigênio dissolvido, devido ao seu consumo na decomposição de compostos orgânicos, enquanto que as águas limpas apresentam concentrações de oxigênio dissolvido elevadas, chegando até abaixo da concentração de saturação (PIVELI, 2005).

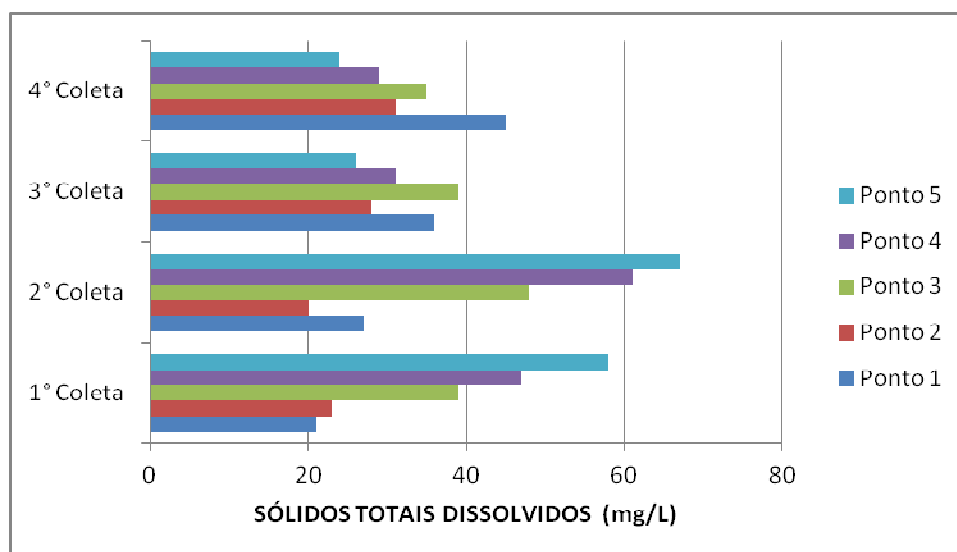
Nas águas naturais, o oxigênio é indispensável também para outros seres vivos, especialmente os peixes, onde a maioria das espécies não resiste a concentrações de oxigênio dissolvido na água inferiores a 4,0 mg/L.



**FIGURA 27:** Valores médios da concentração de oxigênio dissolvido nas amostras de água, nos cinco pontos de amostragem, em relação ao valor de saturação a 20°C e aos valores da Resolução CONAMA 357/2005.

## Sólidos totais dissolvidos

A FIGURA 28 apresenta os valores da concentração de sólidos totais dissolvido nas amostras de água, nos cinco pontos de amostragem, nas quatro coletas realizadas. Os valores obtidos em todos os pontos de todas as coletas realizadas foram inferiores ao valor máximo de 500 mg/L estabelecido para água doce, classes 1, 2 e 3, pela Resolução do CONAMA nº 357/2005.

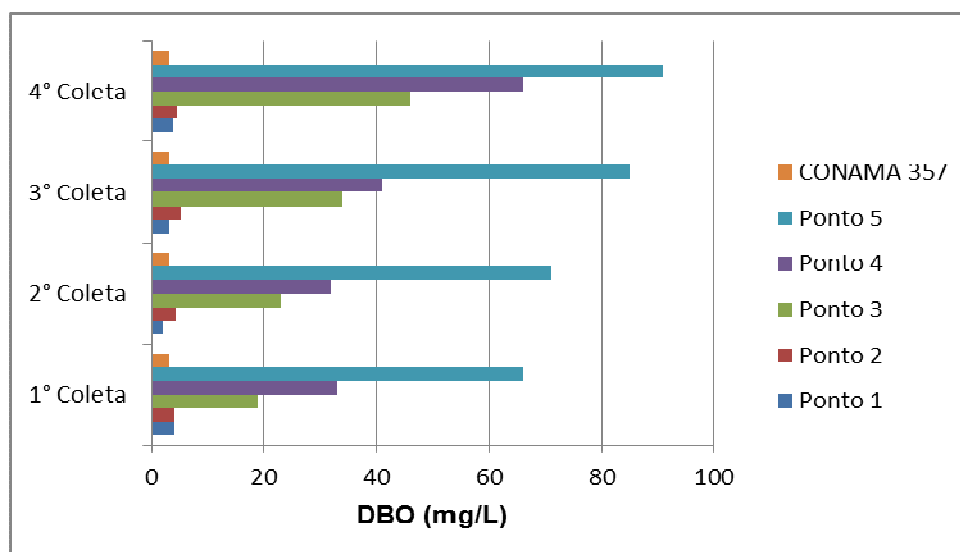


**FIGURA 28:** Variação da concentração de sólidos totais dissolvido nas amostras de água, nos cinco pontos de amostragem, nas quatro coletas realizadas.

A entrada de sólidos na água pode ocorrer de forma natural, processos erosivos, organismos e detritos orgânicos ou antropogênica, lançamento de lixo e esgotos. Para o recurso hídrico, os sólidos podem causar danos aos peixes e à vida aquática. Eles podem sedimentar no leito dos rios, destruindo organismos que fornecem alimentos, ou também danificar os leitos de desova de peixes. Os sólidos podem reter bactérias e resíduos orgânicos no fundo dos rios, promovendo decomposição anaeróbia.

## DBO

A FIGURA 29 apresenta os valores da concentração da DBO nos cinco pontos de amostragem, nas quatro coletas realizadas, em relação ao valor estabelecido pela Resolução CONAMA nº 357/2005 para águas doces Classe 1 e 2 de 3,0 mg/L e Classe 3 de 10,0 mg/L. Os valores obtidos, em todas, as amostras foram maiores que os valores da estabelecidos na legislação.



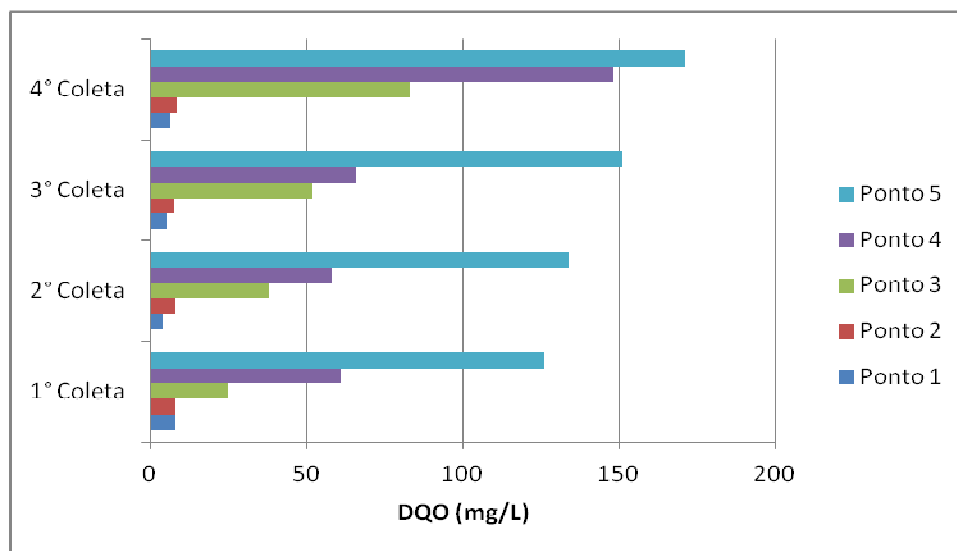
**FIGURA 29:** Variação da concentração da DBO nas amostras de água, nos cinco pontos de amostragem, nas quatro coletas realizadas em relação ao valor estabelecido Resolução do CONAMA nº 357/2005.

## DQO

Os valores da concentração da DQO nas amostras de água, nos cinco pontos de amostragem, nas quatro coletas realizadas estão apresentados na FIGURA 30. Ainda que, a DQO não seja um parâmetro estabelecido pela



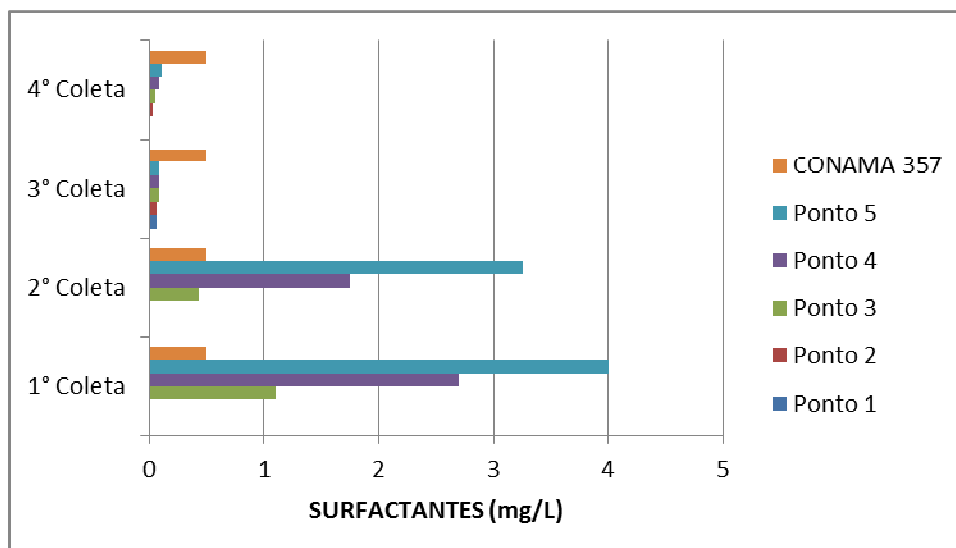
Resolução do CONAMA nº 357/2005, tem sido usado na literatura específica, por muitos pesquisadores.



**FIGURA 30:** Variação da concentração da DQO nas amostras de água, nos cinco pontos de amostragem, nas quatro coletas realizadas.

## Surfactantes

A FIGURA 31 apresenta a concentração de surfactantes nas amostras de água, nos cinco pontos de amostragem, nas quatro coletas realizadas, em relação ao valor de 0,5 mg/L estabelecido pela Resolução do CONAMA nº 357/2005, para águas doces Classe 1, 2 e 3.

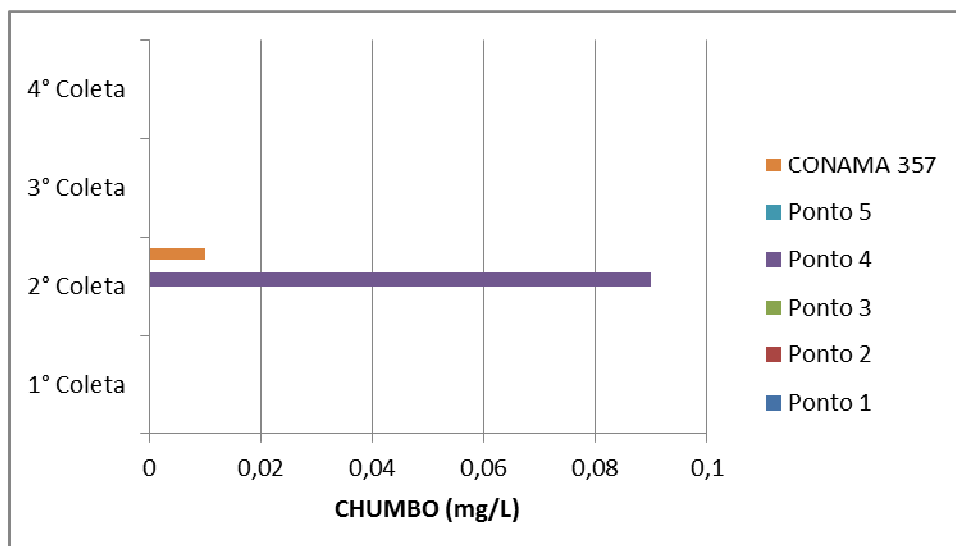


**FIGURA 31:** Variação da concentração de surfactantes nas amostras de água, nos cinco pontos de amostragem, nas quatro coletas realizadas, em relação Resolução do CONAMA nº 357/2005.

Observa-se que os maiores valores obtidos foram para a primeira e segunda coleta, nos pontos 3, 4 e 5. Os pontos 1 e 2 não tiveram a concentração de surfactantes detectada na primeira e segunda coleta. Enquanto que, na quarta coleta o valor não foi detectado apenas para o ponto 1.

## Chumbo

A FIGURA 32 apresenta a concentração de chumbo na amostra de água, no quarto ponto de amostragem, na segunda coleta realizada, em relação aos valores estabelecidos pela Resolução do CONAMA nº 357/2005 de 0,01 mg/L para as classes 1 e 2 e de 0,033 mg/L para a classe 3.

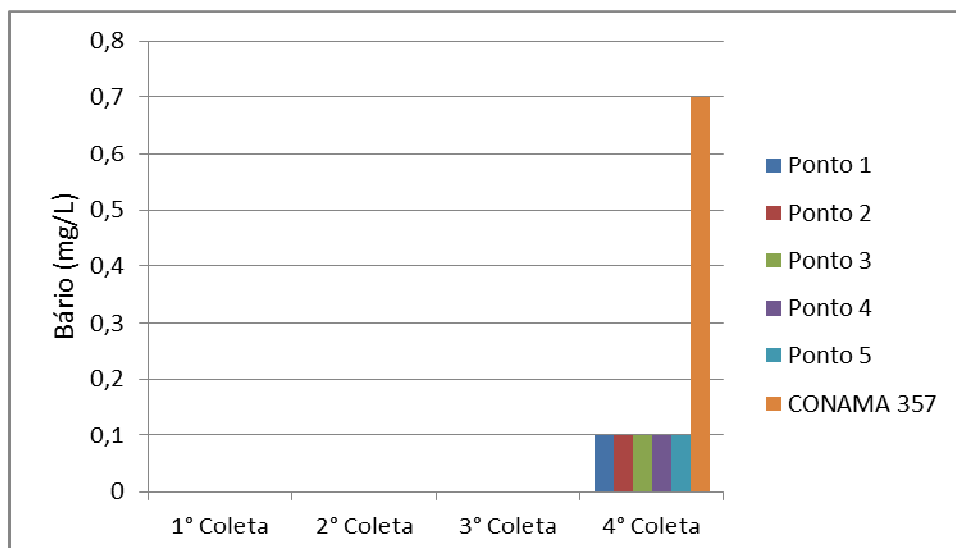


**FIGURA 32:** Contaminação por chumbo na amostra de água, no quarto ponto de amostragem, na segunda coleta realizada, em relação aos valores estabelecidos pela Resolução do CONAMA nº 357/2005.

## Bário

A FIGURA 33 apresenta a concentração de bário nas amostras de água, em todos os pontos de amostragem, na quarta coleta realizada, em relação aos valores estabelecidos pela Resolução do CONAMA nº 357/2005 de 0,7 mg/L para as classes 1 e 2 e de 1,0 mg/L para a classe 3. Na primeira, segunda e terceira coletas não foram detectadas concentrações de bário nas amostras de água em todos os pontos pesquisados.

Os sais de bário são utilizados industrialmente na elaboração de cores, fogos de artifício, fabricação de vidro, inseticidas, entre outros (GARCEZ, 2004).

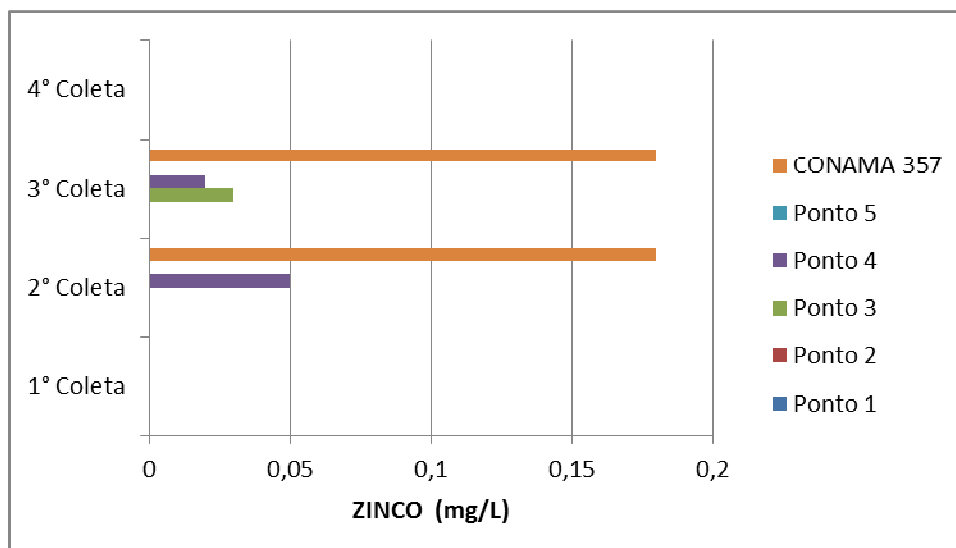


**FIGURA 33:** Valores da concentração de bário, nas amostras de água, nos cinco pontos de amostragem, na quarta coleta realizada, em relação aos valores estabelecidos Resolução CONAMA nº 357/2005.

## Zinco

A FIGURA 34 apresenta os valores das concentrações de zinco obtidos na segunda coleta no ponto 4 de amostragem e terceira coleta nos pontos 3 e 4. Em águas superficiais, as concentrações de zinco estão normalmente na faixa de 0,001 a 0,10 mg/L. Sendo que os valores estabelecidos pela Resolução do CONAMA nº 357/2005 são de 0,18 mg/L para as classes 1 e 2 e de 5,0 mg/L para a classe 3.

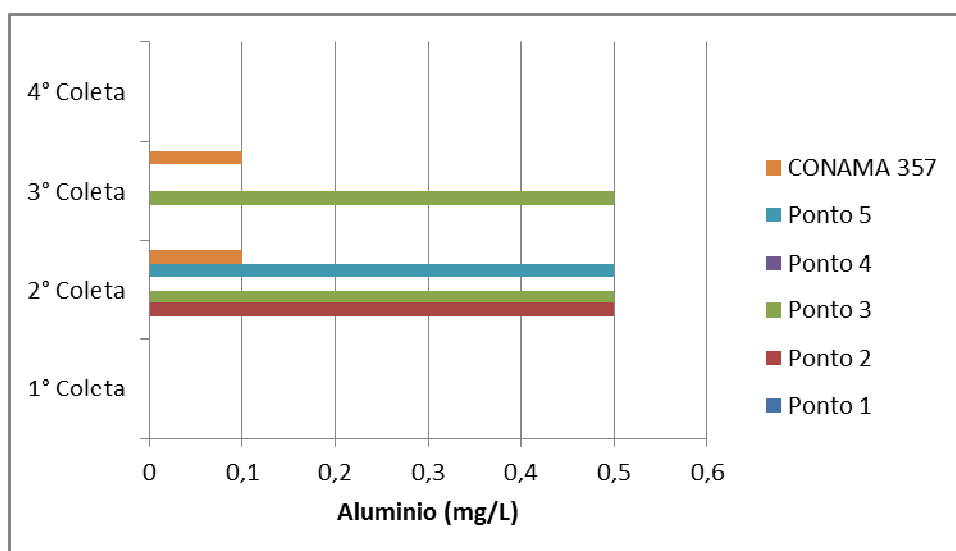
Em águas superficiais, as concentrações de zinco estão normalmente na faixa de 0,001 a 0,10 mg/L.



**FIGURA 34:** Valores da concentração de zinco nas amostras de água, presente nos pontos de amostragem 3 e 4, na segunda e terceira coletas realizadas, em relação ao valor estabelecido Resolução CONAMA nº 357/ 2005.

## Alumínio

A FIGURA 35 apresenta as concentrações de alumínio obtidas na segunda coleta nos pontos 2, 3, 5 e na terceira coleta no ponto 3, superior ao valor de 0,1 mg/L estabelecido pela Resolução do CONAMA nº 357/2005 para as classes 1 e 2.



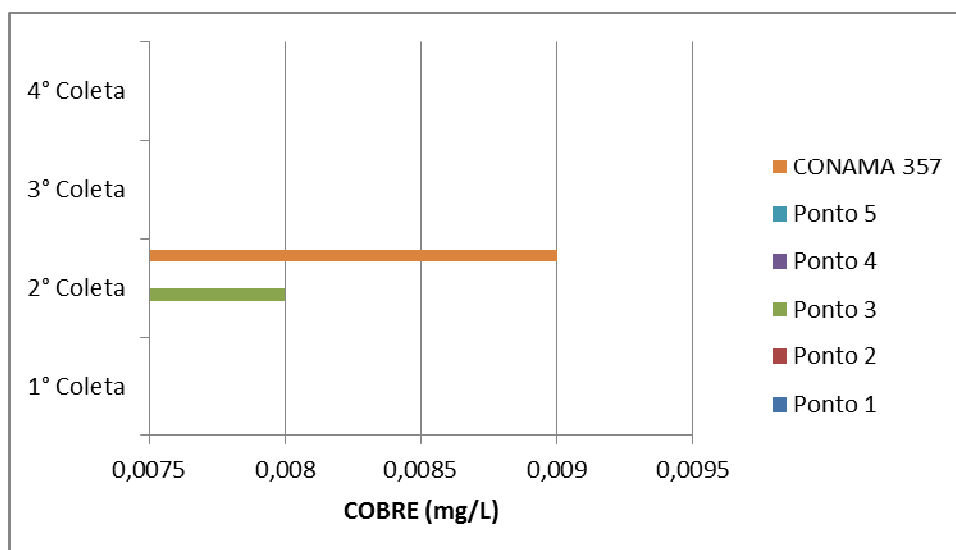
**FIGURA 35:** Valores da concentração de alumínio nas amostras de água, nos pontos de amostragem 2, 3, e 5, na segunda e terceira coletas realizadas, em relação ao valor estabelecido Resolução CONAMA nº 357/ 2005.

Nas águas naturais doces não se encontra concentrações elevadas de alumínio, sendo esse fato decorrente da sua baixa solubilidade, em pH entre 5,5 e 6,0, precipitando-se ou sendo absorvido como hidróxido ou carbonato.

Na água, o alumínio é complexado e influenciado pelo pH, temperatura e pela presença de fluoretos, sulfatos, matéria orgânica e outros ligantes. Apresenta maiores concentrações em profundidade, onde o pH é menor e pode ocorrer anaerobiose. O aumento da concentração de alumínio está associado com o período de chuvas e, portanto, com a alta turbidez. Nas águas de abastecimento e residuárias, aparece como resultado do processo de coagulação em que se emprega sulfato de alumínio.

## Cobre

A concentração de cobre foi detectada apenas no ponto 3 da segunda coleta, como apresentado na FIGURA 36. Sendo que, o valor obtido foi inferior ao valor de 0,009 mg/L estabelecido pela Resolução do CONAMA nº 357/2005.



**FIGURA 36:** Valor da concentração de cobre na amostra de água, no ponto de amostragem 3, na segunda coleta realizada, em relação ao valor estabelecido Resolução CONAMA nº 357/ 2005.

### 8.3. Parâmetros microbiológicos

A TABELA 07 apresenta os resultados obtidos para o número máximo permitido de coliformes fecais nas análises em tubos múltiplos, para o teste presuntivo, nos cinco pontos de amostragem dessa pesquisa.

**TABELA 07:** Teste presuntivo em tubos múltiplos - Coliformes Totais.

Amostra	Alíquota			NMP/100mL
	10 mL	1 mL	0,1 mL	
P1	3	3	2	11.000
P2	3	3	2	11.000
P3	3	2	2	2.100
P4	3	3	2	11.000
P5	3	3	2	11.000

A TABELA 08 apresenta os resultados obtidos para o número máximo permitido de Coliformes fecais e *Escherichia coli* nas análises em tubos múltiplos, para o teste confirmativo, nos cinco pontos de amostragem pesquisados.

**TABELA 08:** Teste confirmativo em tubos múltiplos - Coliformes Fecais e *Escherichia coli*.

Amostra	Alíquota			NMP/100mL
	10 mL	1 mL	0,1 mL	
P1	3	3	2	11.000
P2	3	2	2	2.100
P3	2	2	1	280
P4	2	1	0	150
P5	1	1	1	110

#### **8.4. Resultados do Índice de Qualidade da Água - IQA**

Os resultados do índice de qualidade da água apresentados na TABELA 09 indicam um nível de qualidade médio para os três primeiros pontos de amostragem e um nível de qualidade ruim para o quarto e quinto pontos de amostragem. Assim, demonstra-se nessa pesquisa, a diminuição do Índice de Qualidade da Água - IQA - das amostras de água do Rio Uberabinha de montante a jusante do perímetro urbano de Uberlândia, segundo esse parâmetro.



**TABELA 09:** Resultados obtidos no cálculo do índice de qualidade da água médio para os cinco pontos de amostragem.

PARÂMETROS	PESO W <sub>i</sub>	Ponto 1	Ponto 2	Ponto 3	Ponto 4	Ponto 5	q <sub>i1</sub>	q <sub>i2</sub>	q <sub>i3</sub>	q <sub>i4</sub>	q <sub>i5</sub>
Oxigênio dissolvido (mg/L)	0,17	4,8	4,2	4,4	4,0	4,0	-	-	-	-	-
OD (% OD <sub>Sat</sub> )		58,72	51,66	54,57	50,13	50,31	56	46	50	44	44
Coliformes fecais (NMP/100mL)	0,15	11000	2100	280	150	110	10	18	34	40	43
pH	0,12	5,5	5,5	5,5	5,4	5,5	41	41	41	38	41
DBO (mg/L)	0,10	3,228	4,518	30,50	43,0	78,25	66	58	2	2	2
Nitratos (mg/L NO <sub>3</sub> )	0,10	0,456	0,520	1,409	2,218	3,425	97	96	96	94	82
Fosfatos (mg/L PO <sub>4</sub> )	0,10	0,029	0,071	0,048	0,060	0,090	99	97	98	98	96
Variação temperatura (°C)	0,10	21,75	22,00	22,31	22,75	22,88	19	19	19	18	18
Turbidez (UNT)	0,08	12,00	17,5	25,25	27,75	42,50	72	64	57	55	44
Sólidos totais (mg/L)	0,08	32,25	25,5	40,25	42,0	43,75	85	84	86	86	86
Cloreto (mg/L)	-	3,39	4,49	22,61	33,77	41,86	-	-	-	-	-
<b>IQA</b>		<b>56</b>	<b>54</b>	<b>51</b>	<b>50</b>	<b>48</b>					
<b>Nível de qualidade</b>		<b>Médio</b>	<b>Médio</b>	<b>Médio</b>	<b>Ruim</b>	<b>Ruim</b>					

## **8.5. Resultados das amostras de sedimentos**

A TABELA 10 apresenta os resultados das análises das amostras de sedimentos, nos cinco pontos de amostragem, nas quatro coletas realizadas nessa pesquisa.

## **8.6. Análise gráfica para as amostras de sedimentos**

As concentrações de cádmio, chumbo, cromo, zinco e cobre encontradas nas amostras de sedimentos nos cinco pontos de amostragem das quatro coletas foram comparadas com os valores guia de qualidade de sedimentos estabelecidos pelos pares: TEL e PEL, LEL e SEL. MET e TET, ERL e ERM, TELHA28 e PEL HA28, e TEC GQSconsensual e PEC GQSconsensual, propostos nas referências internacionais. Sendo também comparadas com os valores orientadores nacionais estabelecidos pela Resolução CONAMA nº 420/2009 para solos e pela Resolução CONAMA nº 344/2004 para material a ser dragado, na falta de uma legislação específica para sedimentos.

As FIGURAS 37 a 42 apresentam a comparação da concentração de cádmio das amostras de sedimentos com os valores de referências internacionais e nacionais. Observa-se que os valores obtidos foram inferiores ao limite máximo estabelecido pelas referências: PEL, SEL, TET, ERM, PEL-HA28, PEC GQSconsensual.

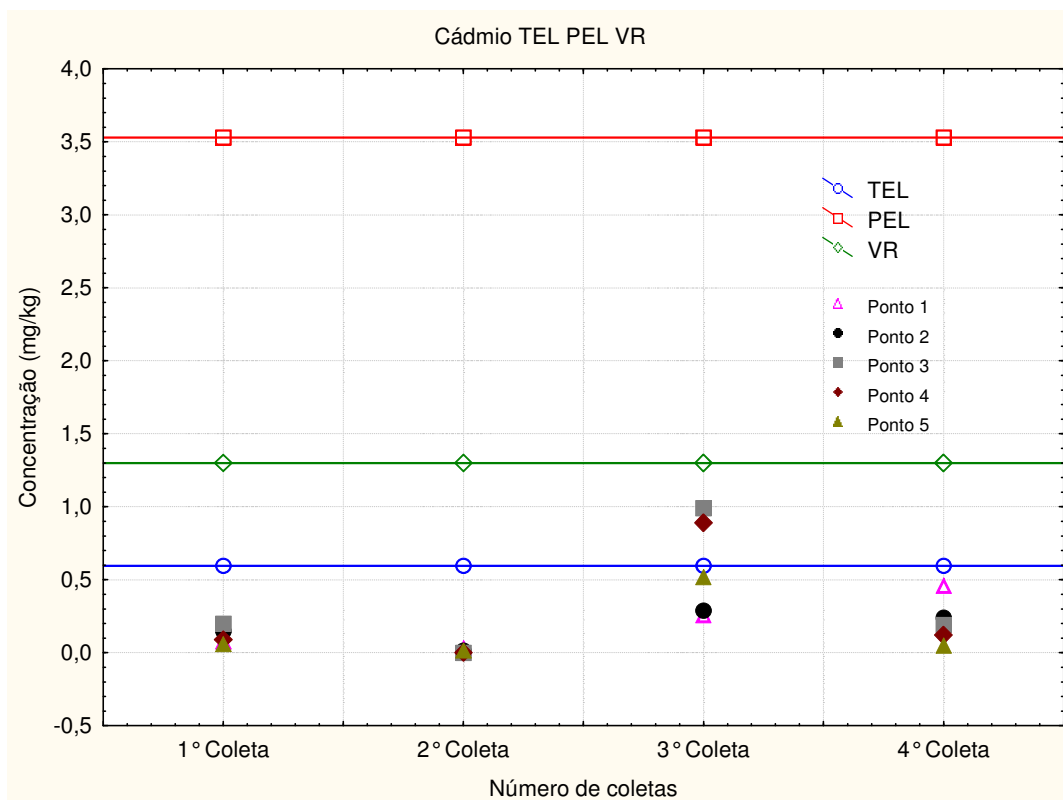
As FIGURAS 43 a 48 apresentam a comparação da concentração de chumbo das amostras de sedimentos com os valores de referências internacionais e nacionais. Enquanto as FIGURAS 49 a 54 fazem a mesma comparação para o cobre, as FIGURAS 55 a 60, para o cromo e as FIGURAS 61 a 66 para o zinco. Os valores das concentrações dos metais analisados não excederam ao valor limite superior de nenhuma das referências pesquisadas, tanto internacionais como nacionais.

**TABELA 10:** Resultados das análises das amostras de sedimentos, nas quatro coletas realizadas no Rio Uberabinha, nos cinco pontos estudados.

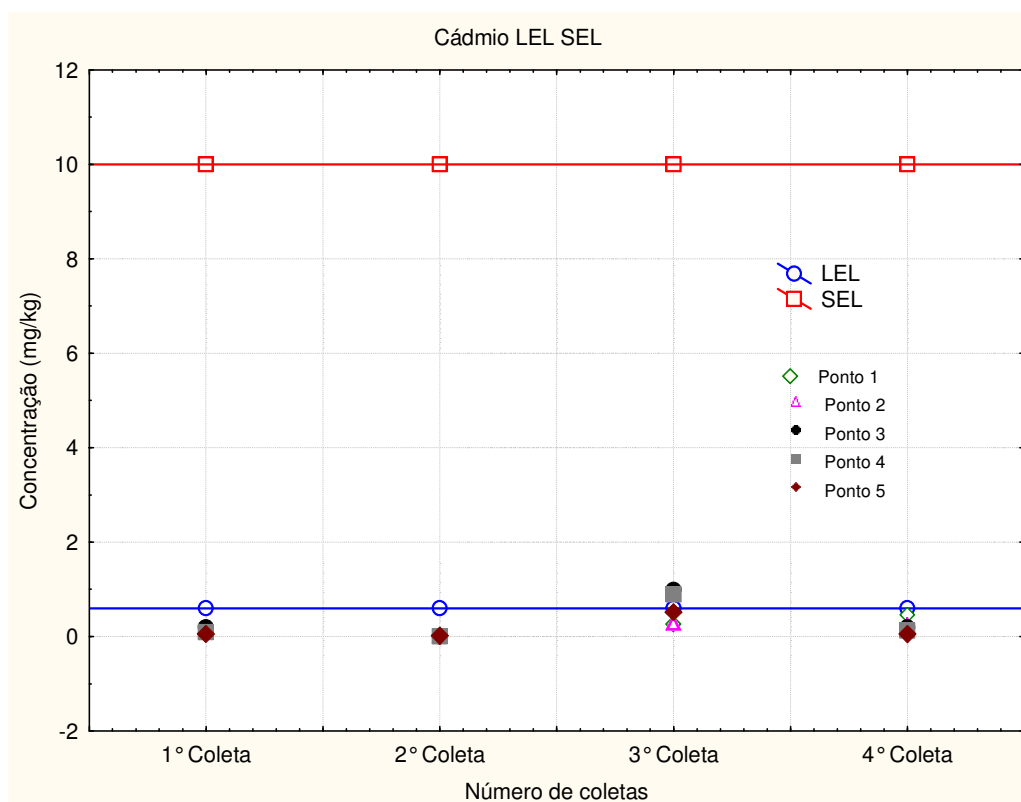
	Coletas Ponto 1				Coletas Ponto 2				Coletas Ponto 3				Coletas Ponto 4				Coletas Ponto 5			
Parâmetros	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4
Sólidos fixos (%)	91,81	92,42	99,30	94,50	91,52	91,91	99,12	96,30	85,91	83,96	97,15	87,70	81,92	78,83	94,10	80,15	77,62	75,79	92,80	82,60
Sólidos voláteis (%)	8,19	7,58	0,70	5,50	8,48	8,09	0,88	3,70	14,09	16,04	2,85	12,30	18,08	21,27	5,90	19,85	22,38	24,21	7,20	17,10
Alumínio (mg/kg) <sup>(1)</sup>	10021	6547	2672	76,0	25326	5308	4285	67,9	8376	3125	10220	87,30	14047	16049	10758	80,50	11930	23193	6243	111,6
Cálcio (mg/kg) <sup>(1)</sup>	98,12	11,26	48,90	246,2	174,5	15,60	77,10	271,6	55,73	102,7	208,9	248,8	303,3	295,5	181,3	273,8	261,1	186,8	126,2	187,8
Ferro (mg/kg) <sup>(1)</sup>	15193	28341	2329	13705	14151	2233	6867	21597	10592	11747	35528	33578	10921	29023	16659 2	40645	15566	2863	22650	38883
Manganês (mg/kg) <sup>(1)</sup>	179,3	82,15	75,94	3035	322,6	71,23	109,5	3587	278,3	93,33	455,8	4415	151,0	112,5	365,9	4179	119,8	173,9	241,6	4720
Potássio (mg/kg) <sup>(1)</sup>	193,8	15,49	69,10	55,94	266,3	17,60	74,65	62,37	83,33	9,47	273,8	67,20	146,6	206,2	214,0	61,52	161,3	226,5	127,6	64,40
Sódio (mg/kg) <sup>(1)</sup>	905,9	26,70	71,99	24,98	680,2	16,99	93,77	52,48	154,0	19,90	118,1	21,03	284,1	143,8	113,2	19,84	554,5	158	71,08	18,33
Cádmio (mg/kg) <sup>(1)</sup>	0,08	0,03	0,26	0,46	0,15	0,013	0,29	0,24	0,20	N.D.	0,99	0,19	0,09	N.D.	0,89	0,12	0,06	0,015	0,52	0,05
Chumbo (mg/kg) <sup>(1)</sup>	11,81	7,83	5,12	5,84	23,44	11,64	8,40	8,37	10,86	8,65	22,81	8,46	13,06	20,11	21,21	9,00	14,80	19,60	13,63	9,35
Cobre (mg/kg) <sup>(1)</sup>	22,60	19,31	6,82	18,00	38,38	15,82	11,94	25,10	42,48	11,21	37,92	22,50	35,39	22,89	37,00	25,40	48,02	42,88	24,59	29,30
Cromo (mg/kg) <sup>(1)</sup>	10,41	5,07	6,96	10,60	19,36	4,03	12,80	11,40	24,40	6,56	31,82	12,73	12,58	8,49	35,71	14,25	15,90	14,68	15,21	12,41
Zinco (mg/kg) <sup>(1)</sup>	28,89	26,88	11,37	21,70	64,65	25,11	17,87	22,50	15,27	22,92	62,70	23,50	60,64	4,73	58,49	28,10	76,62	5,45	33,85	27,40

ND = não detectado

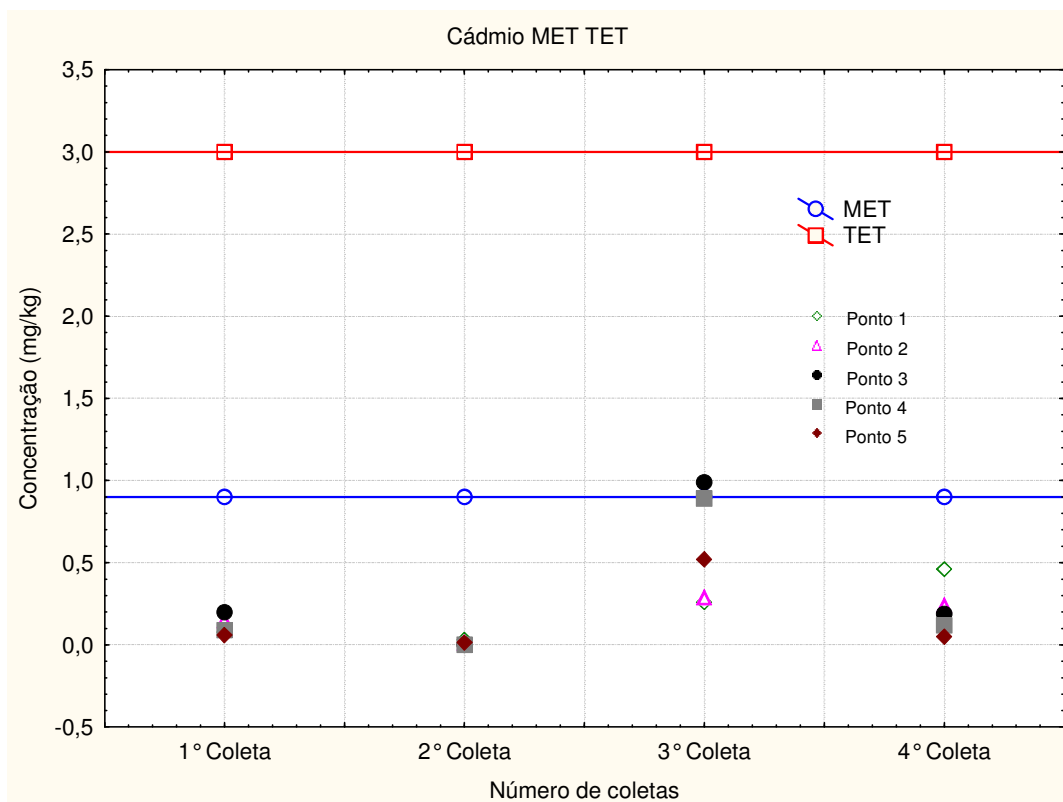
<sup>(1)</sup> método de absorção atômica



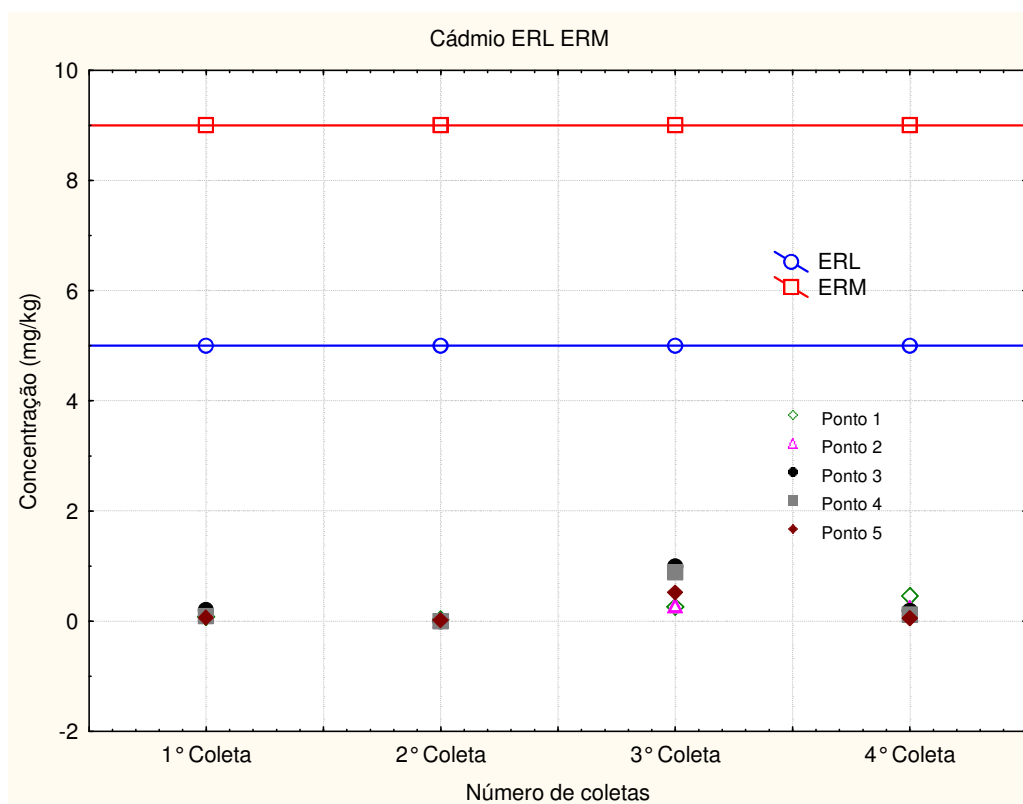
**FIGURA 37:** Comparação da concentração de cádmio das amostras de sedimento com os valores de TEL e PEL e com o valor de referência.



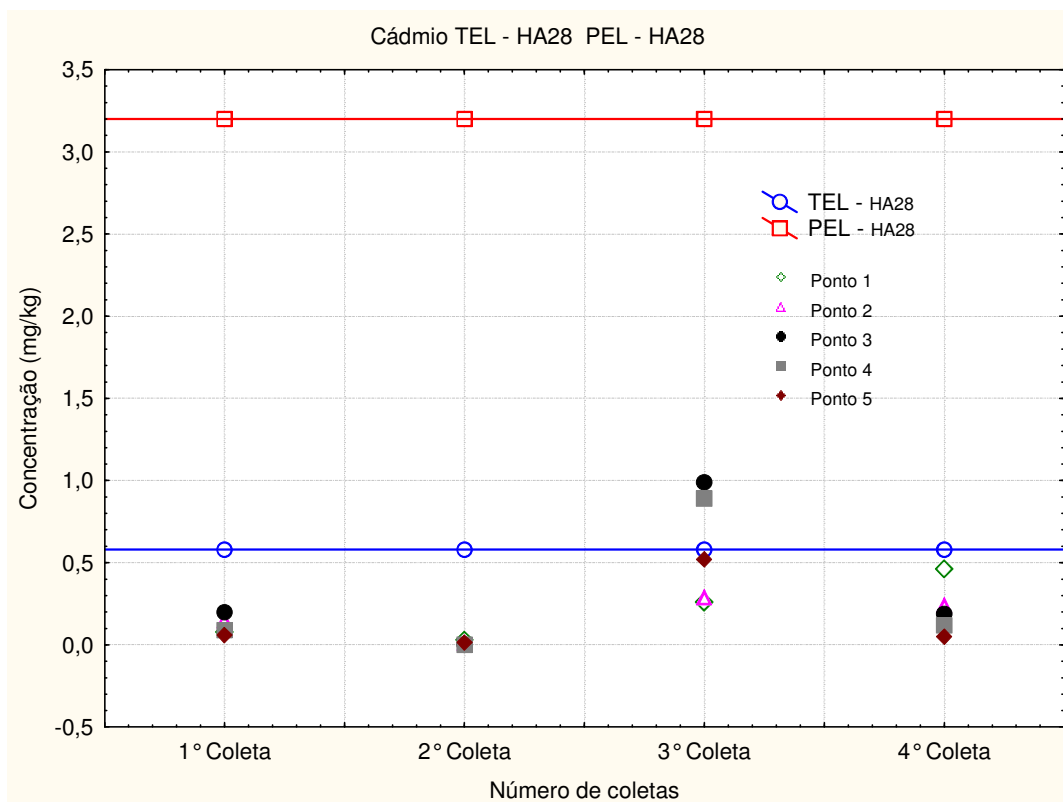
**FIGURA 38:** Comparação da concentração de cádmio das amostras de sedimento com os valores de LEL e SEL.



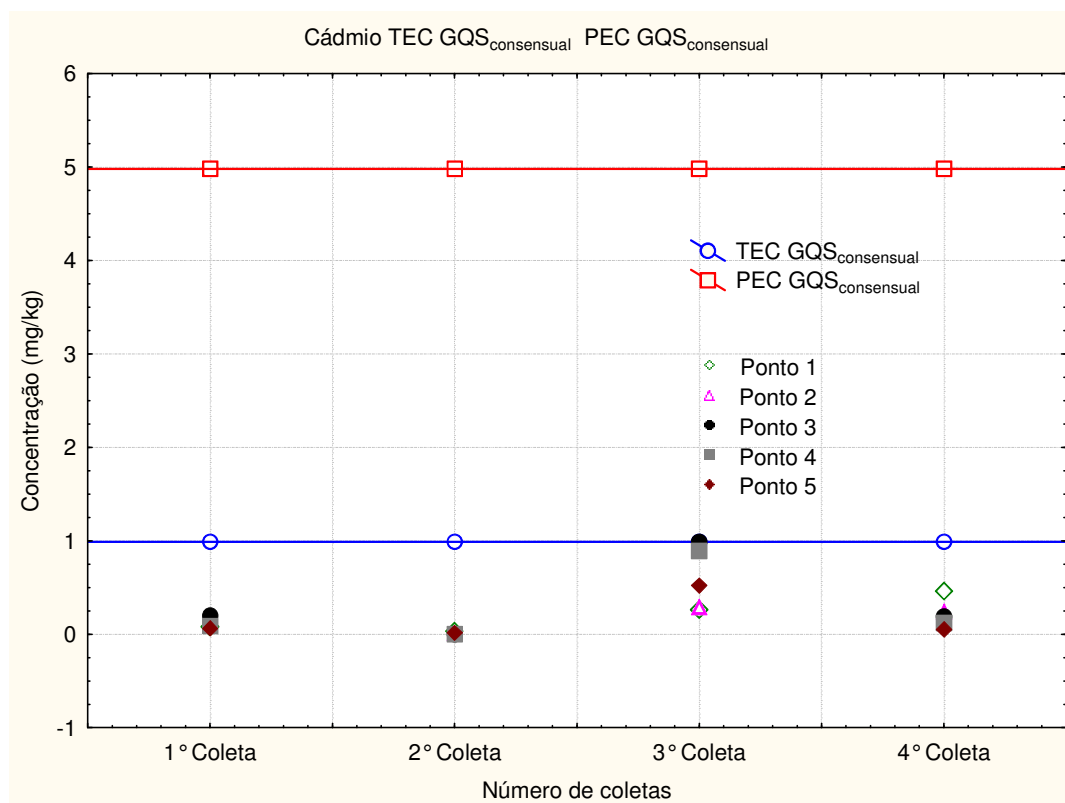
**FIGURA 39:** Comparação da concentração de cádmio das amostras de sedimento com os valores de MET e TET.



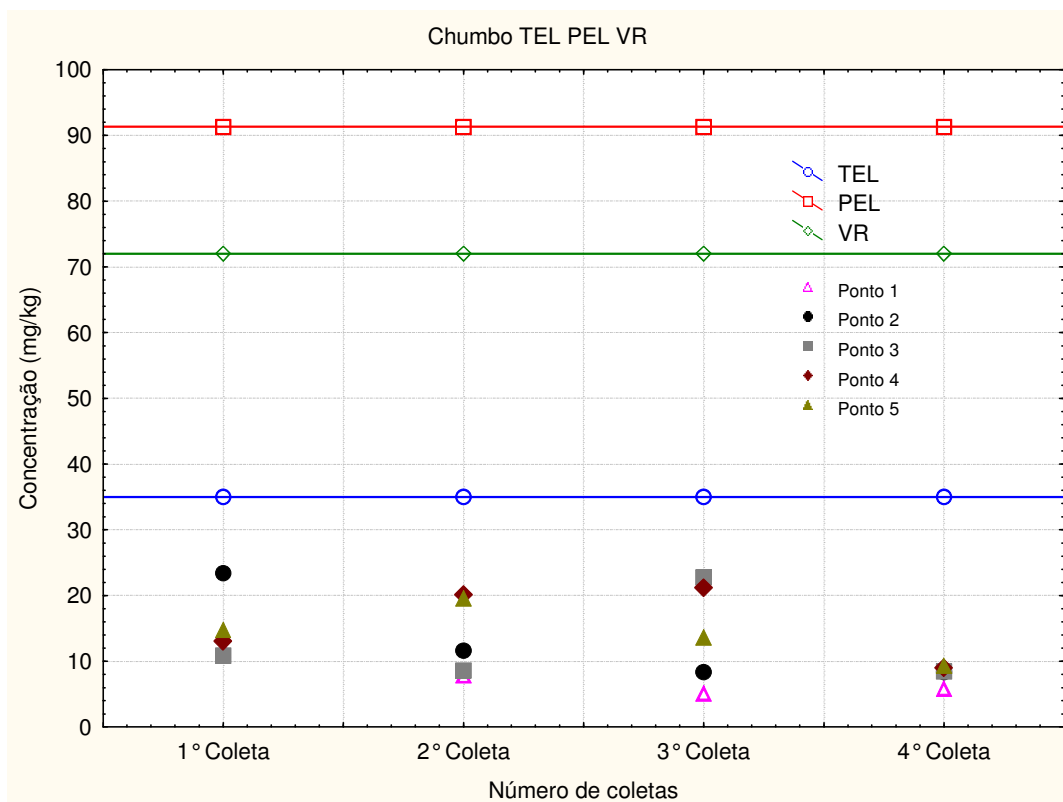
**FIGURA 40:** Comparação da concentração de cádmio das amostras de sedimento com os valores de ERL e ERM.



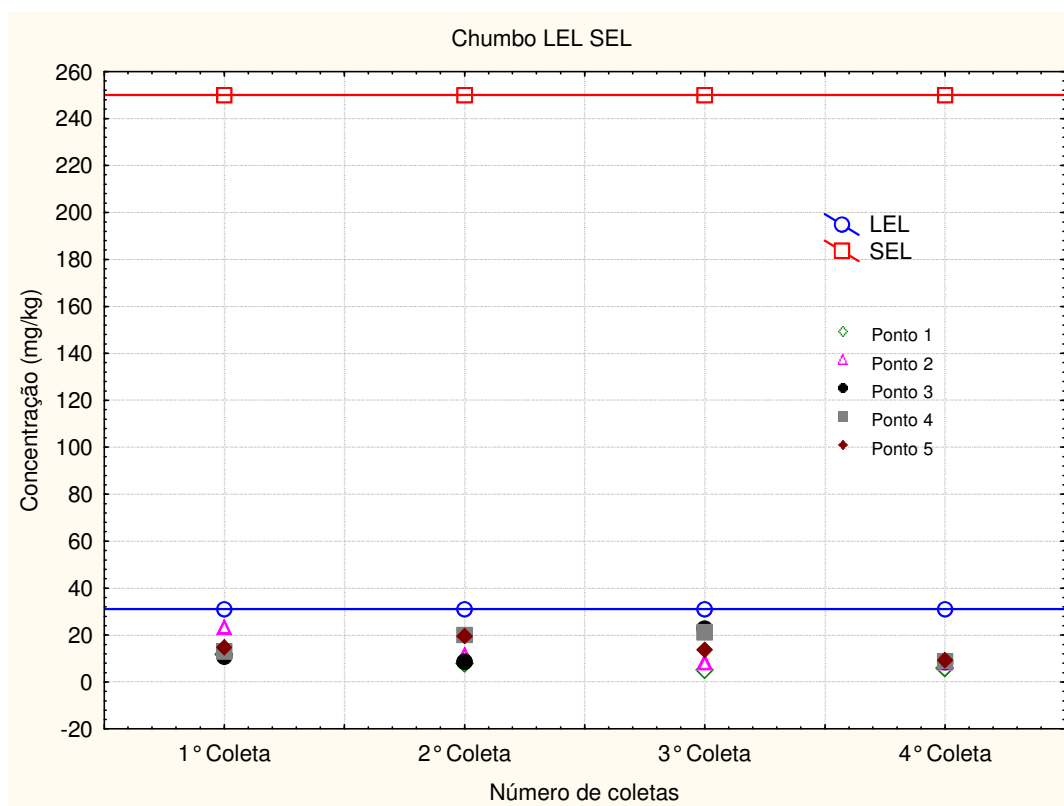
**FIGURA 41:** Comparação da concentração de cádmio das amostras de sedimento com os valores de TEL - HA28 e PEL - HA28.



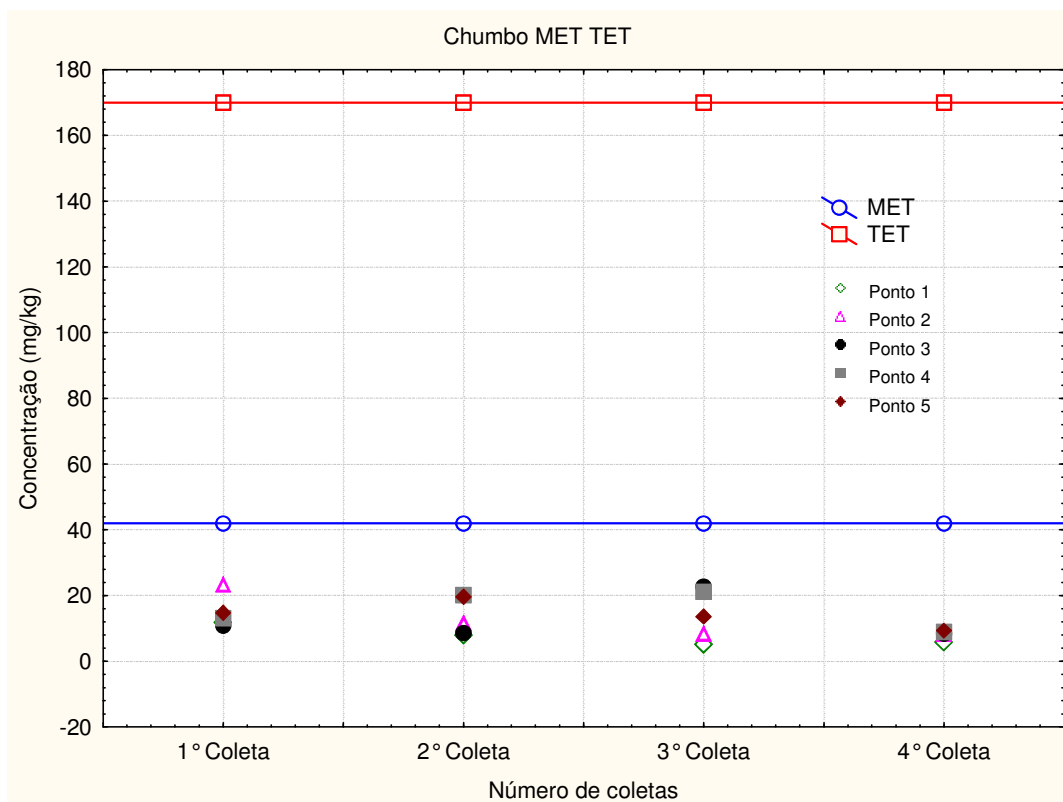
**FIGURA 42:** Comparação da concentração de cádmio das amostras de sedimento com os valores de TEC GQS<sub>consensual</sub> e PEC GQS<sub>consensual</sub>



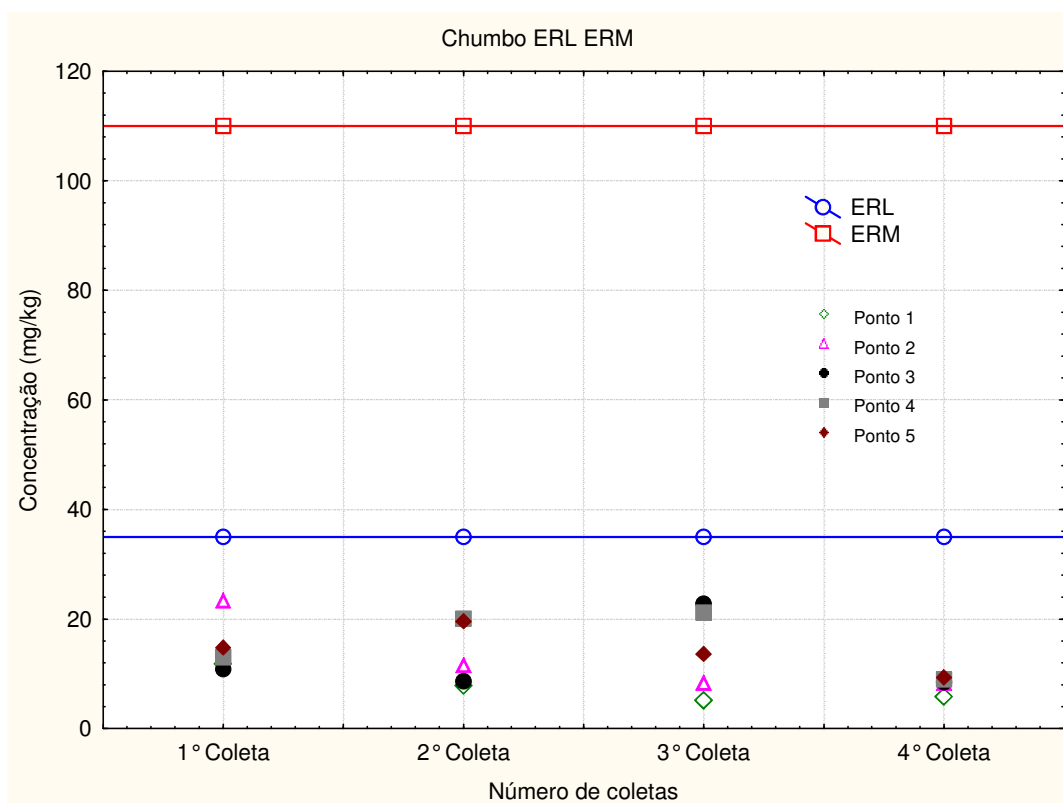
**FIGURA 43:** Comparação da concentração de chumbo das amostras de sedimento com os valores de TEL e PEL e com o valor de referência.



**FIGURA 44:** Comparação da concentração de chumbo das amostras de sedimento com os valores de LEL e SEL

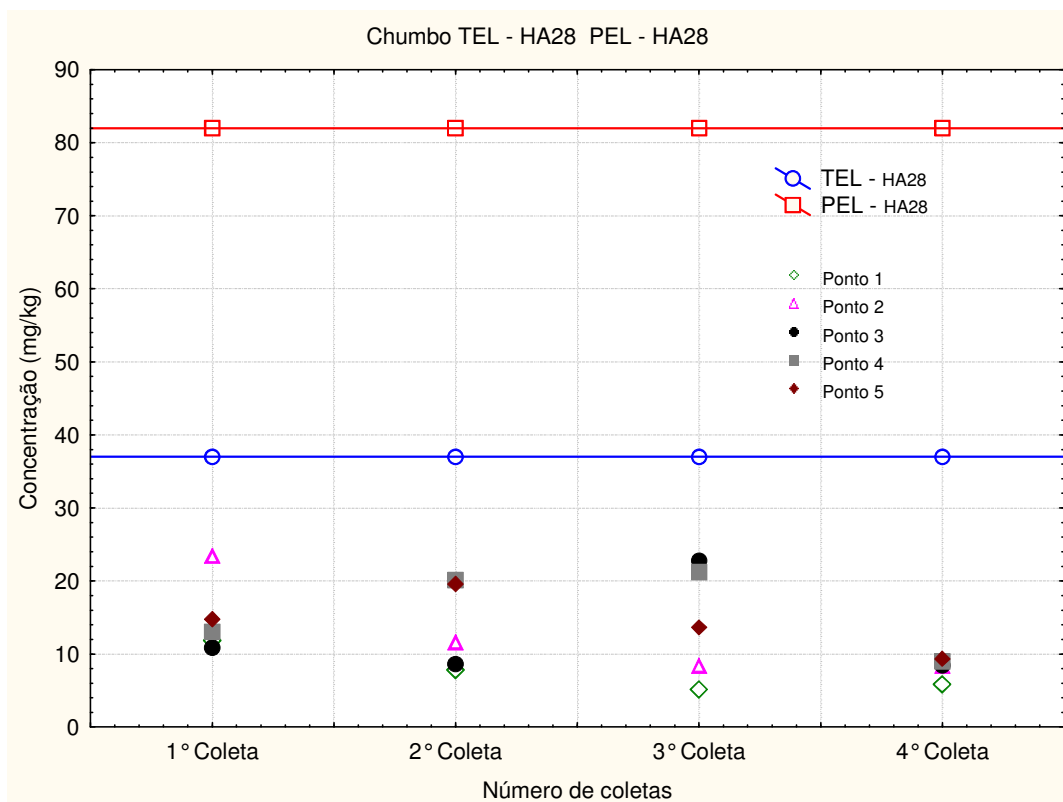


**FIGURA 45:** Comparação da concentração de chumbo das amostras de sedimento com os valores de MET e TET.

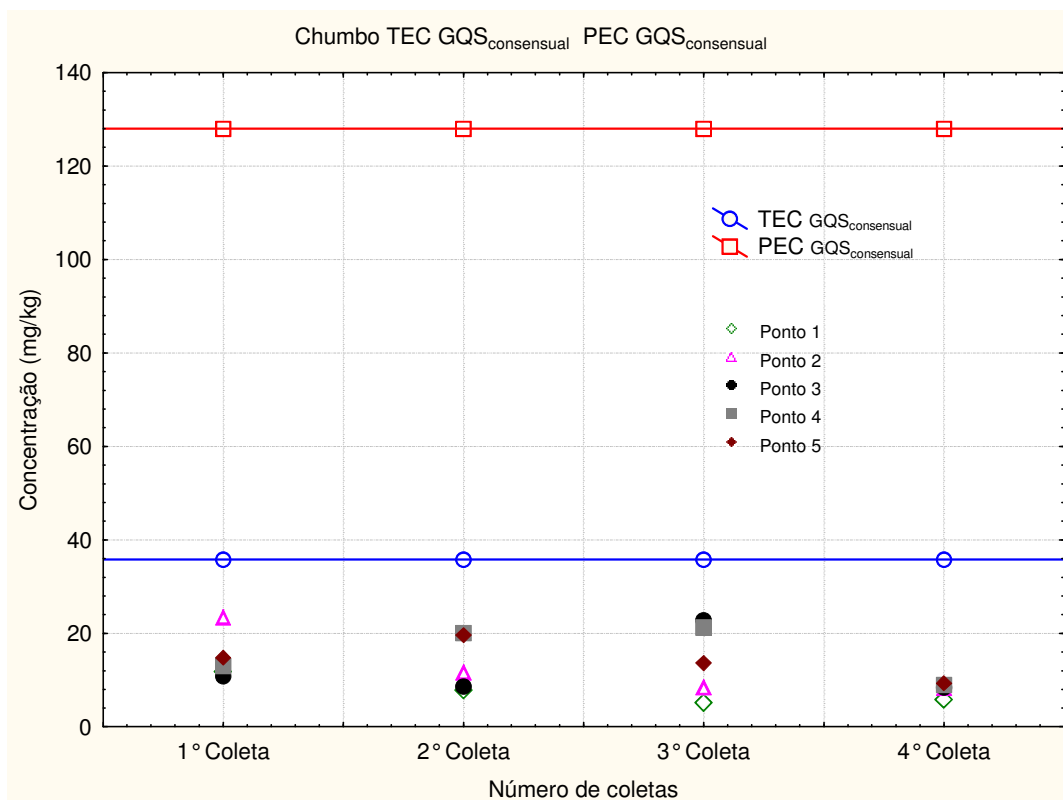


**FIGURA 46:** Comparação da concentração de chumbo das amostras de sedimento com os valores de ERL e ERM.

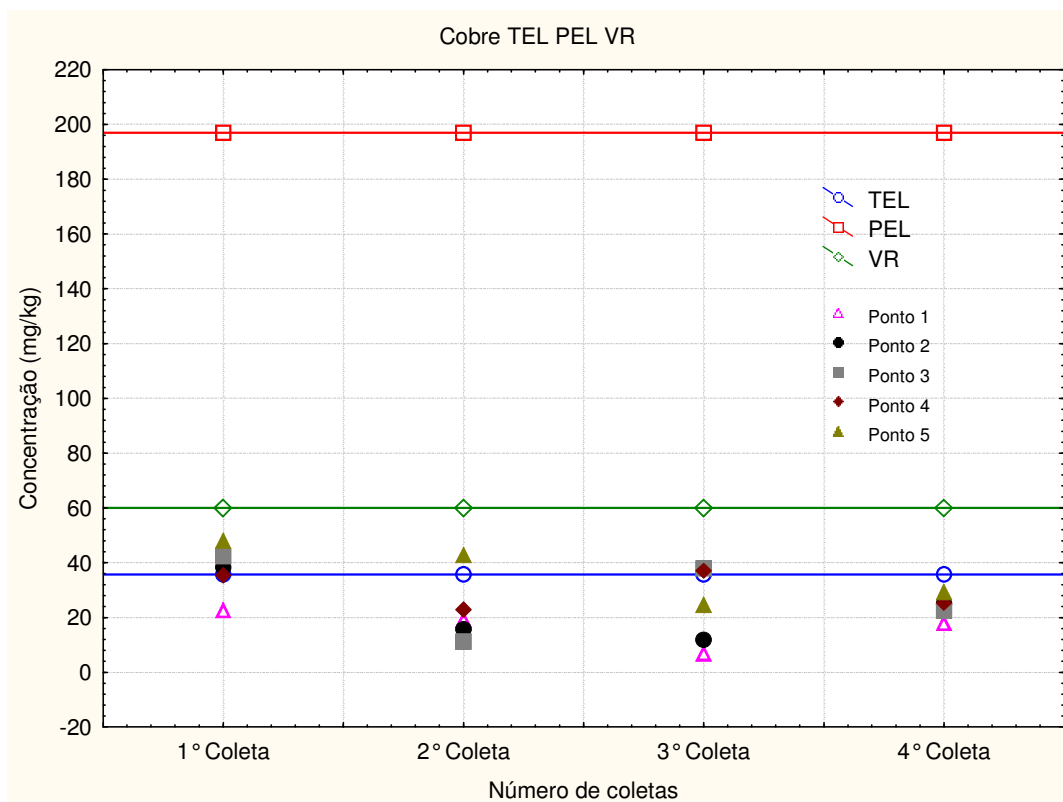




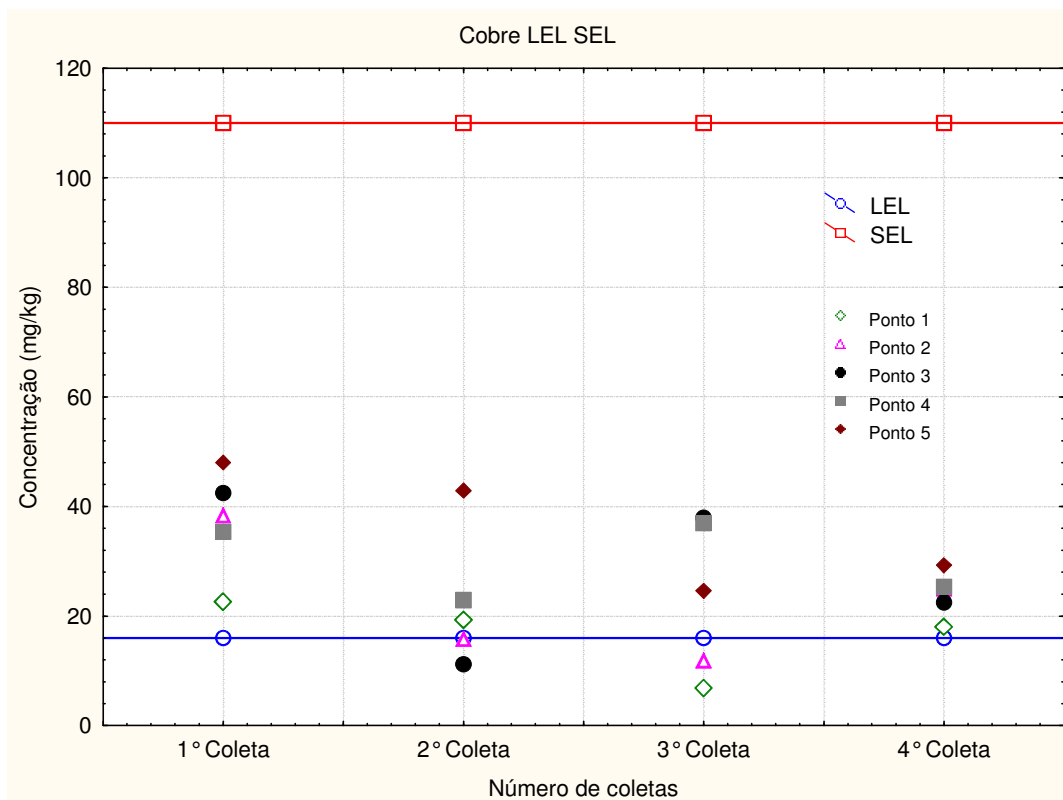
**FIGURA 47:** Comparação da concentração de chumbo das amostras de sedimento com os valores de TEL - HA28 e PEL - HA28.



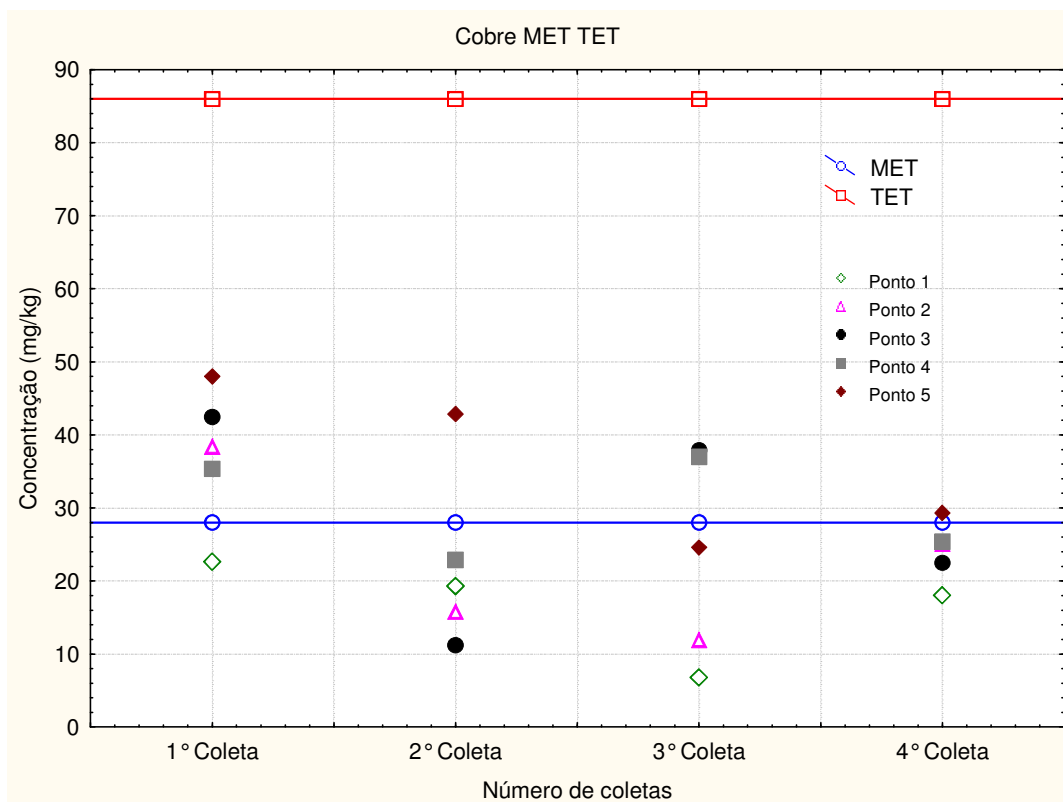
**FIGURA 48:** Comparação da concentração de chumbo das amostras de sedimento com os valores de TEC GQS<sub>consensual</sub> e PEC GQS<sub>consensual</sub>.



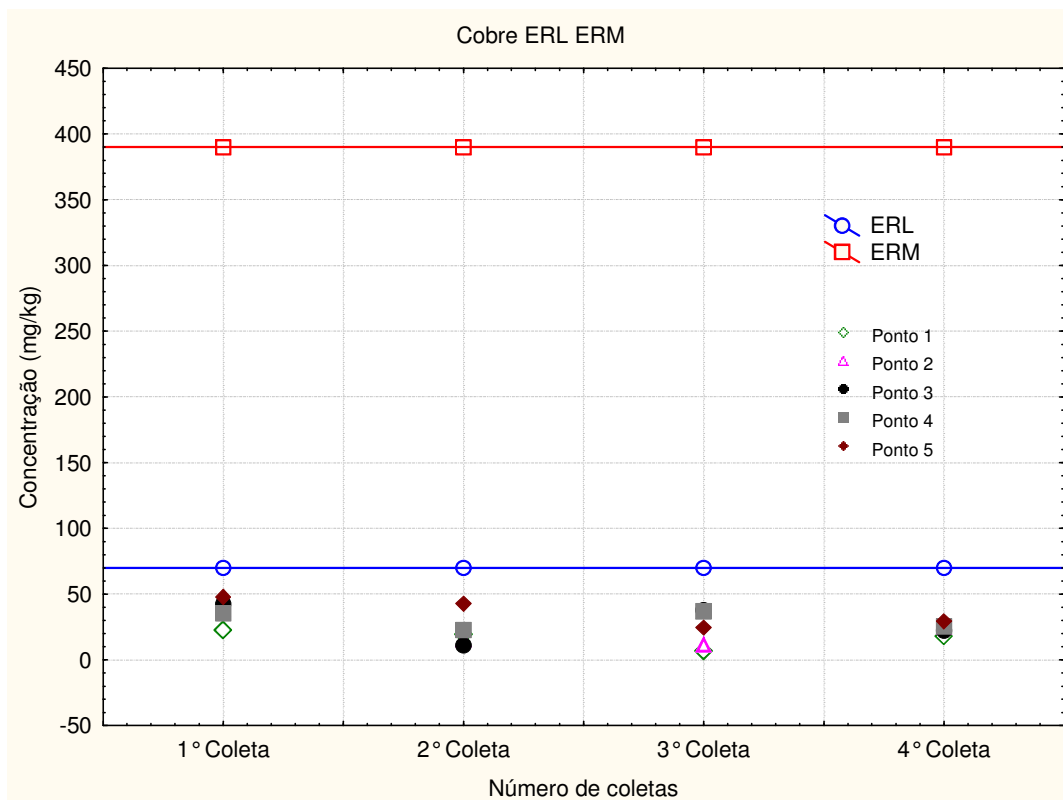
**FIGURA 49:** Comparação da concentração de cobre das amostras de sedimento com os valores de TEL e PEL e com o valor de referência.



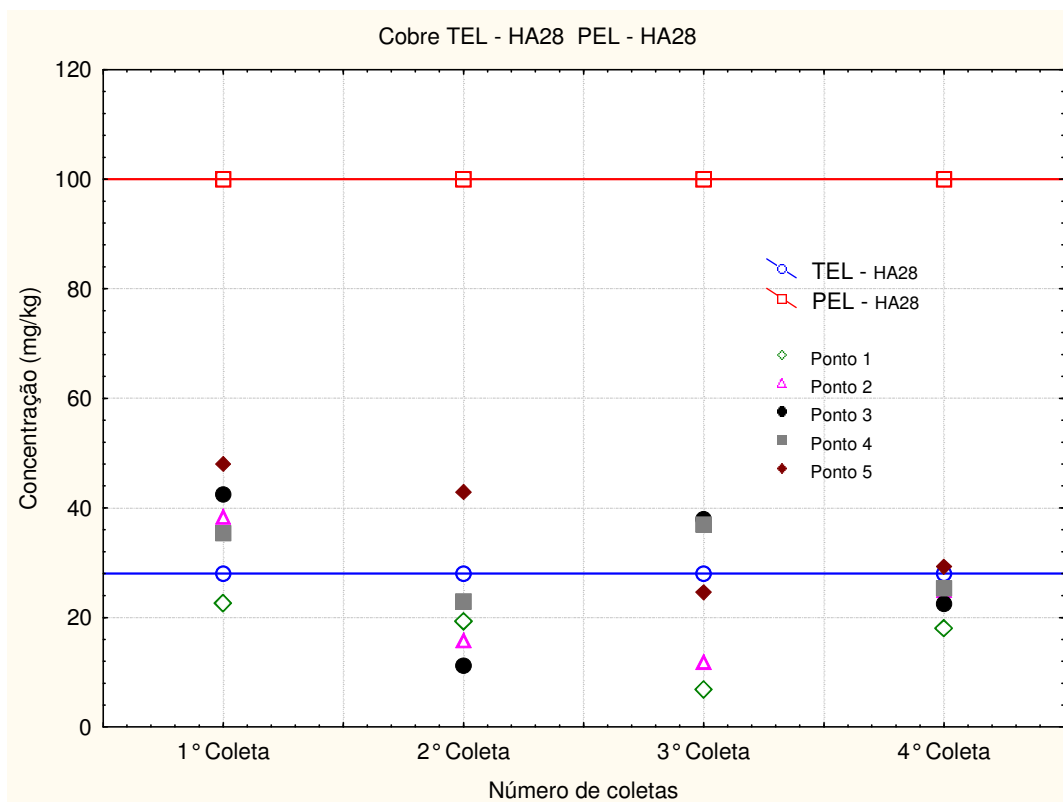
**FIGURA 50:** Comparação da concentração de cobre das amostras de sedimento com os valores de LEL e SEL.



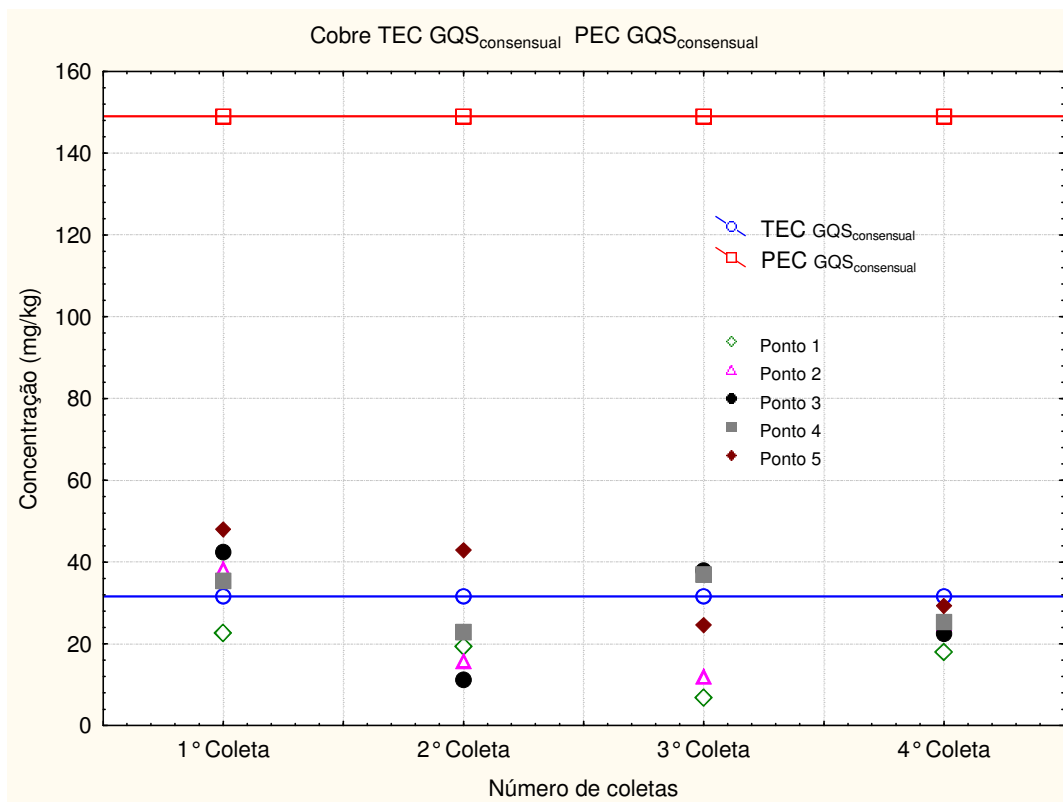
**FIGURA 51:** Comparação da concentração de cobre das amostras de sedimento com os valores de MET e TET.



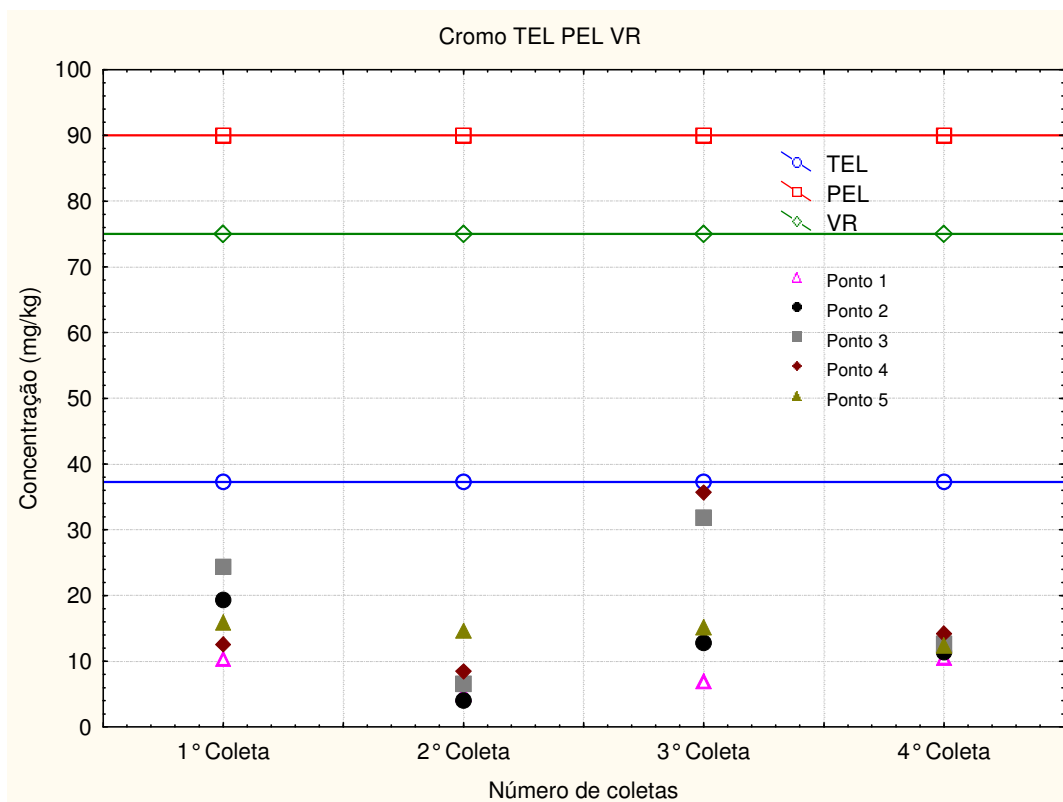
**FIGURA 52:** Comparação da concentração de cobre das amostras de sedimento com os valores de ERL e ERM



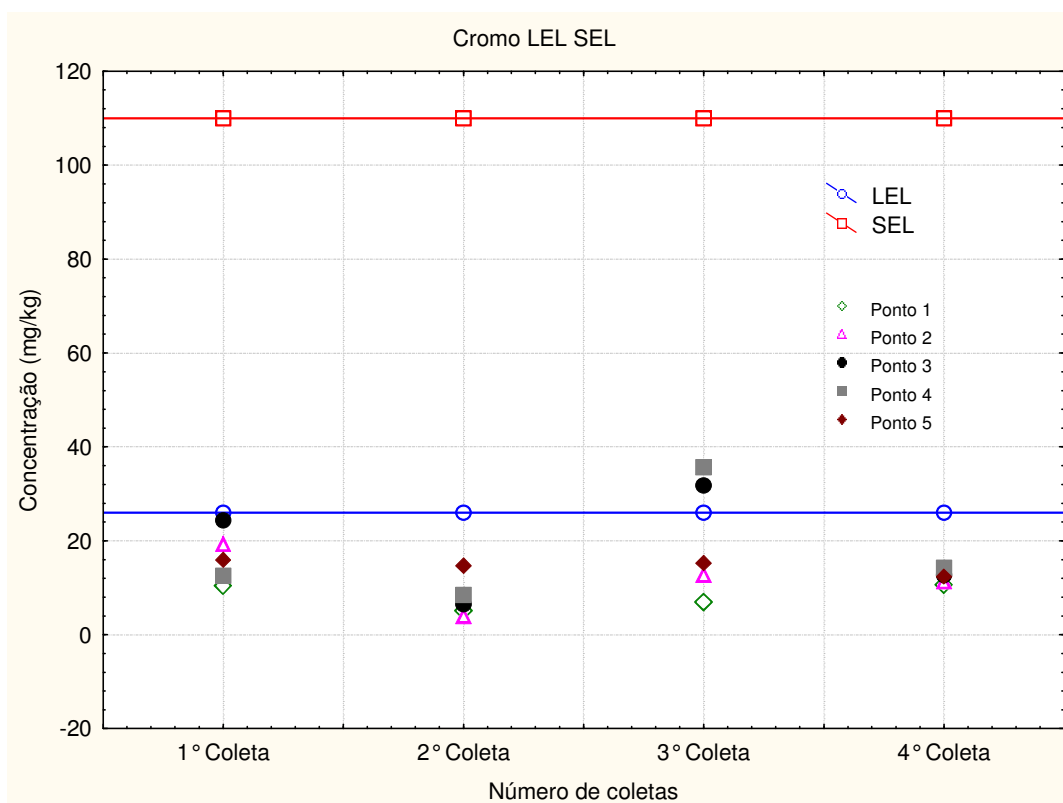
**FIGURA 53:** Comparação da concentração de cobre das amostras de sedimento com os valores de TEL - HA28 e PEL - HA28.



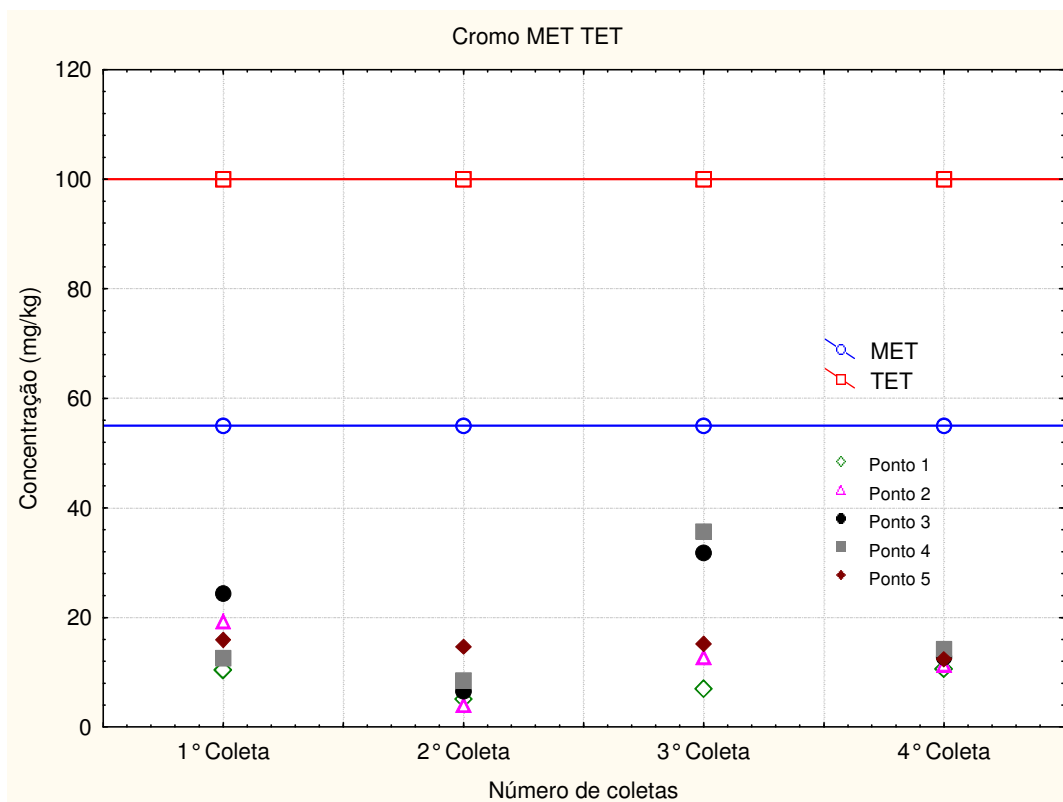
**FIGURA 54:** Comparação da concentração de cobre das amostras de sedimento com os valores de TEC GQS<sub>consensual</sub> e PEC GQS<sub>consensual</sub>.



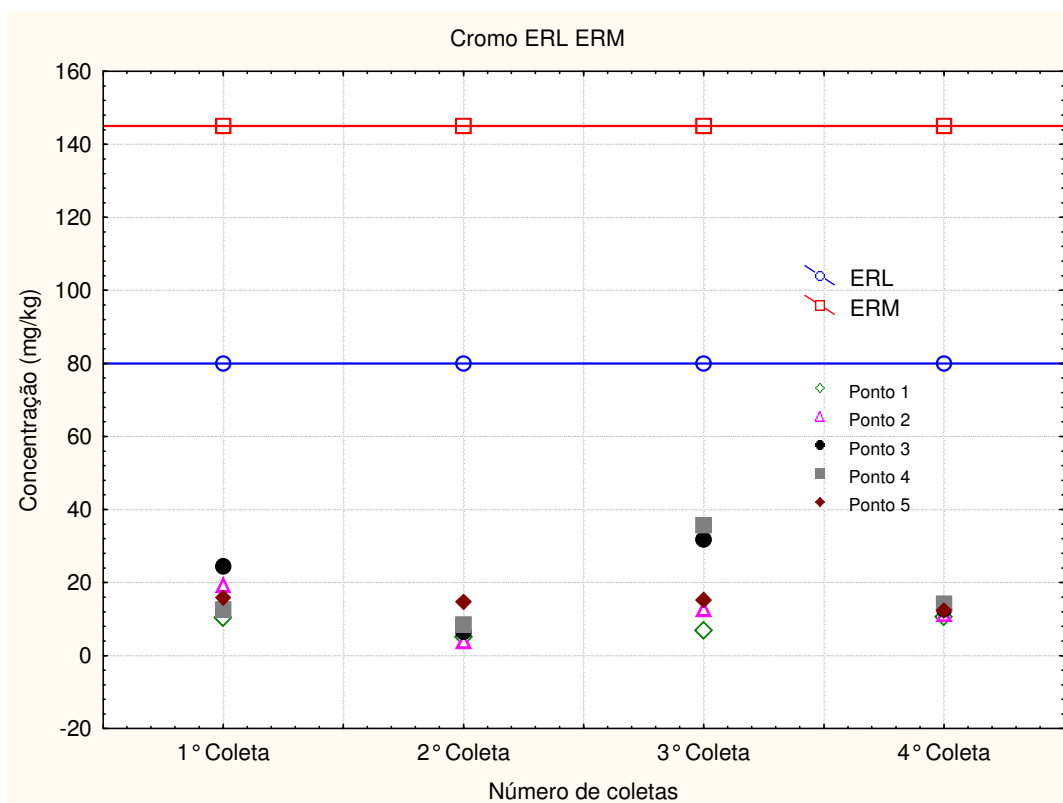
**FIGURA 55:** Comparação da concentração de cromo das amostras de sedimento com os valores de TEL e PEL e com o valor de referência.



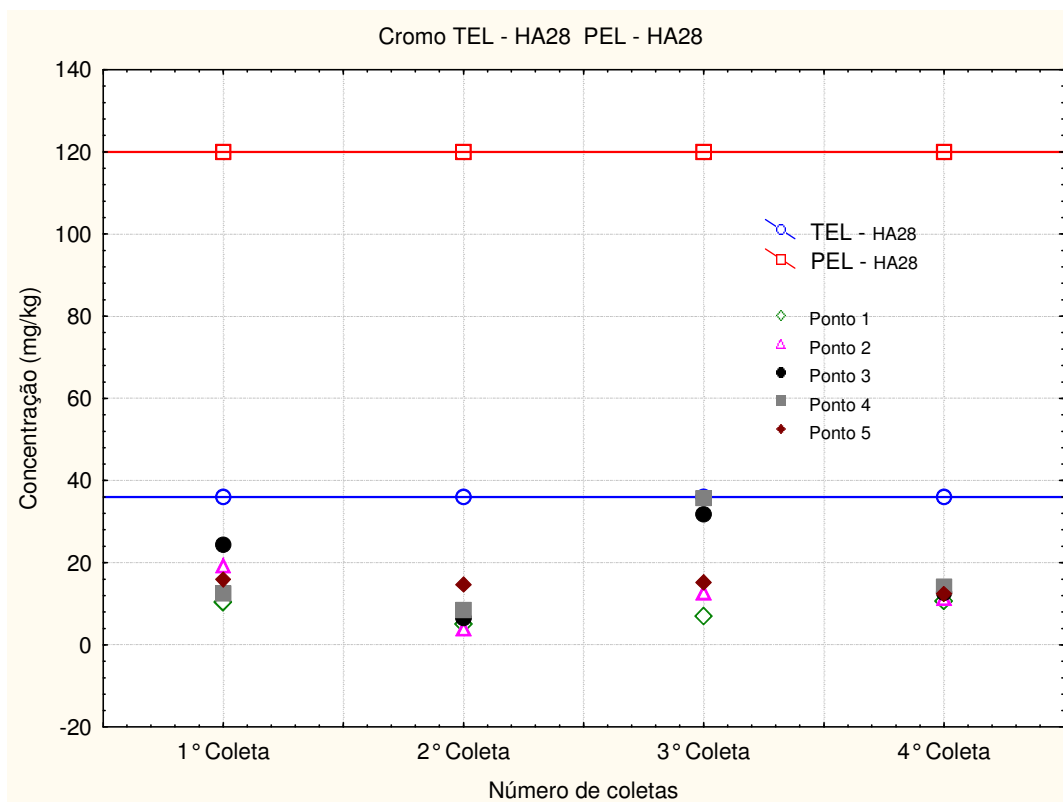
**FIGURA 56:** Comparação da concentração de cromo das amostras de sedimento com os valores de LEL e SEL.



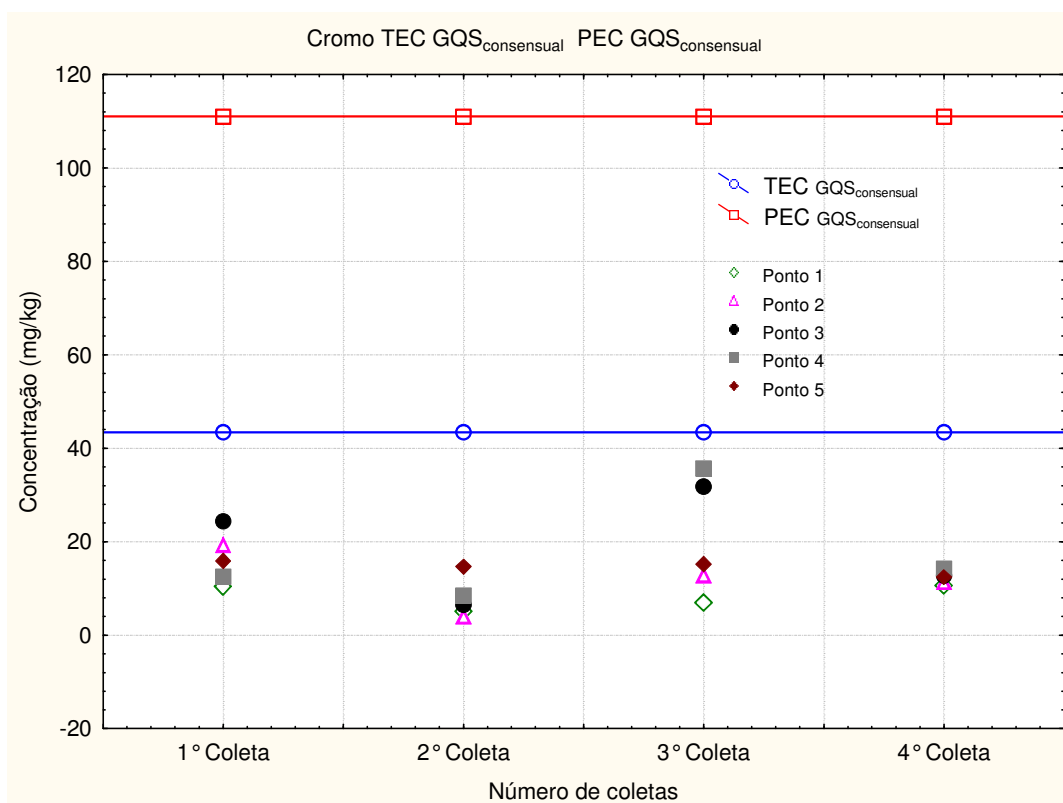
**FIGURA 57:** Comparação da concentração de cromo das amostras de sedimento com os valores de MET e TET.



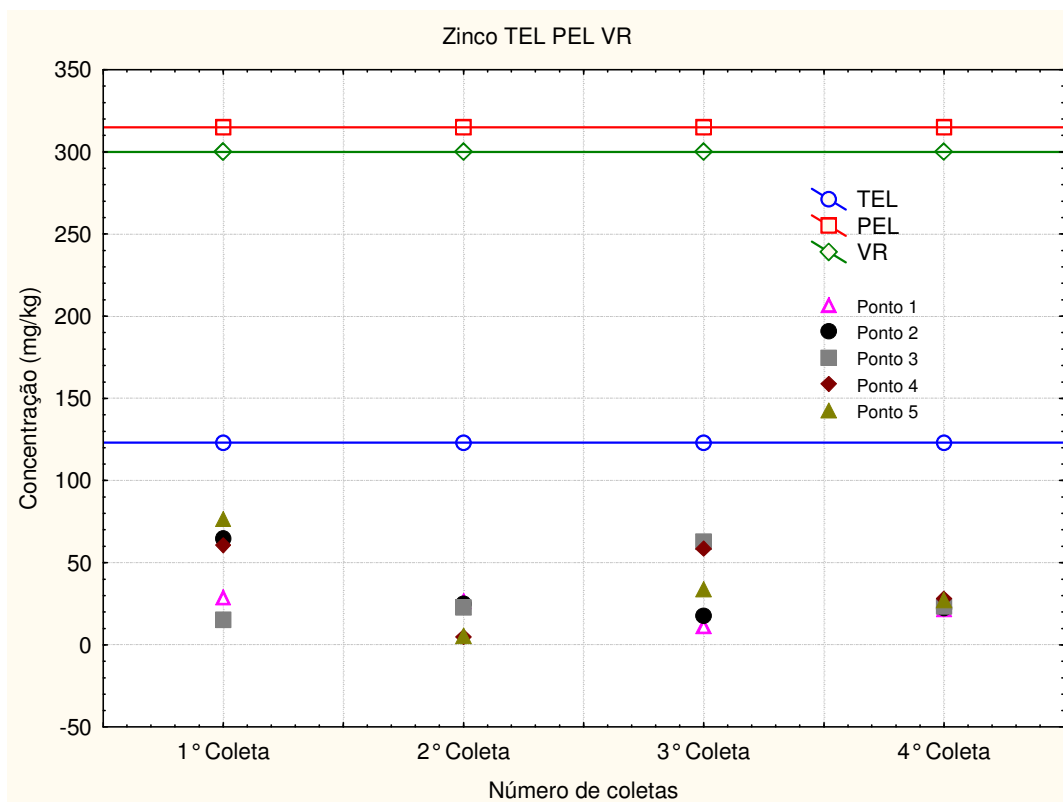
**FIGURA 58:** Comparação da concentração de cromo das amostras de sedimento com os valores de ERL e ERM



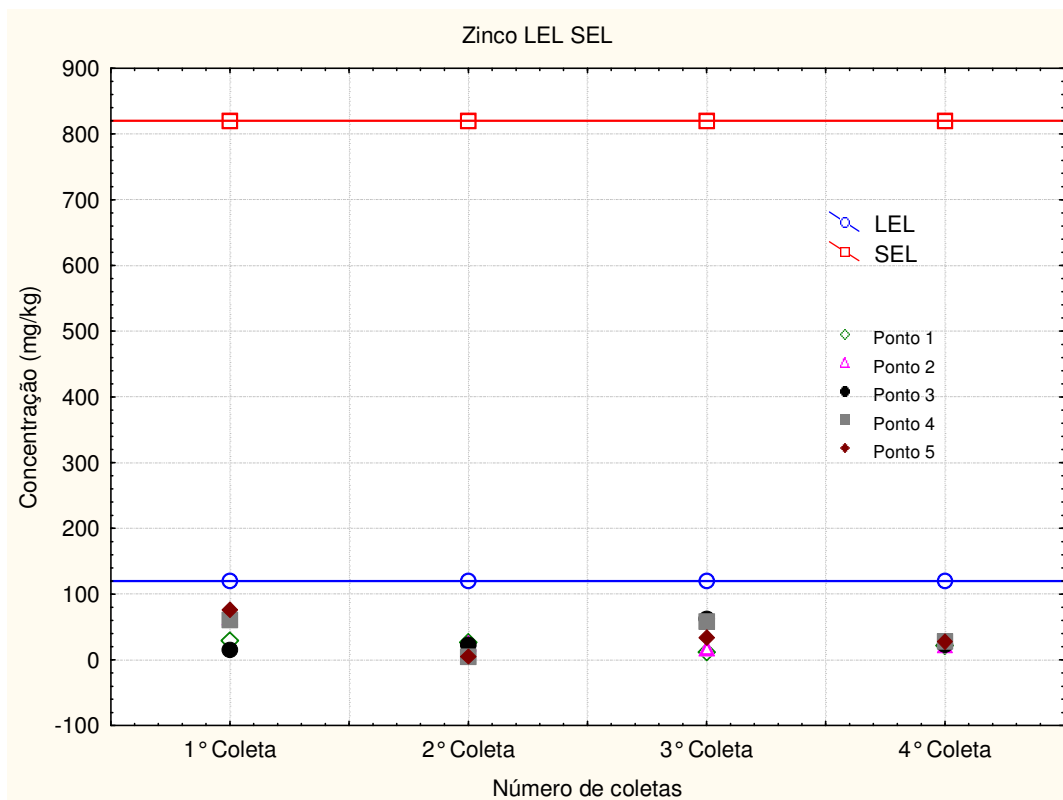
**FIGURA 59:** Comparação da concentração de cromo das amostras de sedimento com os valores de TEL - HA28 e PEL - HA28.



**FIGURA 60:** Comparação da concentração de cromo das amostras de sedimento com os valores de TEC GQS<sub>consensual</sub> e PEC GQS<sub>consensual</sub>.

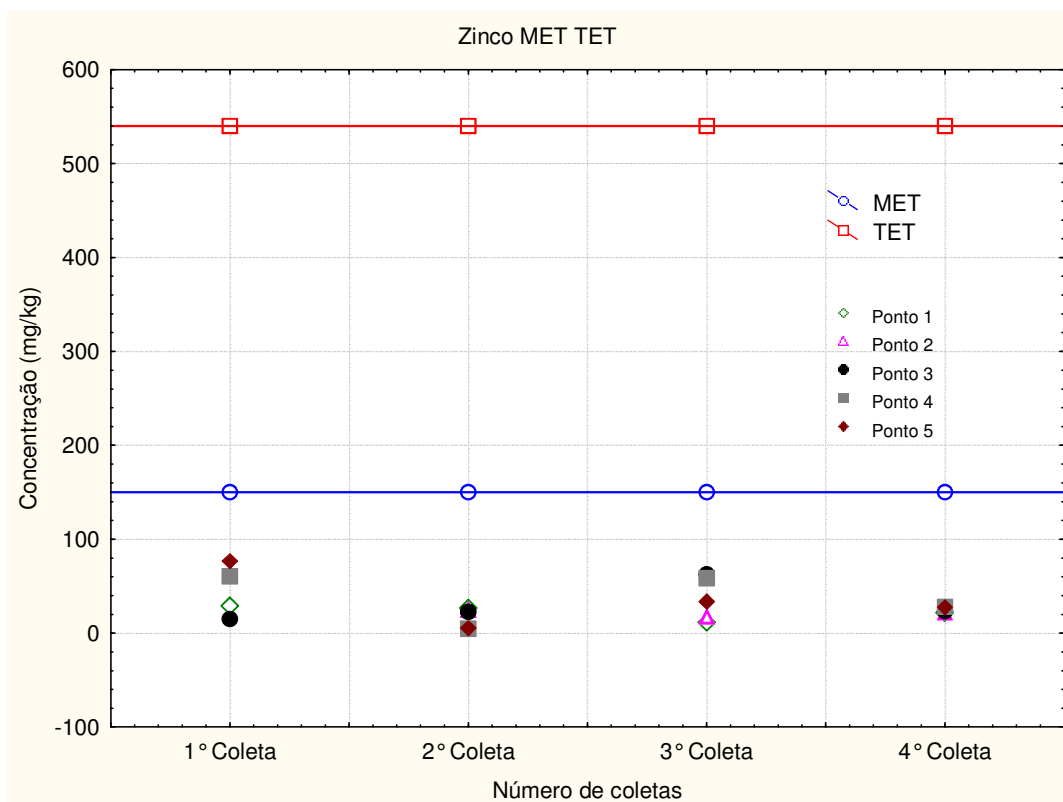


**FIGURA 61:** Comparação da concentração de zinco das amostras de sedimento com os valores de TEL e PEL e com o valor de referência.

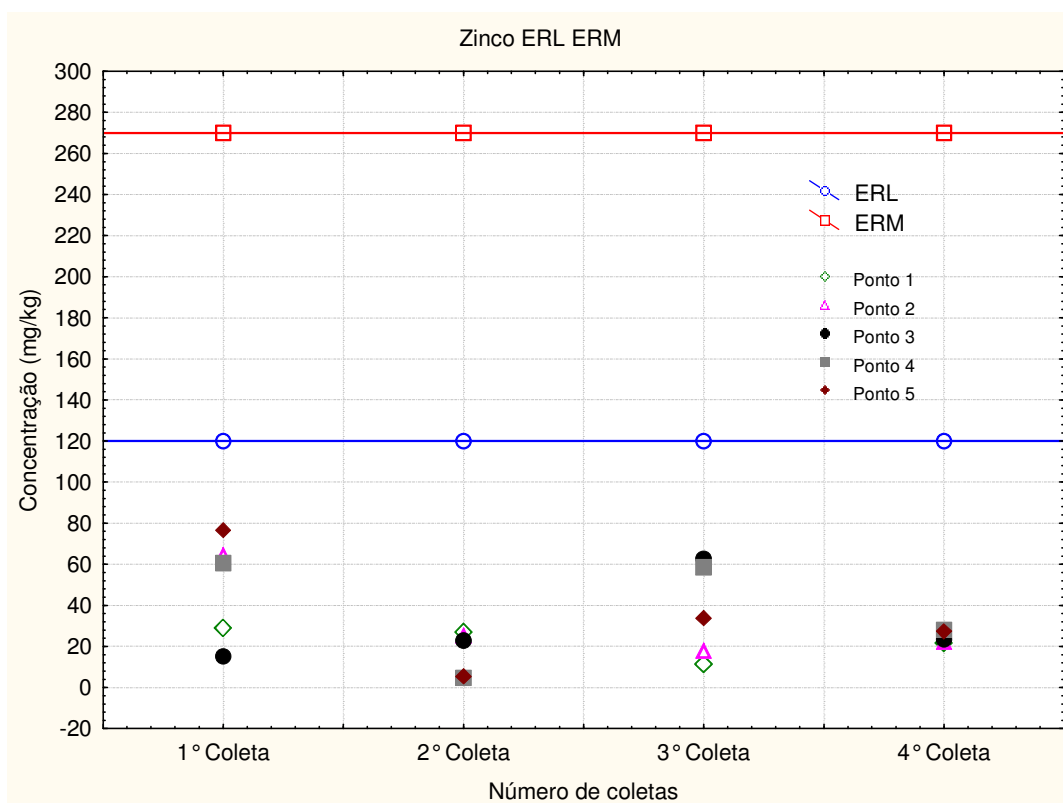


**FIGURA 62:** Comparação da concentração de zinco das amostras de sedimento com os valores de LEL e SEL.

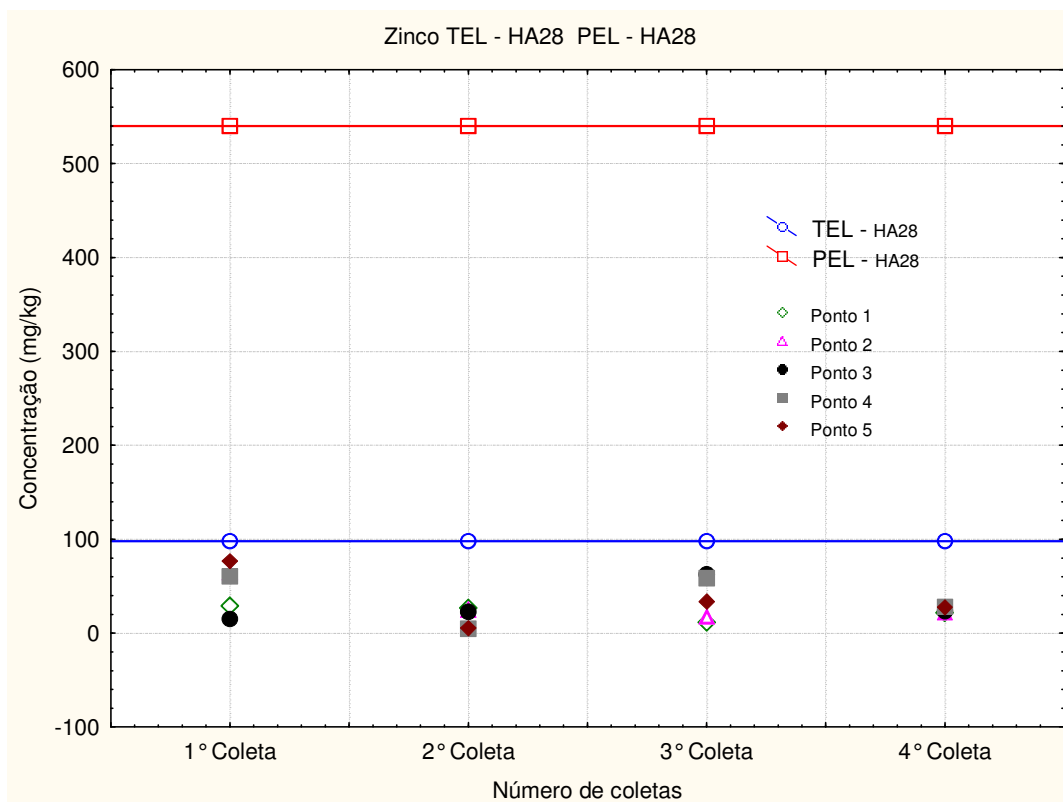




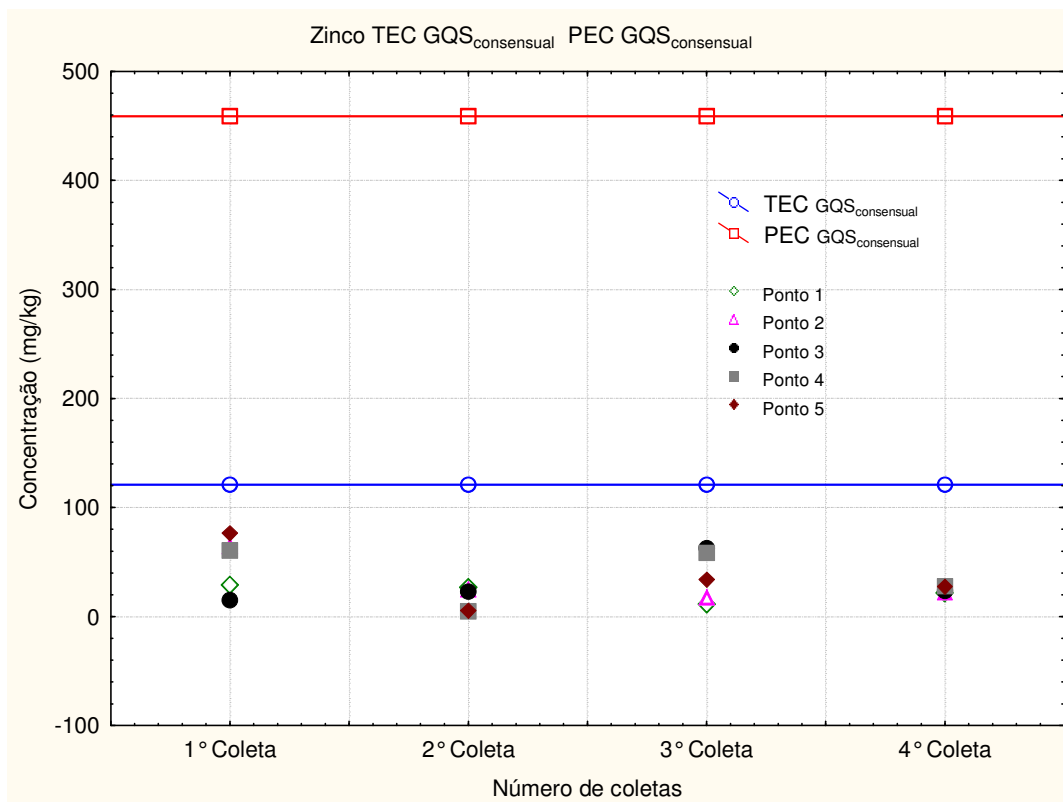
**FIGURA 63:** Comparação da concentração de zinco das amostras de sedimento com os valores de MET e TET.



**FIGURA 64:** Comparação da concentração de zinco das amostras de sedimento com os valores de ERL e ERM.



**FIGURA 65:** Comparação da concentração de zinco das amostras de sedimento com os valores de TEL - HA28 e PEL - HA28.



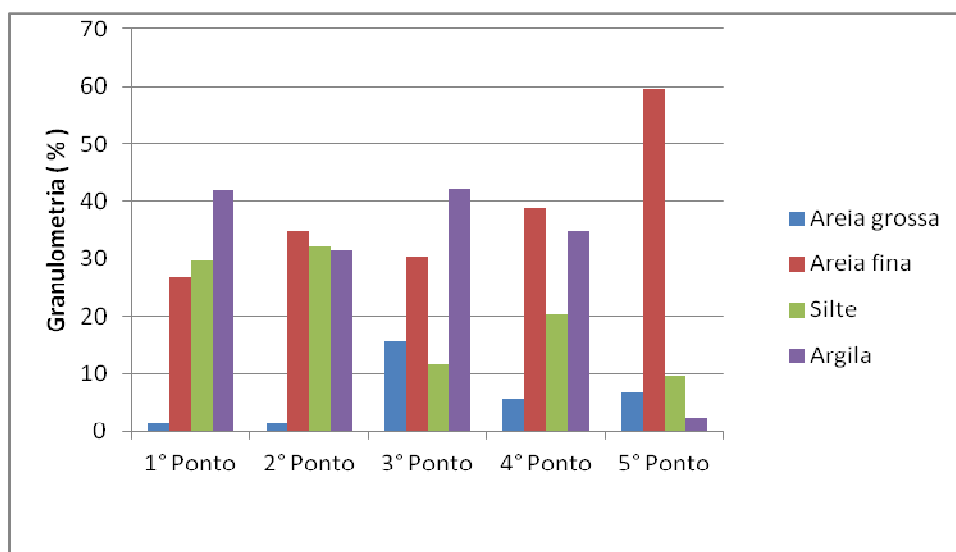
**FIGURA 66:** Comparação da concentração de zinco das amostras de sedimento com os valores de TEC GQS<sub>consensual</sub> e PEC GQS<sub>consensual</sub>.

## 8.7. Resultados da análise granulométrica

A interação dos metais com os sedimentos é determinada, principalmente, pelo tamanho das partículas e pelo substrato geoquímico, que controlam os processos de adsorção e retenção. A maioria dos metais pesados está ligada a fração fina do sedimento, devido à elevada área superficial, menor granulometria, e ao conteúdo de substâncias húmicas (REDDY, *et al.*, 2004). Na fração mais grossa constituída essencialmente de areia, a concentração de metais é menor. Ocorre, portanto, uma correlação inversa entre o tamanho das partículas e a concentração de metais no sedimento.

**TABELA 11:** Análise granulométrica para as amostras de sedimentos nos cinco pontos de coletas.

Amostras	Areia grossa %	Areia fina %	Silte %	Argila %
Ponto 1	1,4	26,8	29,7	42,1
Ponto 2	1,3	34,8	32,2	31,6
Ponto 3	15,6	30,4	11,7	42,3
Ponto 4	5,8	39,0	20,4	34,8
Ponto 5	6,8	59,6	9,6	2,4
Faixa (mm)	1 a 0,5	0,250 a 0,125	0,062 a 0,004	0,0039 a 0,0002



**FIGURA 67:** Análise granulométrica média das amostras de sedimentos, nos cinco pontos de amostragem.

Os resultados da análise granulométrica obtidos para as amostras de sedimentos, nos cinco pontos de amostragem são apresentados na TABELA 11 e na FIGURA 67. Observa-se a predominância da argila sobre as outras frações nos Pontos 1, 2, 3 e 4. No Ponto 5 a fração em maior quantidade foi a de areia fina. Os metais ligados à fração fina tem uma disponibilidade biológica potencialmente maior do que aqueles ligados as frações mais grossas do sedimento.

## 8.8. Resultados dos bioensaios

### 8.8.1. Teste do micronúcleo - MN

A TABELA 12 apresenta o resultado do teste de micronúcleos em eritrócitos periféricos de *Rhamdia quelen*, coletados no Rio Uberabinha, nos cinco pontos de amostragem para os sete indivíduos analisados em cada ponto. Observa-se, com esses resultados, o aumento da quantidade de micronúcleos presentes na espécie de Bagre analisada de montante a jusante da cidade de Uberlândia.

**TABELA 12:** Média de micronúcleos em 2000 células analisadas.

Pontos	1	2	3	4	5
Indivíduo 1	4	12	18	22	26
Indivíduo 2	3	4	20	18	28
Indivíduo 3	6	10	22	28	32
Indivíduo 4	4	6	24	26	18
Indivíduo 5	4	8	16	26	22
Indivíduo 6	2	14	16	22	24
Indivíduo 7	6	8	18	24	26

### 8.8.2. Teste de Dunnett - MN

O teste de Dunnett é usado para comparar o efeito dos tratamentos estatísticos com o efeito do controle ou testemunha. A significância deste teste implicará apenas na conclusão de que os grupos tratados apresentam diferença com o grupo controle. O valor  $td$  é obtido na tabela específica para o teste de Dunnett em função do número de graus de liberdade dos tratamentos na análise de variância, incluindo o controle e do número de graus de liberdade do resíduo experimental.

Neste experimento considerou-se que o Ponto 1, localizado a montante da cidade de Uberlândia, seja o controle. A TABELA 13 apresenta os valores obtidos, em que os Pontos 3, 4 e 5 apresentaram diferença significativa na frequência de micronúcleos em eritrócitos periféricos de *Rhamdia quelen*, quando comparada ao controle.

**TABELA 13:** Frequências de micronúcleos em eritrócitos periféricos de *Rhamdia quelen* coletados no Rio Uberabinha, nos cinco pontos de amostragem.

Ponto	Nº indivíduos	Total de células	Total de MN	N de MN / 1000
1	7	14000	32	2,3 ± 0,8
2	7	14000	62	4,4 ± 1,7
3	7	14000	134	9,6 ± 1,5*
4	7	14000	166	11,9 ± 1,7*
5	7	14000	176	12,6 ± 2,2*

\*Diferença significativa quando comparada ao controle.

### 8.9. Resultados das análises estatísticas dos sedimentos

Para avaliação do grau de associação linear entre os parâmetros analisados, determinou-se o Coeficiente de Correlação de Pearson, aplicando-se um teste de hipóteses, t de Student, para verificar se o valor da correlação é coerente com o tamanho da amostra, a um nível de significância de 5% e de 1%. Obtendo-se

assim, a matriz das correlações dos parâmetros avaliados nas amostras de sedimentos, conforme dados apresentados na TABELA 14.

### 8.9.1. Análise de variância

Os resultados obtidos no Teste de Tukey estão apresentados na TABELA 14, para os quatro tratamentos analisados, considerando as concentrações de sólidos fixos e voláteis e os principais constituintes metálicos do sedimento.

**TABELA 14:** Análise de variância - Fixou o espaço e analisou o tempo.

Variável	Tratamento	Média	Resultados	DMS	NMS	Erro
SF	2	84,58	a1	4,43	0,05	1,05
	1	85,76	a1			
	4	88,25	a1			
	3	96,49	a2			
SV	3	3,52	a1	4,46	0,05	1,06
	4	11,7	a2			
	1	14,26	a2			
	2	15,44	a2			
Cd	2	0,01	a1	0,37	0,05	0,09
	1	0,12	a1			
	4	0,21	a1			
	3	0,59	a2			
Pb	4	8,2	a1	9,95	0,05	2,37
	2	13,57	a1			
	3	14,23	a1			
	1	14,8	a1			
Cu	2	22,42	a1	16,71	0,05	3,98
	3	23,65	a1			
	4	24,06	a1			
	1	37,37	a1			
Cr	2	7,77	a1	12,5	0,05	2,98
	4	12,28	a1 a2			
	1	16,53	a1 a2			
	3	20,5	a2			
Zn	2	17	a1	37,69	0,05	8,97
	4	24,8	a1			
	3	36,8	a1			
	1	49,4	a1			

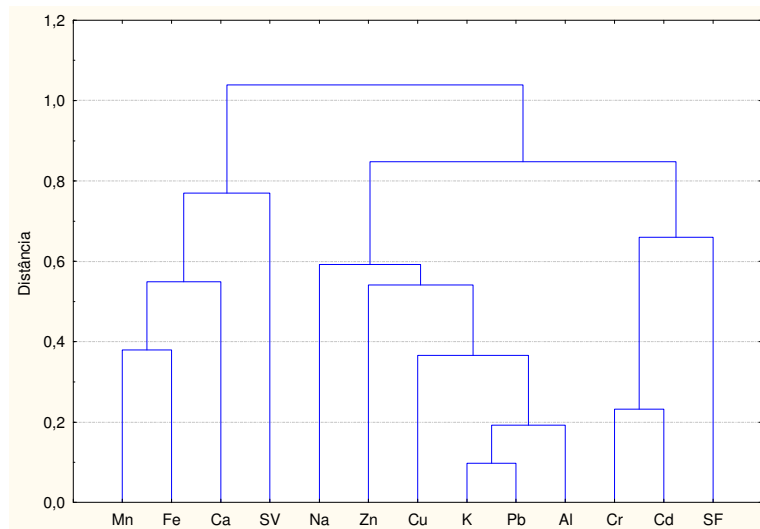
As letras expressas nos resultados do teste de Tukey tem um significado estatístico. Quando nos resultados as letras forem iguais, significa que os tratamentos são estatisticamente iguais e quando as letras forem diferentes, significa que os tratamentos são estatisticamente diferentes.

### **8.9.2. Análise multivariada**

A vantagem do uso de métodos de análise multivariada na avaliação de dados ambientais com respeito à composição química é decompor uma estrutura de dados em componentes. Esta decomposição de um número grande de variáveis para um menor número de fatores ortogonais é feita por métodos como a análise de agrupamentos hierárquicos e análise por componentes principais, entre outras (TORRES, 2007).

A análise de agrupamentos é uma forma de encontrar grupos de amostras baseado em medidas de distâncias apropriadas. As medidas de similaridades são muitas vezes preferidas para certos tipos de dados ecológicos por assumir muito bem aspectos distribucionais que outras técnicas não conseguem. A avaliação baseada em características de similaridade é aplicável em qualquer contexto de agrupamentos, assim o dendrograma, produzido por essa análise, compara as similaridades médias entre objetos de uma mesma classe com as similaridades médias entre objetos de classes diferentes. Os dendrogramas apresentam-se úteis para avaliar um ecossistema ou classificar um ambiente que poderá ser usado por gestores e pesquisadores ambientais (METZ, 2006).

A FIGURA 68 apresenta o dendrograma obtido com os resultados das análises das amostras de sedimentos do Rio Uberabinha, nos cinco pontos de amostragem nas quatro coletas realizadas, com os treze parâmetros avaliados nessa pesquisa. O dendrograma foi obtido utilizando o método UPGA - Unweighted Pair Group Average - como o algoritmo de agrupamento de dados e a correlação de Pearson como medida de similaridade.



**FIGURA 68:** Dendrograma dos parâmetros analisados nas amostras de sedimento, usando o método UPGA e a correlação de Pearson como similaridade.

A realização de um corte imaginário no gráfico, representado por uma linha horizontal na distância correspondente ao valor 0,8 observa-se a existência de três grupos homogêneos distintos. O primeiro formado pelas variáveis: K, Pb, Al, Cu, Zn e Na, que pelas características de similaridade estatística podem ser atribuídas a mesma fonte, originária das atividades antrópicas, que chegam ao rio por meio de lançamentos de efluentes. O segundo grupo formado pelas variáveis: Mn, Fe, Ca e SV que também mantém similaridade estatística pode ter característica natural, atribuída a composição das rochas na região. O terceiro grupo constituído pelas variáveis Cr, Cd e SF, que também mantem similaridade estatística, podem ter uma fonte de contaminação comum pelas atividades antrópicas.

A análise por componentes principais é um método que produz variáveis hipotéticas as quais se encarregam de agrupar o máximo possível das variações dos dados. Os componentes são combinações lineares das variáveis originais. Trata-se de um método de redução de dados, que em casos bem aplicados torna possível apresentar, em apenas duas dimensões, os aspectos mais importantes de um conjunto de dados multivariados em um sistema de coordenadas com eixos que correspondem aos dois componentes principais. Adicionalmente, esses componentes principais podem ser interpretados como um reflexo de variáveis ambientais reais.



A TABELA 15 apresenta os resultados dos autovalores, da porcentagem de variância explicada por cada componente e a variância acumulada pelas mesmas. Numa análise fatorial, considerando-se 14 variáveis, poder-se ter 14 fatores que correspondem às variáveis originais. A escolha do número de fatores pode levar em conta diferentes critérios. Um deles está em incluir, na análise, aquelas componentes que conseguem sintetizar uma variância acumulada em torno de 70%. Observa-se, na TABELA 15, que os quatro primeiros autovalores do modelo explicam juntos aproximadamente 81% das variações das medidas originais.

**TABELA 15 :** Auto valores e percentual de variâncias explicadas de cada componente.

Número de componentes	Autovalores	% Variância explicada	Autovalores acumulados	% Variância explicada acumulada
1	4,78	34,14	4,78	34,14
2	2,91	20,82	7,69	54,97
3	2,41	17,25	10,11	72,22
4	1,25	8,96	11,36	81,18
5	0,72	5,18	12,09	86,37
6	0,64	4,58	12,73	90,95
7	0,47	3,42	13,21	94,38
8	0,40	2,92	13,62	97,30
9	0,18	1,34	13,81	98,65
10	0,09	0,67	13,90	99,32
11	0,04	0,31	13,94	99,64
12	0,03	0,25	13,98	99,89
13	0,01	0,10	13,99	99,99
14	4,78	34,14	4,78	34,14

Como resultado do tratamento estatístico usado nos dados obtidos das amostras de sedimentos, coletadas nos cinco pontos de amostragem, nas quatro coletas realizadas, a TABELA 16 apresenta as ponderações de cada variável que irão compor a combinação linear, conjunto de variáveis que representa o fator. Observa-se que os valores em destaque são os que possuem uma significância maior que 0,7.

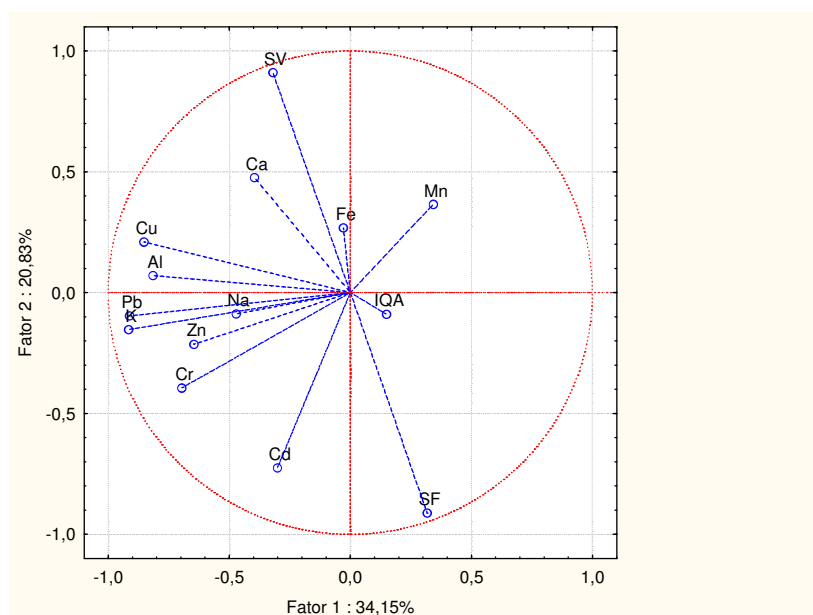
O Fator 1 é o mais importante para esse estudo, pois é derivado do maior autovalor e possui uma explicação de 34,14%, sendo que, as variáveis, que mais contribuem para esse fator são: Al, Pb, Cu, Cr e K. O Fator 2 é explicado pelas variáveis: SF, SV e Cd. Enquanto, o Fator 3 é explicado pelas variáveis Fe e Mn.

A finalização da análise é verificar se os fatores, que são dimensões abstratas, podem ser interpretados de forma coerente com a natureza dos fenômenos estudados (PEREIRA, 2001).

**TABELA 16:** Composição dos fatores.

Variáveis	Fator 1	Fator 2	Fator 3	Fator 4
SF	0,32	-0,91	-0,10	0,05
SV	-0,32	0,91	0,10	-0,05
Al	-0,82	0,07	0,49	-0,09
Cd	-0,30	-0,72	-0,54	-0,17
Ca	-0,40	0,48	-0,56	-0,01
Pb	-0,91	-0,10	0,03	-0,11
Cu	-0,85	0,21	-0,13	0,02
Cr	-0,70	-0,39	-0,43	-0,16
Fe	-0,03	0,27	-0,78	0,23
Mn	0,34	0,37	-0,74	0,08
K	-0,92	-0,15	0,02	0,03
Na	-0,47	-0,09	0,39	0,57
Zn	-0,65	-0,21	-0,21	0,31
IQA	0,15	-0,09	-0,02	0,83

A FIGURA 69 apresenta o círculo de correlação unitário, com a nuvem de variáveis, que possibilita identificar visualmente que variáveis estão relacionadas com o caso em estudo.



**FIGURA 69:** Gráfico da distribuição da nuvem de variáveis no círculo de correlações.

As variáveis sobrepostas umas às outras possuem a mesma representatividade no gráfico. Outro fato importante, é que algumas variáveis estão bem próximas ao círculo unitário, o que mostra que essas variáveis possuem uma maior contribuição, em relação às variáveis que estão mais afastadas.

**TABELA 17:** Matriz das Correlações de Pearson e do Nível de Significância para os parâmetros analisados nas amostras de sedimentos.

Parâmetros		Sól fixos	Sól vol	Alumínio	Cádmio	Cálcio	Chumbo	Cobre	Cromo	Ferro	Manganês	Potássio	Sódio	Zinco
Sólidos fixos	Pearson Correl.	1,0	<b>-1,0**</b>	-,331	<b>,565**</b>	-,442	-,202	<b>-,466*</b>	,115	-,162	-,090	-,117	-,028	,012
	Sig. (2-tailed)		,000	,153	,009	,051	,392	,038	,628	,495	,705	,622	,907	,959
Sólidos voláteis	Pearson Correl.	<b>-1,0**</b>	1,0	,335	<b>-,565**</b>	,442	,205	<b>,466*</b>	-,116	,159	,085	,120	,029	-,013
	Sig. (2-tailed)	,000		,149	,009	,051	,387	,038	,627	,502	,720	,616	,905	,957
Alumínio	Pearson Correl	-,331	,335	1,0	-,075	,112	<b>,819**</b>	<b>,600**</b>	,291	-,302	<b>-,596**</b>	<b>,797**</b>	<b>,483*</b>	,317
	Sig. (2-tailed)	,153	,149		,753	,639	,000	,005	,214	,195	,006	,000	,031	,173
Cádmio	Pearson Correl	<b>,565**</b>	<b>-,565**</b>	-,075	1,0	,084	,340	,163	<b>,768**</b>	,164	-,039	,381	-,147	,376
	Sig. (2-tailed)	,009	,009	,753		,724	,142	,491	,000	,491	,871	,098	,536	,102
Cálcio	Pearson Correl	-,442	,442	,112	,084	1,0	,275	,405	,208	,437	<b>,464*</b>	,355	-,055	,293
	Sig. (2-tailed)	,051	,051	,639	,724		,241	,077	,379	,054	,039	,125	,819	,210
Chumbo	Pearson Correl	-,202	,205	<b>,819**</b>	,340	,275	1,0	<b>,657**</b>	<b>,626**</b>	,051	-,400	<b>,902**</b>	,309	<b>,482*</b>
	Sig. (2-tailed)	,392	,387	,000	,142	,241		,002	,003	,833	,080	,000	,185	,031
Cobre	Pearson Correl	<b>-,466*</b>	<b>,466*</b>	<b>,600**</b>	,163	,405	<b>,657**</b>	1,0	<b>,662**</b>	,104	-,084	<b>,644**</b>	,341	<b>,566**</b>
	Sig. (2-tailed)	,038	,038	,005	,491	,077	,002		,001	,663	,726	,002	,142	,009
Cromo	Pearson Correl	,115	-,116	,291	<b>,768**</b>	,208	<b>,626**</b>	<b>,662**</b>	1,0	,172	-,077	<b>,624**</b>	,108	<b>,530*</b>
	Sig. (2-tailed)	,628	,627	,214	,000	,379	,003	,001		,469	,746	,003	,651	,016
Ferro	Pearson Correl	-,162	,159	-,302	,164	,437	,051	,104	,172	1,0	<b>,621**</b>	,023	-,191	,123
	Sig. (2-tailed)	,495	,502	,195	,491	,054	,833	,663	,469		,003	,924	,421	,605
Manganês	Pearson Correl	-,090	,085	<b>-,596**</b>	-,039	<b>,464*</b>	-,400	-,084	-,077	<b>,621**</b>	1,0	-,353	-,290	-,165
	Sig. (2-tailed)	,705	,720	,006	,871	,039	,080	,726	,746	,003		,127	,215	,488
Potássio	Pearson Correl	-,117	,120	<b>,797**</b>	,381	,355	<b>,902**</b>	<b>,644**</b>	<b>,624**</b>	,023	-,353	1,0	<b>,505*</b>	<b>,470*</b>
	Sig. (2-tailed)	,622	,616	,000	,098	,125	,000	,002	,003	,924	,127		,023	,037
Sódio	Pearson Correl	-,028	,029	<b>,483*</b>	-,147	-,055	,309	,341	,108	-,191	-,290	<b>,505*</b>	1,0	,402
	Sig. (2-tailed)	,907	,905	,031	,536	,819	,185	,142	,651	,421	,215	,023		,079
Zinco	Pearson Correl	,012	-,013	,317	,376	,293	<b>,482*</b>	<b>,566**</b>	<b>,530*</b>	,123	-,165	<b>,470*</b>	,402	1,0
	Sig. (2-tailed)	,959	,957	,173	,102	,210	,031	,009	,016	,605	,488	,037	,079	

\*. Correlation is significant at the 0.05 level (2-tailed).

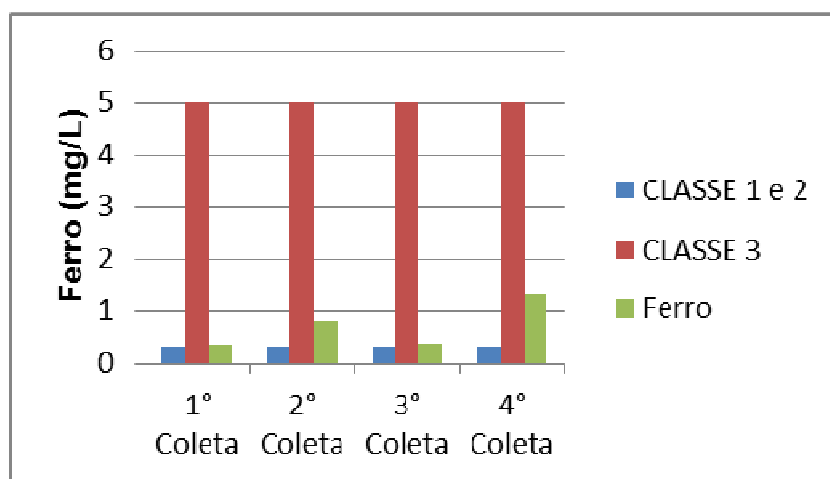
\*\*. Correlation is significant at the 0.01 level (2-tailed).

## 8.10. Resultados pontuais

### 8.10.1. Primeiro ponto de amostragem

Considerando o primeiro ponto de amostragem, a montante da cidade de Uberlândia, os resultados das análises laboratoriais obtidos para água, quando comparados com os parâmetros da Resolução CONAMA nº 357/2005, apresentam valores maiores que os estabelecidos para o ferro e o sulfeto, para as classes 1 e 2, conforme as FIGURAS 70 e 71.

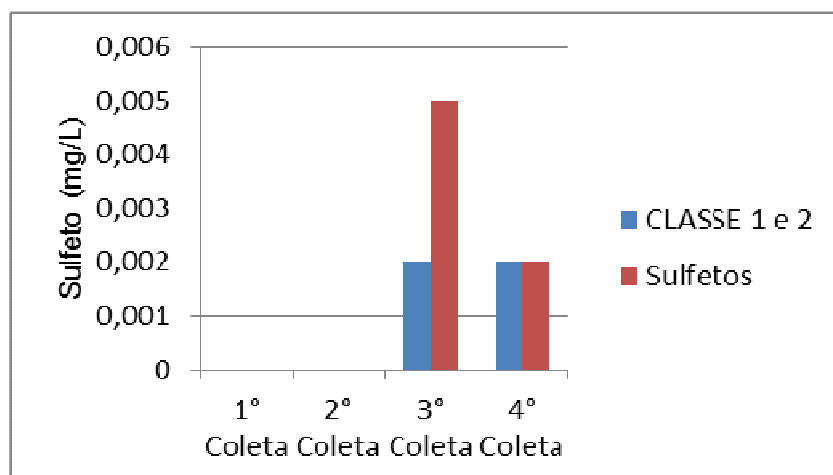
Para o sulfeto o maior valor observado ocorreu na ocasião da terceira coleta, enquanto que a quantidade de ferro nesse ponto de amostragem se mostrou superior ao índice permitido pela resolução praticamente em todas as coletas, com predominância de maiores índices na segunda e quarta coleta.



**FIGURA 70:** Comparação das concentrações de ferro no primeiro ponto com os valores estabelecidos para as classes de enquadramento.

A concentração de Fe, nas quatro coletas realizadas, superou o valor estabelecido pela Resolução CONAMA nº 357/2005 para o enquadramento do corpo de água nas classes 1 e 2. Na terceira coleta a concentração de sulfetos foi superior ao valor estabelecido pela Resolução CONAMA nº 357/2005 para o enquadramento do corpo de água nas classes 1 e 2. A média dos valores do IQA, obtida nessa pesquisa, ofereceu um Nível de Qualidade Médio para as amostras de água coletadas no Ponto 1. O número mais provável - NPM/100 ml de

Coliformes fecais e *Escherichia coli* foi de 11.000, o maior valor obtido entre os pontos de amostragem. O número total de micronúcleos no Ponto 1, considerado ponto de controle, foi de 32.



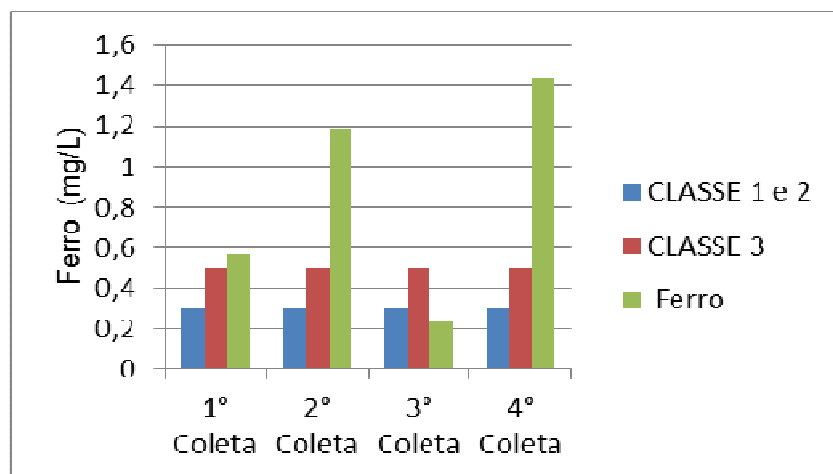
**FIGURA 71:** Comparação das concentrações de sulfetos no primeiro ponto com os valores estabelecidos para as classes de enquadramento.

### 8.10.2. Segundo ponto de amostragem

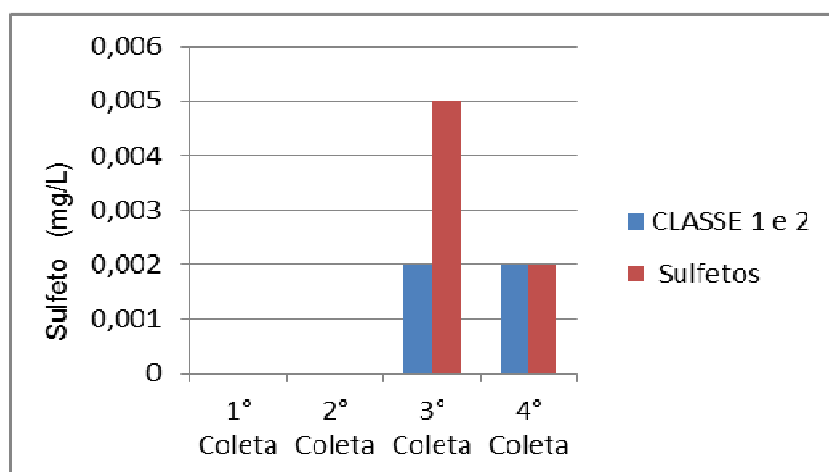
No segundo ponto de amostragem, o ferro, os sulfetos, a DBO e o alumínio, apresentaram valores excedentes aos valores recomendados pela resolução, conforme apresentados nas FIGURAS 72 a 75. O maior valor obtido para a concentração de sulfeto nas amostras de água nesse ponto foi também para a terceira coleta. Enquanto a concentração de alumínio superior ao valor estabelecido pela resolução, no ponto de amostragem dois, ocorreu na segunda coleta. Sendo que, a DBO acima da estabelecida foi verificada na terceira coleta, para esse mesmo ponto.

Valores das concentrações de ferro, nas amostras de água, superaram o valor estabelecido Resolução CONAMA nº 357/2005 para o enquadramento do corpo de água nas classes 1, 2 e 3 em todas as coletas. A média dos valores do IQA, obtida nessa pesquisa, ofereceu um Nível de Qualidade Médio para as amostras de água coletadas no Ponto 2. O número mais provável - NPM/100 ml

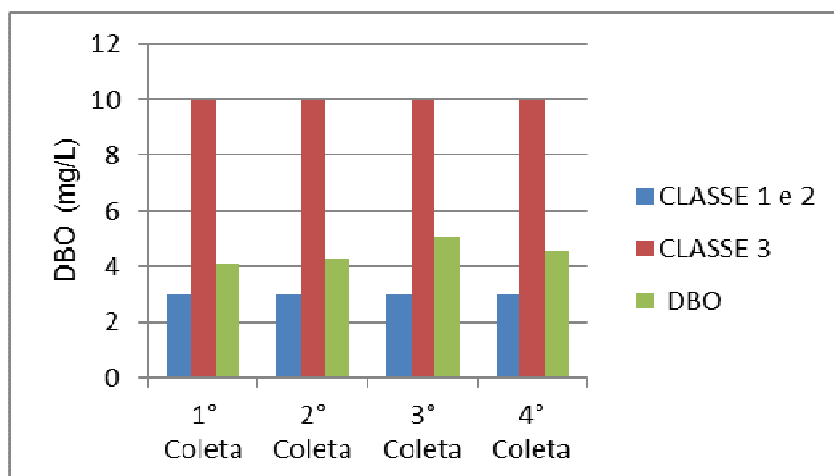
de Coliformes fecais e *Escherichia coli* foi de 2.100. O total de micronúcleos no Ponto 2 foi de 62.



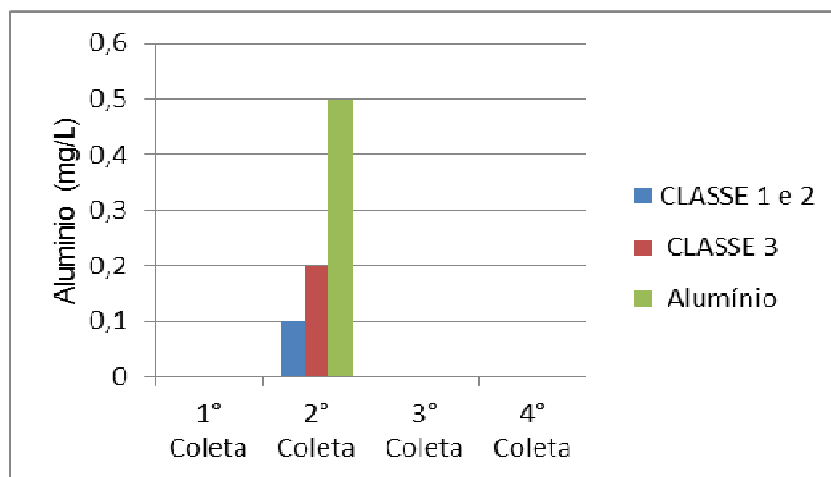
**FIGURA 72:** Comparação das concentrações de ferro no segundo ponto com os valores estabelecidos para as classes de enquadramento.



**FIGURA 73:** Comparação das concentrações de sulfetos no segundo ponto com os valores estabelecidos para as classes de enquadramento.



**FIGURA 74:** Comparação das concentrações de DBO no segundo ponto com os valores estabelecidos para as classes de enquadramento.



**FIGURA 75:** Comparação das concentrações de alumínio no segundo ponto, na segunda coleta, com os valores estabelecidos para as classes de enquadramento.

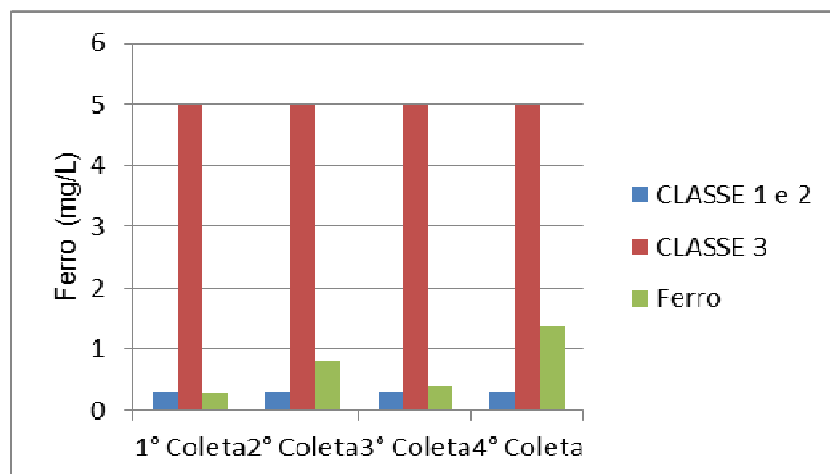
### 8.10.3. Terceiro ponto de amostragem

No terceiro ponto de amostragem, valores superiores aos parâmetros apresentados pela resolução foram verificados para o ferro, os sulfetos, a DBO, o alumínio e os surfactantes, conforme apresentados nas FIGURAS 76 a 80.

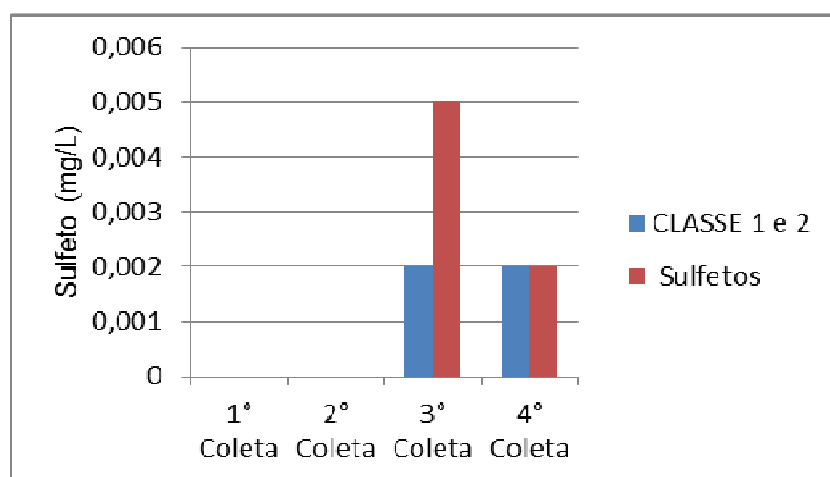
As concentrações de ferro obtidas foram maiores do que o valor estabelecido na Resolução CONAMA nº 357/2005, para o enquadramento do corpo de água nas classes 1 e 2, em todas as coletas. As concentrações de alumínio, nesse ponto, se apresentaram maiores do que o valor estabelecido pela resolução, na segunda e terceira coletas. O valor da DBO superou o valor estabelecido na Resolução CONAMA nº 357/2005, para o enquadramento do corpo de água nas classes 1, 2 e 3, em todas as coletas no Ponto 3. A concentração de surfactantes, acima do valor estabelecido, aconteceu nesse terceiro ponto, na primeira coleta.

A média dos valores do IQA, obtida nessa pesquisa, ofereceu um Nível de Qualidade Médio para as amostras de água coletadas no Ponto 3. O número mais provável - NPM/100 ml de Coliformes fecais e *Escherichia coli* foi de 280. O total de micronúcleos no Ponto 3 foi de 134.

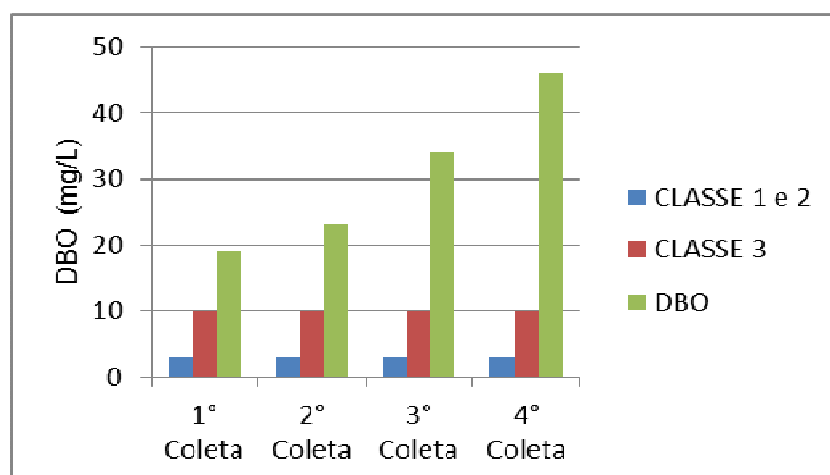




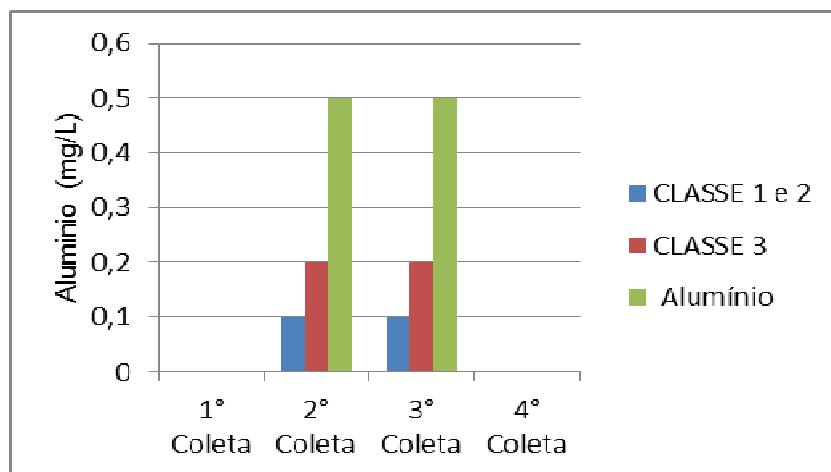
**FIGURA 76:** Comparação das concentrações de ferro no terceiro ponto com os valores estabelecidos para as classes de enquadramento.



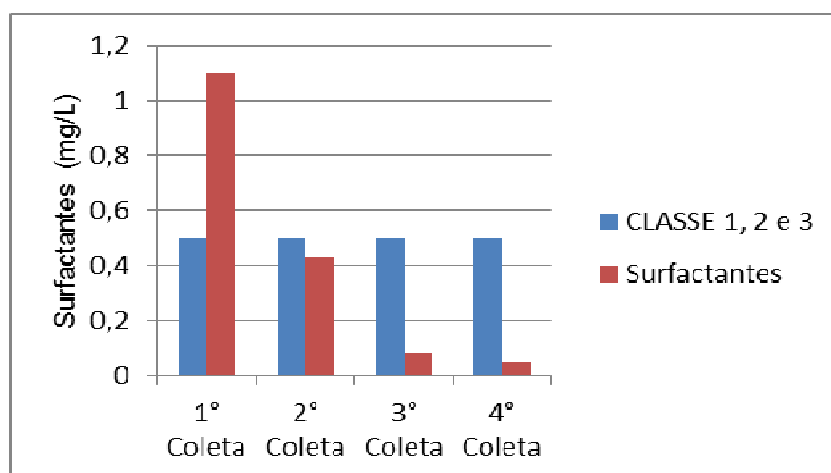
**FIGURA 77:** Comparação das concentrações de sulfetos no terceiro ponto com os valores estabelecidos para as classes de enquadramento.



**FIGURA 78:** Comparação das concentrações de DBO no terceiro ponto com os valores estabelecidos para as classes de enquadramento.



**FIGURA 79:** Comparação das concentrações de alumínio no terceiro ponto com os valores estabelecidos para as classes de enquadramento.



**FIGURA 80:** Comparação das concentrações de surfactantes no terceiro ponto com os valores estabelecidos para as classes de enquadramento.

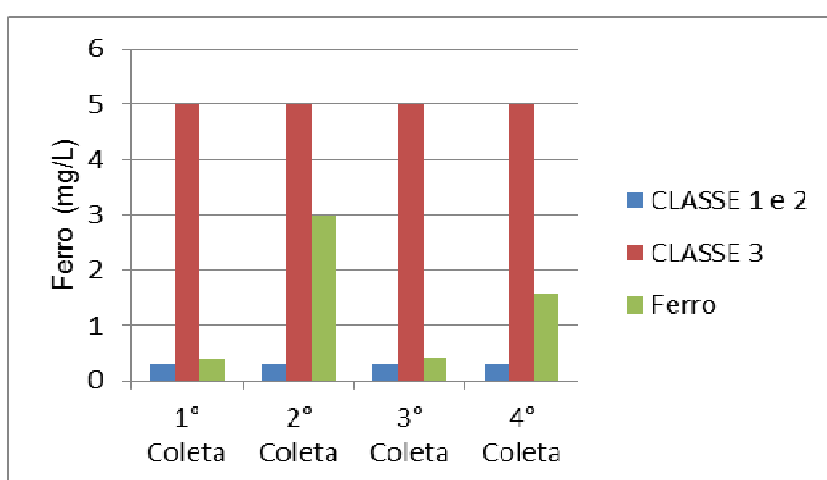
#### 8.10.4. Quarto ponto de amostragem

No quarto ponto de amostragem, valores acima dos recomendados pela resolução foram verificados para os seguintes parâmetros: ferro, sulfetos, DBO, surfactantes e nitritos, conforme apresentados nas FIGURAS 81 a 85.

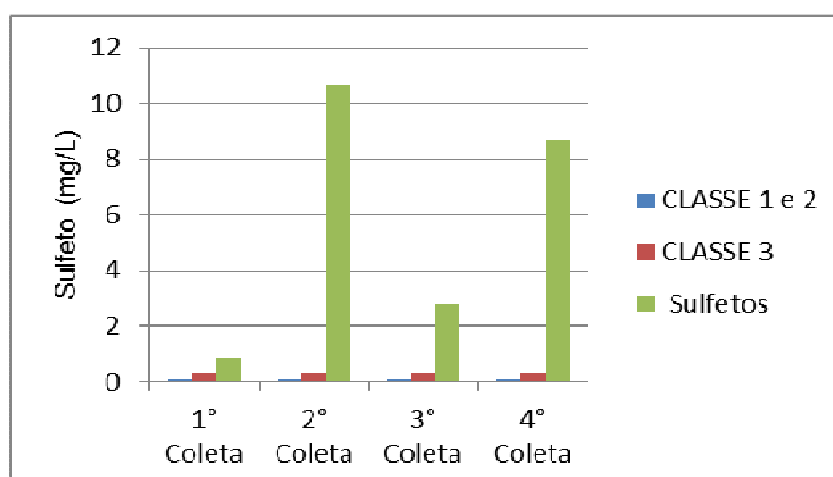
No quarto ponto, as concentrações de ferro obtidas foram maiores do que o valor estabelecido na Resolução CONAMA nº 357/2005, para o enquadramento do corpo de água nas classes 1 e 2, em todas as coletas. As concentrações de sulfetos e DBO obtidas foram maiores que o valor estabelecido na Resolução CONAMA nº 357/2005, para o enquadramento do corpo de água nas classes 1, 2

e 3, em todas as coletas. Sendo que, a concentração de surfactantes, acima da estabelecida, foi obtida nas amostras de água da primeira e segunda coleta. Enquanto que, a concentração de nitritos nas amostras de água foi elevada, acima do valor estabelecido, na terceira e quarta coleta.

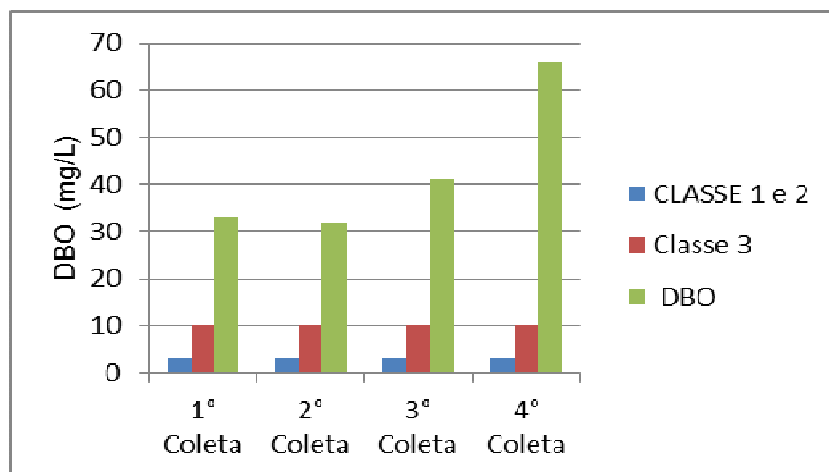
A média dos valores do IQA, obtida nessa pesquisa, ofereceu um Nível de Qualidade Ruim para as amostras de água coletadas no Ponto 4. O número mais provável - NPM/100 Coliformes fecais e *Escherichia coli* foi de 150. O total de micronúcleos no Ponto 4 foi de 166.



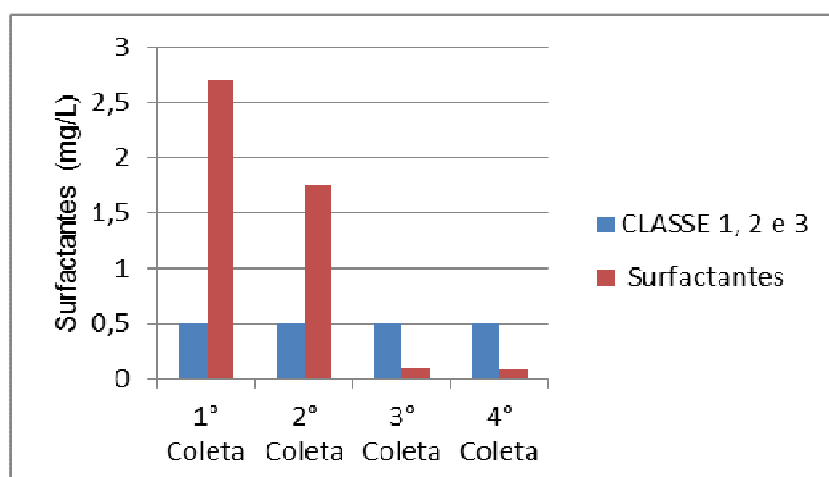
**FIGURA 81:** Comparação das concentrações de ferro no quarto ponto com os valores estabelecidos para as classes de enquadramento.



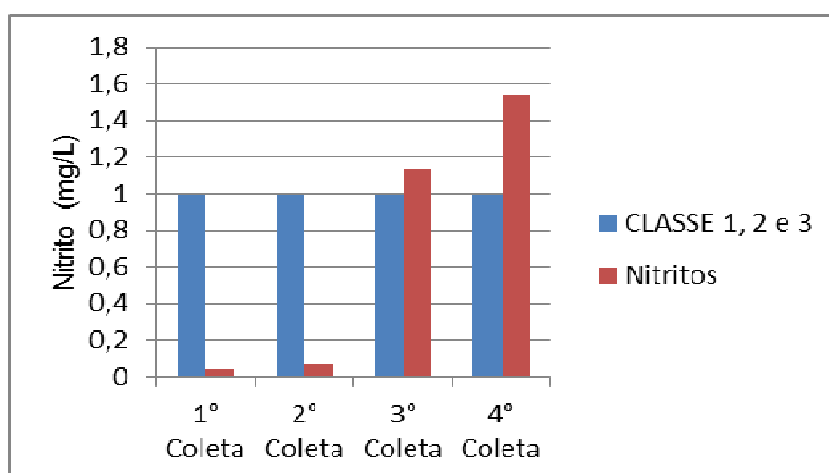
**FIGURA 82:** Comparação das concentrações de sulfetos no quarto ponto com os valores estabelecidos para as classes de enquadramento.



**FIGURA 83:** Comparação das concentrações de DBO no quarto ponto com os valores estabelecidos para as classes de enquadramento.



**FIGURA 84:** Comparação das concentrações de surfactantes no quarto ponto com os valores estabelecidos para as classes de enquadramento.

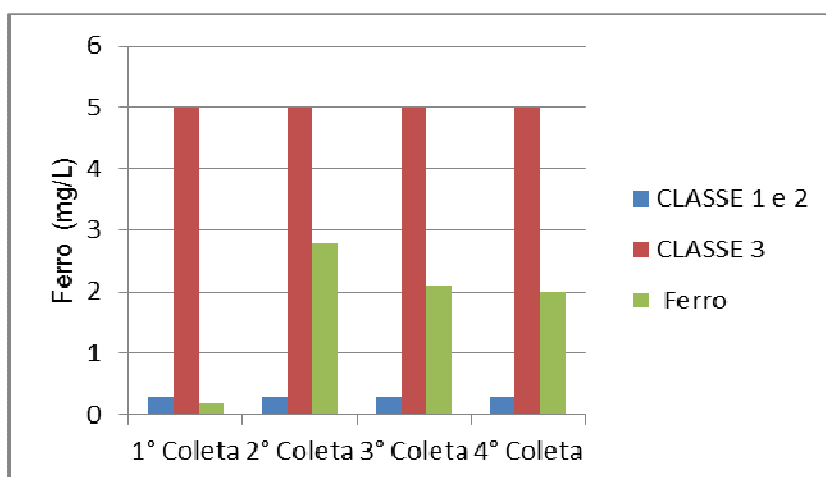


**FIGURA 85:** Comparação das concentrações de nitritos no quarto ponto com os valores estabelecidos para as classes de enquadramento.

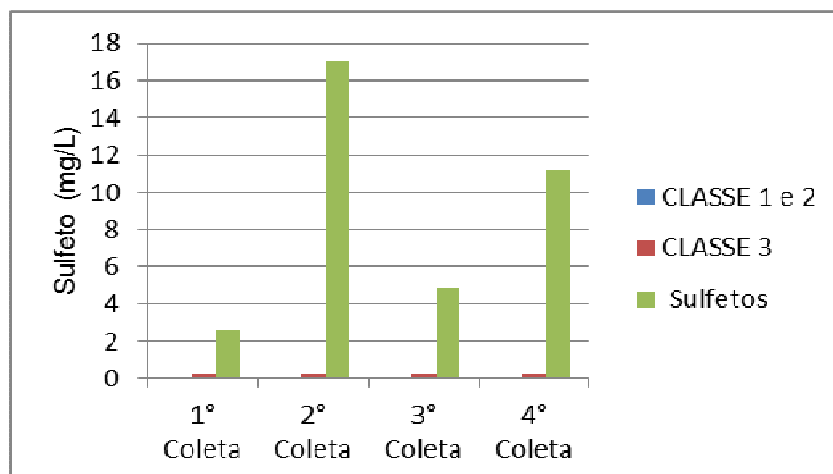
### 8.10.5. Quinto ponto de amostragem

No quinto ponto de amostragem, foram sete os parâmetros que apresentaram valores mais elevados dos que os recomendados pela resolução, conforme apresentados nas FIGURAS 86 a 92. As concentrações de sulfetos e DBO obtidas foram maiores que o valor estabelecido na Resolução CONAMA nº 357/2005, para o enquadramento do corpo de água nas classes 1, 2 e 3, em todas as coletas. As concentrações de nitrogênio amoniacal excederam os valores estabelecidos na Resolução CONAMA nº 357/2005, para o enquadramento do corpo de água nas classes 1 e 2, em todas as coletas. Concentrações maiores que as estabelecidas pela Resolução CONAMA nº 357/2005 foram encontradas para o ferro na segunda terceira e quarta coleta; para os nitritos, na terceira e quarta coleta; para os surfactantes na primeira e segunda coleta; para o alumínio na segunda coleta.

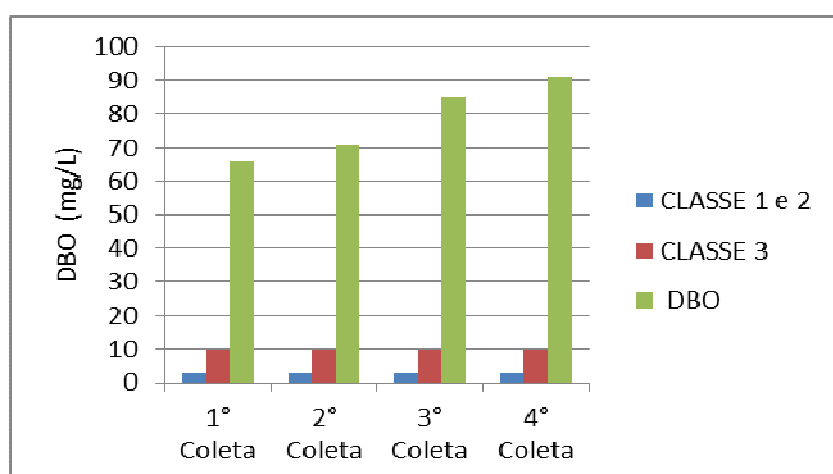
A média dos valores do IQA, obtida nessa pesquisa, ofereceu um Nível de Qualidade Ruim para as amostras de água coletadas no Ponto 5. O número mais provável - NPM/100 ml de Coliformes fecais e *Escherichia coli* foi de 110. O total de micronúcleos no Ponto 5 foi de 176.



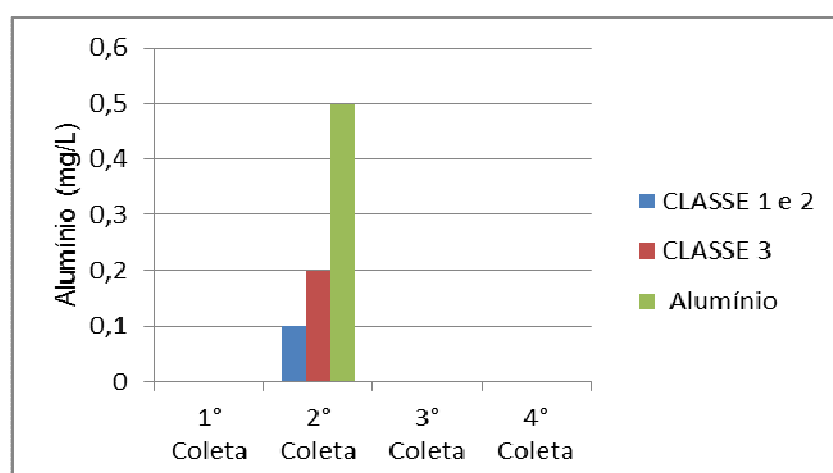
**FIGURA 86:** Comparação das concentrações de ferro no quinto ponto com os valores estabelecidos para as classes de enquadramento.



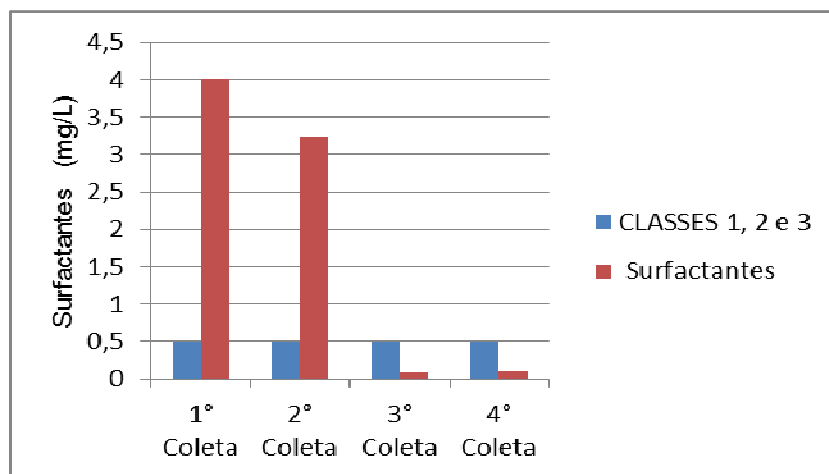
**FIGURA 87:** Comparação das concentrações de sulfetos no quinto ponto com os valores estabelecidos para as classes de enquadramento.



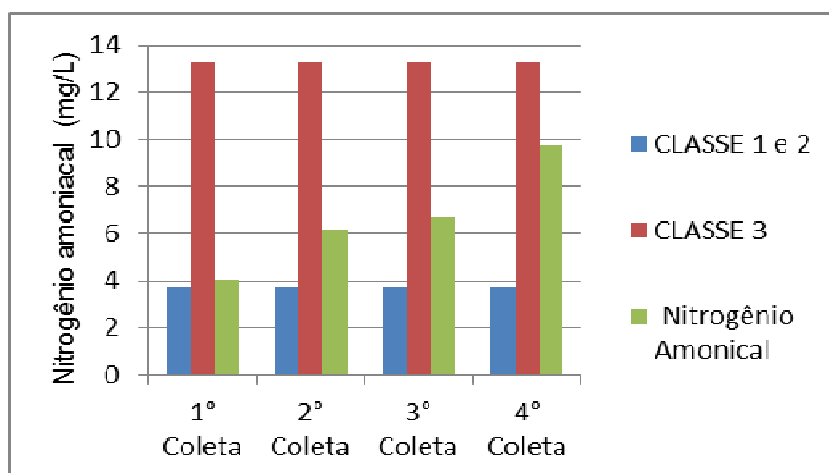
**FIGURA 88:** Comparação das concentrações de DBO no quinto ponto com os valores estabelecidos para as classes de enquadramento.



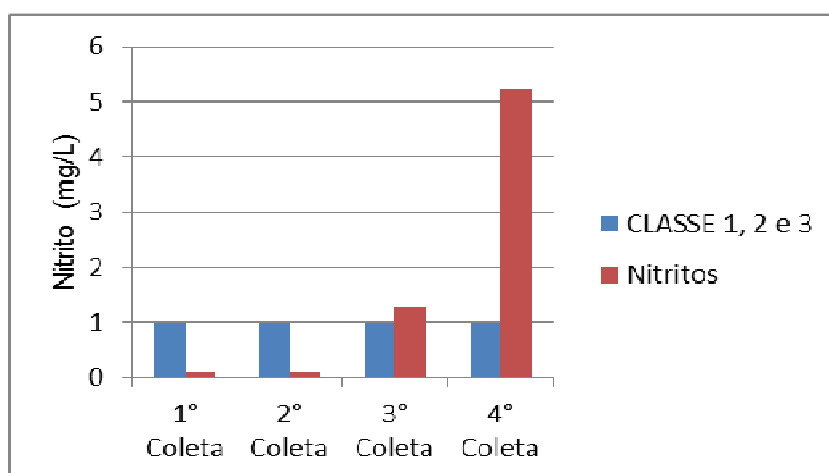
**FIGURA 89:** Comparação das concentrações de alumínio no quinto ponto com os valores estabelecidos para as classes de enquadramento.



**FIGURA 90:** Comparação das concentrações de surfactantes no quinto ponto com os valores estabelecidos para as classes de enquadramento.



**FIGURA 91:** Comparação das concentrações de nitrogênio amoniacal no quinto ponto com os valores estabelecidos para as classes de enquadramento.



**FIGURA 92:** Comparação das concentrações de nitritos no quinto ponto com os valores estabelecidos para as classes de enquadramento.

## 9. CONCLUSÕES

Em relação aos dados encontrados para as amostras de água coletadas nos cinco pontos de amostragem, nas quatro campanhas realizadas, a contribuição do município de Uberlândia na contaminação das águas do Rio Uberabinha fica evidenciada. Pode-se constatar que os três últimos pontos de coleta foram os que apresentaram parâmetros com valores superiores aos estabelecidos pela Resolução CONAMA nº 357/2005. A demanda bioquímica de oxigênio - DBO, a concentração de ferro, sulfetos e surfactantes são exemplos de parâmetros, que conduziram a esta constatação. Sendo que a concentração de sulfeto, encontrada nestes pontos, excedeu o valor estabelecido para o enquadramento de água doce classe 3, pela Resolução CONAMA nº 357/2005.

O quinto ponto de amostragem, a jusante do município, foi o que apresentou a maior quantidade de parâmetros acima do valor estabelecido. A concentração de nitrogênio amoniacal obtida nas amostras de água foi maior do que o valor estabelecido pela resolução, no quinto ponto de amostragem em todas as coletas realizadas, promovendo o enquadramento da água do Rio Uberabinha neste trecho analisado em classe 3 como estabelecido pela legislação.

A concentração de ferro encontrada nas amostras de água foi superior ao valor estabelecido para o enquadramento das águas doces de classe 2, na maioria dos pontos amostrados em todas as coletas realizadas. Enquanto que a concentração de alumínio no segundo, terceiro e quinto pontos de amostragem, na segunda e terceira coletas, foi superior ao valor estabelecido pela Resolução CONAMA 357/2005, para águas doces classe 3.

O Índice de Qualidade da Água - IQA, calculado com os valores médios das análises dos parâmetros desta pesquisa, permaneceu na faixa entre 50 e 70, que caracteriza o nível de qualidade médio. Os principais parâmetros de contaminação das amostras de água coletadas, como o alumínio, o ferro, o sulfeto, nitrogênio amoniacal, surfactantes, não fazem parte dos parâmetros elencados para o cálculo do IQA.



Nas amostras de sedimentos, assim como nas amostras de água, também foram observadas elevadas concentrações de alumínio e ferro nos pontos de amostragem. Em relação ao alumínio, os valores obtidos apresentaram-se elevados nas três primeiras coletas, decaindo significativamente na quarta coleta. Interessante ressaltar, que essa mesma tendência também foi observada nas amostras de água, confirmando a interação do contaminante entre as duas amostras.

Em relação às amostras de sedimentos analisadas, as concentrações de cádmio, chumbo, cobre, cromo e zinco obtidas em todos os pontos de amostragem, nas quatro coletas realizadas, não foram superiores aos valores das concentrações estabelecidas pelos valores guias da qualidade de sedimentos - VGQS, internacionais e nacionais, considerados.

No entanto, os resultados dos bioensaios realizados neste estudo, demonstram o aumento da presença de micronúcleos, na espécie psícola analisada, à medida que as águas do Rio Uberabinha percorrem o município de Uberlândia, de montante para jusante, conforme o aumento da numeração dos pontos de amostragem de um a cinco. A grande utilização de peixes como bioindicadores, deve-se a capacidade que eles possuem de expressar a toxicidade como os grandes vertebrados, podendo assim, atuarem como bioindicadores dos potenciais carcinogênicos e teratogênicos em humanos. Assim, fica evidenciado nesta pesquisa, que o aumento de micronúcleos induzido por mutações nas células sanguíneas dos peixes é um indicio de que a qualidade da água do Rio Uberabinha está comprometida e que não são os metais analisados nas amostras de sedimentos, Cd, Pb, Cu, Cr e Zn os responsáveis por esta contaminação, nos pontos de coletas.

Resultados dos tratamentos estatísticos demonstraram que as variações nos parâmetros analisados, para as amostras de sedimentos, foram mais significativas para as avaliações espaciais do que temporais. A utilização da análise multivariada, nessa pesquisa, permitiu associar os contaminantes das amostras de sedimentos em agrupamentos diferenciados, em que as variáveis analisadas formam grupos por similaridade estatística, se reunindo em fatores.

No entanto, para a validação dos modelos estatísticos são necessários novos estudos, na sequência dessa pesquisa, pois são muitos os recursos e as possibilidades que essa metodologia oferece, devendo ser mais explorada pelos pesquisadores da área ambiental.

## 10. REFERÊNCIAS

ALMEIDA, D. F. **Gestão Ambiental dos Sedimentos de Corrente do Rio São Francisco na Região de Três Marias - MG**. Tese de doutorado. 94p. Engenharia Metalúrgica e de Minas. UFMG. Belo Horizonte. 2010.

APHA - American Public Health Association. **Standard methods for the examination of water and wastewater**, 21st ed. Washington. 2005.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 9896**: Glossário de poluição das águas. Rio de Janeiro, 1993.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 9897**: Planejamento de amostragem de efluentes líquidos e corpos receptores. Rio de Janeiro, 1987.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 9898**: Preservação e técnicas de amostragem de efluentes líquidos e corpos receptores. Rio de Janeiro, 1987.

BASÍLIO, M. S. **Geoquímica dos Sedimentos associados aos minérios de ferro da região leste-sudeste do Quadrilátero Ferrífero (MG) e seu potencial para adsorção e dessorção de metais traço**. 2005. 202 f. Tese de doutorado, Curso de Pós-Graduação em Geociências da UFOP, Ouro Preto, M.G.

BENINCÁ, C. **Biomonitoramento das lagoas estuarinas do Camacho - Jaguaruna (SC) e Santa Marta – Laguna (SC); Utilizando *Geophagus brasiliensis* (CHICHLIDAE)**. Curitiba, 2006. 94p. Dissertação de Mestrado. Departamento de Genética, Universidade Federal do Paraná.

BRASIL. Agência Nacional de Vigilância Sanitária. **Portaria n º 518 de 25 de março de 2004**. Disponível em: <[http://www.anvisa.gov.br/legis/portarias/518\\_04.htm](http://www.anvisa.gov.br/legis/portarias/518_04.htm)>. Acesso em 10 de março de 2008.

BRASIL. Biblioteca virtual em saúde. **Portaria MS nº 2914 de 12/12/2011**. Disponível em: <[http://bvsms.saude.gov.br/bvs/saudelegis/gm/2011/prt2914\\_12\\_12\\_2011.html](http://bvsms.saude.gov.br/bvs/saudelegis/gm/2011/prt2914_12_12_2011.html)>. Acesso em 18 de fevereiro de 2012.

BRASIL. Centro de Qualidade Analítica - CQA. **Resolução CONAMA nº 344 de 25/03/2004**. Disponível: <[http://www.cqa.com.br/arquivos/CONAMA-Resolucao\\_344.pdf](http://www.cqa.com.br/arquivos/CONAMA-Resolucao_344.pdf)>. Acesso em 20 de outubro de 2010.

BRASIL. Centro de Qualidade Analítica - CQA. **Resolução CONAMA nº 430 de 13/05/2011**. Disponível: <[http://www.cqa.com.br/arquivos/CONAMA-Resolucao\\_430.pdf](http://www.cqa.com.br/arquivos/CONAMA-Resolucao_430.pdf)>. Acesso em 20 de outubro de 2011.

BRASIL. Leis, decretos. **Resolução CONAMA nº 357 de 17/03/2005**. Brasília - DF. Diário da União nº. 53, de 18 de março de 2005, p. 58-63.

BRASIL. Ministério da Saúde. **Vigilância e controle da qualidade da água para consumo humano**. Ministério da Saúde, Secretaria de Vigilância em Saúde. Editora MS. Série B. Textos Básicos de Saúde. 2006. Brasília - DF.

BRASIL. Ministério das Minas e Energia. RADAMBRASIL. **Levantamento de Recursos Naturais**. 1983. 768p. Rio de Janeiro.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **Resolução CONAMA nº 420 de 30/12/2009**. Disponível: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=620>>. Acesso em 14 de outubro de 2010.

BRUMBAUGH, W.G.; INGERSOLL, C.G.; KEMBLE, N.E.; MAY, T.W.; ZAJICEK, J.L. **Chemical characterization of sediments and pore water from the upper Clark Fork River and Milltown Reservoir, Montana**. Environ. Toxicol. Chem., v.13, n.12, p.1971-1983. 1994.

BUSS, D. F.; BAPTISTA, D. F.; NESSIMIAN, J. L. **Bases conceituais para a aplicação de biomonitoramento em programas de avaliação da qualidade da água de rios**. Cadernos de Saúde Pública, 19 (2): 465-473. Rio de Janeiro, 2003.

CALLISTO, M.; MORETTI, M.; GOULART, M. **Macroinvertebrados Bentônicos como Ferramentas para Avaliar a Saúde de Riachos**. Revista Brasileira de Recursos Hídricos v. 6 nº 1, 71-82. 2001.

CARVALHO, N. O.; FILIZOLA JR, N. P.; SANTOS, P. M. C.; LIMA, J. E. F. W. **Guia de práticas sedimentométricas**. Brasília. 2000. ANEEL. 132 p.

CCME - Canadian Council of Ministers of the Environment. **Protocol for derivation of Canadian sediment guidelines for protection of aquatic life.** CCME-EPC-98E. Prepared by Environment Canada Guidelines Division, Technical Secretariat of CCME Task Group on Water Quality Guidelines. Ottawa. 1999.

CETESB - Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. Qualidade das águas interiores no Estado de São Paulo. Série Relatórios. Apêndice A: **Significado ambiental e sanitário das variáveis de qualidade das águas e dos sedimentos e metodologias analíticas e de amostragem. 2009.** Disponível em <<http://www.cetesb.sp.gov.br/userfiles/file/agua/aguas-superficiais/variaveis.pdf>> Acesso em 28 de abril de 2010.

CONAMA - Conselho Nacional do Meio Ambiente. **RESOLUÇÃO 344/2004** Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res04/res34404.xml>>. Acesso em 10 de março de 2009.

CONAMA - Conselho Nacional do Meio Ambiente. **RESOLUÇÃO 420/2009.** Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=620>>. Acesso em 10 de março de 2010.

COSTA, F. P. M; DUARTE, W. de O.; NISHIYAMA, L. **Mapa das Permeabilidades do Solo da Bacia do Rio Uberabinha Elaborado a partir de Ensaio *In Situ*.** 6º Simpósio Brasileiro de Cartografia Geotécnica e Geoambiental. Uberlândia. 2007.

COTELLE, S.; FERARD, J. F. **Comet assay in genetic ecotoxicology: a review.** Environmental and Molecular Mutagenesis v. 34. p. 246-255. 1999.

COUNTRYMAN, P. I., HEDDLE, J. A. **The production of micronuclei from chromosome aberrations in irradiated cultures of human lymphocytes.** Mutation Research v. 41: 321-332. 1976.

CRISTALDI, M; IERADI, LA; UDROIU, I; ZILLI, R. **Comparative evaluation of background micronucleus frequencies in domestic mammals.** Mutation Research 559: 1-9. 2004.

DI TORO, D.M.; MAHONY, J.D.; HANSEN, D.J.; SCOTT, K.J.; CARISON, A.R.; ANKLEY, G.T. **Acid volatile sulfide predicts the acute toxicity of cadmium and nickel in sediments.** Environ. Sci. Technol., v. 26, 96-101, 1992.

DORNFELD, C.B. **Utilização de *Chironomus sp* (Díptera, Chironomidae) para a avaliação da qualidade de sedimentos e contaminação de metais.** São Carlos, 2006. 239p. Tese de Doutorado. Escola de Engenharia de São Carlos. Universidade de São Paulo.

EMBRAPA. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. **Levantamento de Reconhecimento de Média Intensidade dos Solos e Avaliação da Aptidão Agrícola das Terras do Triângulo Mineiro.** Rio de Janeiro. 1982. 526 p.

EMBRAPA. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. Centro Nacional de Pesquisa de solos. **Sistema brasileiro de classificação de solos.** Rio de Janeiro. 1999. 412 p.

FALK-FILIPSSON, A. et al. **Assessment factors - Applications in health risk assessment of chemicals.** Environmental Research, New York, v. 104, p.108-127, 2007.

FENECH, M. **The cytokinesis-blockmicronucleus technique: a detailed description of the method and its application to genotoxicity studies in human populations.** Mutation Research 285: 35-44. 1993.

GARCEZ, L. M. **Manual de procedimentos e técnicas laboratoriais voltado para análises de águas e esgotos sanitários e industriais.** Escola Politécnica da Universidade de São Paulo. Departamento de Engenharia Hidráulica e Sanitária. 2004. 103 f. Apostila.

GIANNINI, P.C.F.; RICCOMINI, C. 2000. **Sedimentos e processos sedimentares.** in Teixeira, Wilson; Toledo, M.C.de; Fairchild, T. & Taioli, F. (org.), Decifrando a Terra. São Paulo: Oficina de Textos: 167-190.

GOMES, L.C.; GOLOMBIESKI, J.I.; GOMES, A.R.C.; BALDISSEROTTO, B. **Biologia do Jundiá Rhamdia quelen (Teleostei, Pimelodidae).** Ciência Rural 30(1): 179-185. 2000.

GOOGLE EARTH. **Programa de computador desenvolvido e distribuído pela empresa americana Google.** Versão gratuita. Keyhole, Inc. 2005. Disponível em: <<http://www.google.com/earth>>. Acesso em 20 de março de 2011.

GRUMMT, T. *et al.* **European Directive - Genotoxicity assays recommended to protect aquatic biota.** Revista Brasileira de Toxicologia. São Paulo, v. 20, n. 2, p. 13-2, 2007.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Cidades.** Disponível em <<http://www.ibge.gov.com>> Acesso em 23 de julho de 2010.

IGAM. Instituto Mineiro de Gestão das Águas. **Relatórios Anuais de Qualidades das Águas em Minas.** Disponível em: <<http://www.igam.mg.gov.br/qualidade-das-aguas>>. Acesso em 10 de março 2008.

IGAM - Instituto Mineiro de Gestão das Águas. Monitoramento da qualidade das águas superficiais na bacia do rio Paranaíba. Relatório anual 2009. Belo Horizonte. 2010. 278p.

KIRSCH-VOLDERS, M.; SOFUNI, T.; AARDEMAC, M.; ALBERTINI, S.; EASTMOND, D.; FENECH, M.; ISHIDATE, M.; KIRCHNER, S.; LORGE, E.; MORITA, T.; NORPPA, H.; SURRALLES, J.; VANHAUWAERT, A.; WAKATA, A., **Report from the *in vitro* micronucleus assay working group.** Mutation Research. v. 540: p.153-163. 2003.

LANDIM, P. M. B. **Análise estatística de dados geológicos multivariados.** São Paulo. Oficina de Textos. 2011. 208 p.

LEAL, F. C. T.; LIBÂNIO, M. **Estudo da renovação da cor por coagulação química no tratamento convencional de águas de abastecimento.** Revista Engenharia Sanitária e Ambiental, Rio de Janeiro, v. 7, 3-4, 2002.

LIBÂNIO, M. **Fundamentos de qualidade e tratamento de água.** Editora Átomo. 2ª ed. 444p. Campinas. 2008.

MACDONALD D. D.; INGERSOLL C. G.; BERGER, T. A. **Development and evaluation of consensus – based sediment quality guidelines for freshwater ecosystems.** Archives of Environmental Contamination and Toxicology, 39:20-31. 2003.

MAGALHÃES Jr, A.P. **A situação do monitoramento das águas no Brasil: instituições e iniciativas.** ABRH Revista Brasileira de Recursos Hídricos, vol.5, nº3, p.113-115. Porto Alegre. 2000.

MANAHAN, S. E. **Environmental Chemistry.** Sixth edition, Lewis Publishers, London. 1994.

MARKERT B. **Distribution and biogeochemistry of inorganic chemicals in the environment.** In: SCHÜÜRMAN G, MARKERT, B. (Ed.). Ecotoxicology, John Wiley and Sons, Inc. and Spektrum Akademischer Verlag, 1998, 166-222 p.

MATSUMOTO, S. T.; MANTOVANI, M. S.; MALAGUTTII, M. I.. A.; DIAS, A. L.; FONSECA, I. C.; MARIN-MORALES, M. A. **Genotoxicity and mutagenicity of water contaminated with tannery effluents, as evaluated by the micronucleus test and comet assay using the fish *Oreochromis niloticus* and chromosome aberrations in onion root-tips.** Genetics and Molecular Biology 29(1): 148-158. 2006.

METZ, J. **Interpretação de clusters gerados por algoritmos de *clustering* hierárquico.** São Carlos, 2006.126 p. Dissertação de Mestrado. Instituto de Ciências Matemáticas e de Computação. Universidade de São Paulo.

MOITA NETO, J.M. **Estatística multivariada: Uma visão didática-metodológica.** Filosofia da Ciência. 2004.



MOZETO, A. A.; SILVA, E. F. **Diagnóstico preliminar da contaminação ambiental por metais pesados na área de influência da V.M. na Bacia do Rio São Francisco, região de Três Marias - MG.** Departamento de Química da UFSCAR, São Carlos. 2006.

OMS - Organización Mundial de la Salud. **Guías para la calidad del agua potable.** Primer apéndice. Volumen 1. Recomendaciones. Tercera edición. Suiza. 2006.

PELCZAR, M.; REID, R.; CHAN, E. C. S. **Microbiologia.** São Paulo. Mc Graw-Hill do Brasil. v.1, 566 p. 1980.

PIVELI, R. P. **Qualidade das águas e poluição.** Curso de química sanitária e ambiental. São Paulo: ABES. 2005.

REGNELL, O.; HAMMAR, T.; HELGÉE, A.; TROEDSON, B. **Effects of anoxia and sulfide on concentrations of total and methyl mercury in sediment and water in two Hgpolluted lakes.** Can. J. Fish. Aquat. Sci., v.58, p.506-517. 2001.

RIBEIRO, L.R.; Fávero Salvadori, D. M.; Marques, E. K. **Mutagênese ambiental.** Canoas: Ed. ULBRA, 356p. 2003.

RUBINGER, C. F. **Seleção de métodos biológicos para avaliação toxicológica de efluentes industriais.** Belo Horizonte, 2009. 71p.

SALOMONS, W.; STIGLIANI, W. M. **Biogeodynamics of Pollutants in Soils and Sediments.** Risk Assesment of Delayed and Non-Linear Responses. Heidelberg: Springer- Verlag, 1995, 352p.

SCHIAVETTI, A.; CAMARGO, A. F. M. **Conceitos de bacias hidrográficas: teorias e aplicações.** Editus. 293 p. Ilhéus - BA. 2002.

SCHULZ, U. H.; LEUCHTENBERGER, C. **Activity patterns of South American silver catfish (*Rhamdia quelen*).** Brazilian Journal of Biology 66(2A): 565-574. 2006.

SEPLAMA - Secretaria Municipal de Planejamento Urbano e Meio Ambiente de Uberlândia. **Banco de Dados Integrados**. 2007. vol. 1.

SILFVERGRIP, A. M. C. **A systematic revision of the neotropical catfish genus Rhamdia (Teleostei, Pimelodidae)**. PhD Thesis, Stockholm University and Department of Vertebrate Zoology, Stockholm, Swedem. 1996.

SILVA, E. R. A. **Pesquisa participativa no Rio São Francisco, região de Três Marias - MG: Contaminação ambiental e comunidade pesqueira**. Dissertação de mestrado. 78p. 2007. Departamento de Química. Universidade Federal de São Carlos. São Carlos.

SILVÉRIO P. F. **Bases técnico-científicas para a derivação de valores-guia de qualidade de sedimentos para metais: experimentos de campo e laboratório**. Universidade Federal de São Carlos. Tese de Doutorado, 132 p. 2003.

SOUZA, E. R; FERNANDES, M. R. **Sub-bacias hidrográficas: unidades básicas para o planejamento e a gestão sustentáveis das atividades rurais**. Informe Agropecuário, v. 21, n. 207, p.15-20. Belo Horizonte. 2000.

THOMANN, R. V., MUELLER, J. A. **Principles of surface water quality modeling and control**. Harper International Edition. 644 p. New York, N.Y. 1987.

TORRES, R. J. **Efeitos da dragagem sobre a qualidade de sedimentos contaminados do Canal do Porto de Santos: biodisponibilidade e toxicidade de metais e compostos orgânicos persistentes**. Tese de doutorado. 128p. Departamento de química. São Carlos. SP. 2007.

UMBUZEIRO, G.A.; KUMMROW, F.; REI, F.C. **Toxicologia, padrões de qualidade de água e a legislação**. INTERFACEHS - Revista de Gestão Integrada em Saúde do Trabalho e Meio Ambiente - v.5, n.1, Resenha, jan./abr. São Paulo. 2010.

US-EPA. United States Environmental Protection Agency. 1991. **Technical support document for water quality-based toxics control**. Disponível em: <<http://www.epa.gov/npdes/pubs/owm0264.pdf>>. Acesso em 04 de março de 2008.

US-EPA. United States Environmental Protection Agency. **Test Methods Collection**. Disponível em: <<http://www.epa.gov/epawaste/hazard/testmethods/index.htm>>. Acesso em 10 de março de 2008.

VAN LEEUWEN, F.X.R. **Safe Drinking Water: the Toxicologist's Approach**. Food and Chemical Toxicology, v.38, p. 51-58, 2000.

VICINI, L. **Análise multivariada da teoria à prática**. Santa Maria. 2005. RS.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgoto**. Série: Princípios do tratamento biológico de águas residuárias. Editora UFMG. 6ª reimpressão. 452 p. Belo Horizonte. 2011.

WHO - World Health Organization, **Guidelines for drinking-water quality**. 2<sup>nd</sup> ed. 1997. Disponível em: <[http://www.who.int/water\\_sanitation\\_health/dwq/guidelines2/en](http://www.who.int/water_sanitation_health/dwq/guidelines2/en)>. Acesso em 15 de março 2009.

