UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO
ESCOLA DE ENFERMAGEM DE RIBEIRÃO PRETO

RENATO IGOR DA SILVA ALVES

**Avaliação de parâmetros limnológicos, parasitas, bactérias e
metais pesados em água superficial no córrego Ribeirão Preto,
Ribeirão Preto- SP**

Ribeirão Preto

2009

RENATO IGOR DA SILVA ALVES

**Avaliação de parâmetros limnológicos, parasitas, bactérias e
metais pesados em água superficial no córrego Ribeirão Preto,
Ribeirão Preto- SP**

Dissertação apresentada à Escola de
Enfermagem de Ribeirão Preto da
Universidade de São Paulo para a obtenção
do título Mestre em Ciências, Programa de
Pós Graduação em Enfermagem em Saúde
Pública.

Linha de Pesquisa: Saúde Ambiental

Orientador: Susana Inés Segura-Muñoz

Ribeirão Preto

2009

ALVES, Renato Igor da Silva

Avaliação de parâmetros limnológicos, parasitas, bactérias e metais pesados em
água superficial no córrego Ribeirão Preto, Ribeirão Preto- SP

Dissertação apresentada à Escola de
Enfermagem de Ribeirão Preto da
Universidade de São Paulo, para obtenção
do título Mestre em Ciências, Programa de
Pós-Graduação em Enfermagem em Saúde
Pública

Aprovado em//

Banca Examinadora

Prof. Dr. _____

Instituição: _____ Assinatura _____

Prof. Dr. _____

Instituição: _____ Assinatura _____

Prof. Dr. _____

Instituição: _____ Assinatura _____

DEDICATÓRIA

Aos meus pais: Francisco e Lúcia.

AGRADECIMENTOS

Agradeço,

Aos meus pais e irmãos, pelo amor, apoio e confiança;

À Escola de Enfermagem de Ribeirão Preto da Universidade de São Paulo (EERP-USP), pela oportunidade;

À Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP), pela bolsa concedida;

À minha orientadora (“chefe”) Profa. Dra. Susana Inés Segura-Muñoz, por ter acreditado e ensinado, além da amizade e paciência. Muito obrigado!

À Tânia Maria Beltramini Trevilato, e também à Camila, não somente pelas realizações das análises de metais pesados, mas também pelo apoio, comprometimento e profissionalismo;

Aos incansáveis amigos que tanto me ajudaram durante a realização do projeto: Karina, Fabiana e Osmar;

Aos colegas de laboratório e amigos, Meire, Marina, Mariana e Glauco;

Às Professoras Doutoras Angela Magosso Takayanagui e Sônia Valle, pelas contribuições no Exame de Qualificação;

A todos do Laboratório de Saúde Ambiental, pelo carinho e apoio;

À minha tia Téo e ao meu tio Júlio, por sempre poder contar com vocês!

Aos amigos, em especial os moradores do complexo Lab-Kremutcho!

RESUMO

ALVES, R. I. da S. **Avaliação de parâmetros limnológicos, parasitas, bactérias e metais pesados em água superficial no córrego Ribeirão Preto, Ribeirão Preto- SP.** 2009. 112 f. Dissertação (mestrado) – Escola de Enfermagem de Ribeirão Preto, Universidade de São Paulo, Ribeirão Preto.

A água é elemento fundamental para a vida. Seus múltiplos usos são indispensáveis a um largo espectro das atividades humanas, entre as que se destacam, o abastecimento público e industrial, a irrigação agrícola, a produção de energia elétrica e as atividades de lazer e recreação. Sabe-se que o Brasil ainda tem uma situação privilegiada com relação à quantidade e à qualidade de água, porém seu uso não tem se dado de maneira responsável e muitas vezes resulta no comprometimento dessa qualidade. O presente estudo visa avaliar parâmetros limnológicos, parasitológicos e bacteriológicos, assim como as concentrações de Cd, Pb, Cu, Cr, Mn Hg e Zn da água superficial do córrego Ribeirão Preto. As leituras de pH, Temperatura, Oxigênio Dissolvido, Condutividade e Transparência foram realizadas no local de coleta, com equipamentos específicos (PHmetro, Medidor de Oxigênio Dissolvido, Condutivímetro e Disco de Secchi, portáteis e devidamente calibrados). As análises parasitológicas (Método de Sedimentação e sua quantificação realizada na Câmara de Sedgwick-Rafter) e bacteriológicas (Técnica de Tubos Múltiplos com Substrato Definido) foram realizadas no Laboratório de Ecotoxicologia e Parasitologia Ambiental (LEPA) da Escola de Enfermagem de Ribeirão Preto / USP, e as análises de metais pesados (Espectrofotometria de Absorção Atômica) no Laboratório de Pediatria - Setor de Metais do Hospital das Clínicas de Ribeirão Preto / FMRP / USP. Os resultados mostraram que o nível de oxigênio dissolvido apresentou valores inferiores dos estabelecidos na Resolução CONAMA Nº 357/2005. A leitura da condutividade apresentou valores acima dos que a CETESB considera como de ambientes impactados. A análise parasitológica evidenciou a presença de larvas de nematóide e dois cistos de *Entamoeba coli*. A análise bacteriológica apresentou valores maiores, para coliformes totais e *E. coli*, que os estabelecidos na Resolução CONAMA Nº 357/2005 para córregos categorizados como classe 3. Os metais pesados, no geral, apresentaram concentrações de acordo com os estabelecidos na Resolução CONAMA Nº 357/2005 para a classe 3. O córrego Ribeirão Preto está localizado em área urbana e sob forte influência de ação antrópica. Os resultados encontrados fornecem dados sobre a qualidade de suas águas e evidencia a necessidade de proteger esse curso de água de fontes pontuais de contaminação, recomendando-se a continuidade de seu monitoramento.

Palavras-chave: Água superficial, limnologia, coliformes, parasitologia, metais pesados, saúde ambiental, Ribeirão Preto.

ABSTRACT

ALVES, R. I. da S. **Evaluation of limnological parameters, parasites, bacteria and heavy metals in superficial water of Ribeirão Preto Stream, Ribeirão Preto-SP.** 2009. 112 f. Master's Thesis – University of São Paulo at Ribeirão Preto, College of Nursing in Ribeirão Preto.

Water is fundamental to life. Its multiple uses are needed for a broad spectrum of human activities, among which stand out, the public and industrial supply, agricultural irrigation, the production of electricity and leisure activities and recreation. It is known that Brazil still has a privileged position of water quantity and quality, but their use hasn't been given in a responsible manner and often results in impairment of quality. This study aims to evaluate limnological parameters, parasites and bacteria, and concentrations of Cd, Pb, Cu, Cr, Mn, Hg and Zn as well, in superficial water of Ribeirão Preto Stream. The readings of pH, Temperature, Dissolved Oxygen, Conductivity and Transparency were performed at the collection site, with specific equipment (pH Meter, Dissolved Oxygen, Conductivity and Secchi disk, portable and calibrated). The parasitological analysis (Sedimentation Method and its measurement performed in Sedgwick-Rafter Chamber) and bacteriological (Multiple Tube Technique with Defined Substrate) were performed at the Laboratory of Ecotoxicology and Environmental Parasitology (LEPA) at Ribeirão Preto College of Nursing in the University of São Paulo (USP), and the analysis of heavy metals (Atomic Absorption Spectrometry) at the Pediatrics Laboratory – Metals Division at *Hospital das Clínicas*, University of São Paulo at Ribeirão Preto Medical School HCFMRP / USP. The results showed that the levels of dissolved oxygen values were lower than those established by CONAMA Resolution No. 357/2005. The reading of the conductivity values were higher than CETESB values considered to impacted environments. The parasitological analysis revealed the presence of nematode larvae and two cysts of *Entamoeba coli*. The bacteriological analysis showed higher values for total coliform and *E. coli* that those set by CONAMA Resolution No. 357/2005 for watercourses classified as Class 3. The heavy metals Cd, Pb, Cu, Cr, Mn, Hg and Zn, in general, showed concentrations in accordance with the established by CONAMA Resolution No. 357/2005 for the class 3. The Ribeirão Preto Stream is located in urban areas has anthropogenic influences. The results provide data quality of its waters and necessity to protect the watercourse from point sources of contamination recommending their continued monitoring.

Keywords: Superficial water, limnology, coliforms, parasitology, heavy metals, environmental health, Ribeirão Preto.

RESUMEN

ALVES, R. I. da S. **Evaluación de parámetros limnológicos, parásitos, bacterias y metales pesados en água superficial en el río Ribeirão Preto, Ribeirão Preto- SP.** 2009. 112 f. Disertación (maestría) – Escuela de Enfermería de Ribeirão Preto, Universidad de São Paulo, Ribeirão Preto.

El agua es un elemento fundamental para la vida. Sus múltiples usos son indispensables para un gran espectro de actividades humanas, entre las que se destacan, el abastecimiento público e industrial, la irrigación agrícola, la producción de energía eléctrica y las actividades de recreación. Se sabe que Brasil tiene una situación privilegiada con relación a la cantidad y calidad de agua, sin embargo, su uso no se ha dado de manera responsable y muchas veces acaba comprometiendo su calidad. El presente estudio tiene como objetivos evaluar parámetros limnológicos, parasitológicos y bacteriológicos, así como cuantificar las concentraciones de Cd, Pb, Cu, Cr, Mn Hg e Zn del agua superficial del río Ribeirão Preto. Las lecturas de pH, Temperatura, Oxígeno Disuelto, Conductividad y Transparencia fueron realizadas en el local de colecta, con equipos específicos (PHmetro, Medidor de Oxígeno Disuelto, Conductivímetro y Disco de Secchi, portátiles y debidamente calibrados). Los análisis parasitológicos (Método de Sedimentación y su cuantificación fue realizado en Cámara de Sedgwick-Rafter) y los análisis bacteriológicos (Técnica de Tubos Múltiplos con Substrato Definido) fueron realizados en el Laboratorio de Ecotoxicología y Parasitología Ambiental (LEPA) de la Escuela de Enfermería de Ribeirão Preto / USP, y por último, los análisis de metales pesados (Espectrofotometría de Absorción Atómica) en el Laboratorio de Pediatría - Sector de Metales del Hospital de Clínicas de Ribeirão Preto / FMRP / USP. Los resultados mostraron que el nivel de oxígeno disuelto presentó valores inferiores a los establecidos por la Resolución CONAMA N° 357/2005. La lectura de la conductividad presentó valores superiores a los que CETESB considera como de ambientes impactados. El análisis parasitológico mostró la presencia de larvas de nematóide y de dos quistes de *Entamoeba coli*. El análisis bacteriológico presentó valores mayores, para coliformes totales y *E. coli*, que los establecidos en la Resolución CONAMA N° 357/2005 para ríos categorizados como clase 3. Los metales pesados, en general, presentaron concentraciones de acuerdo con lo establecido en la Resolución CONAMA N° 357/2005 para la clase 3. El río Ribeirão Preto está localizado en área urbana y bajo fuerte influencia de acción antropogénica. Los resultados encontrados fornecen datos sobre la calidad de sus aguas y evidencia la necesidad de proteger ese curso de agua de fuentes puntuales de contaminación, recomendándose la continuidad de su monitoreo.

Palabras claves: Agua superficial, limnología, coliformes, parasitología, metales pesados, salud ambiental, Ribeirão Preto.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Situação da disponibilidade da água superficial no Estado de São Paulo.....	23
Figura 2 - Protozoários patogênicos eliminados pelas fezes.....	32
Figura3 - Localização do Município de Ribeirão Preto no Estado de São Paulo.....	43
Figura 4 - Representação gráfica do córrego Ribeirão Preto, delimitando esquematicamente o trajeto do curso de água desde a nascente até o deságue no Rio Pardo.....	44
Figura 5 - Foto da foz do córrego Ribeirão Preto, ponto de confluência com as águas do Rio Pardo.....	45
Figura 6 - Imagem do momento da leitura de parâmetro limnológico durante a coleta de amostras.....	46
Figura 7 - Câmara de Sedgwick – Rafter, utilizada na contagem de parasitas.....	47
Figura 8 - Esquema ilustrativo do preparo das diluições decimais da amostra de água.	48
Figura 9 - Imagem, captada durante coleta das amostras, de uma pessoa em contato direto com a água do córrego Ribeirão Preto.....	55
Figura 10 - Imagem de uma pessoa pescando no córrego Ribeirão Preto, no ponto onde ocorre a confluência com o rio Pardo.....	56
Figura 11 - Média dos valores do pH encontrados em cada ponto de coleta do córrego Ribeirão Preto – Ribeirão Preto/SP.....	57
Figura 12 - Média dos valores da Temperatura (°C) encontrados em cada ponto de coleta do córrego Ribeirão Preto – Ribeirão Preto/SP.....	59
Figura 13 - Média dos valores de Oxigênio Dissolvido (mg.L ⁻¹) encontrados em cada ponto de coleta do córrego Ribeirão Preto – Ribeirão Preto/SP	61
Figura 14- Média dos valores da Condutividade (μS.cm ⁻¹) encontrados em cada ponto de coleta do córrego Ribeirão Preto – Ribeirão Preto/SP.....	63
Figura 15 - Correlação entre os valores dos parâmetros limnológicos (pH, temperatura, oxigênio dissolvido e condutividade) encontrados nas amostras de água superficial.....	66
Figura 16 - Frequência Parasitária (<i>Entamoeba coli</i> / mL) encontrada em cada ponto de coleta do córrego Ribeirão Preto – Ribeirão Preto/SP, nas diferentes datas de coleta.....	68
Figura 17- Larva de nematóide encontrada durante a contagem e identificação de parasitas na câmara de Sedgwick – Rafter.....	69

Figura 18 - Frequência Parasitária (Larva de nematóide / mL) encontrada em cada ponto de coleta do córrego Ribeirão Preto – Ribeirão Preto/SP, nas diferentes datas de coleta.....	69
Figura 19 - Imagem, captada na coleta IV, de dejetos lançados no ponto de coleta 1 do córrego Ribeirão Preto.....	72
Figura 20 - Correlação entre os valores de pH e as concentrações dos metais pesados Cd, Pb, Cu, Cr, Mn, Hg e Zn para as amostras de água superficial.....	82

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Valores do pH encontrados nos diferentes pontos de coleta do córrego Ribeirão Preto – Ribeirão Preto/SP.....	57
Tabela - 2 Valores da Temperatura (°C) encontrados nos diferentes pontos de coleta do córrego Ribeirão Preto – Ribeirão Preto/SP.....	58
Tabela 3 - Valores de Oxigênio Dissolvido (mg.L ⁻¹) encontrados nos diferentes pontos de coleta do córrego Ribeirão Preto – Ribeirão Preto/SP.....	60
Tabela 4 - Valores da Condutividade (µS.cm ⁻¹) encontrados nos diferentes pontos de coleta do córrego Ribeirão Preto – Ribeirão Preto/SP.....	62
Tabela 5 - Valores da profundidade de secchi (cm) encontrados nos diferentes pontos de coleta do córrego Ribeirão Preto – Ribeirão Preto/SP.....	64
Tabela 6 – Frequência Parasitária (<i>Entamoeba coli</i> / mL) encontrada nos diferentes pontos de coleta do córrego Ribeirão Preto – Ribeirão Preto/SP.....	67
Tabela 7 – Frequência Parasitária (Larva de nematóide / mL) encontrada nos diferentes pontos de coleta do córrego Ribeirão Preto – Ribeirão Preto/SP.....	68
Tabela 8 – Resultados da análise de coliformes totais nas amostras de água coletadas nos diferentes pontos do córrego Ribeirão Preto – Ribeirão Preto/SP, expressos em NMP/100mL.....	71
Tabela 9 - Resultados da análise de <i>E. coli</i> nas amostras de água coletadas nos diferentes pontos do córrego Ribeirão Preto – Ribeirão Preto/SP, expressos em NMP/100mL.....	71
Tabela 10 - Valor máximo permissível (V.M.P.) das concentrações dos metais pesados em mg.L ⁻¹ , para o enquadramento das classes dos rios.....	73
Tabela 11- Concentrações de Cádmio (Cd) em cada ponto de coleta do córrego Ribeirão Preto – Ribeirão Preto/SP, nas diferentes datas de coleta.....	74
Tabela 12 - Concentrações de Chumbo (Pb) nos diferentes pontos de coleta do córrego Ribeirão Preto – Ribeirão Preto/SP.....	75
Tabela 13 - Concentrações de Cobre (Cu) (mg.L ⁻¹) nos diferentes pontos de coleta do córrego Ribeirão Preto – Ribeirão Preto/SP.....	76
Tabela 14- Concentrações de Cromo (Cr) nos diferentes pontos de coleta do córrego Ribeirão Preto – Ribeirão Preto/SP.....	77
Tabela 15 - Concentrações de Manganês (Mn) nos diferentes pontos de coleta do córrego Ribeirão Preto – Ribeirão Preto/SP.....	78

Tabela 16 - Concentrações de Mercúrio (Hg) nos diferentes pontos de coleta do córrego Ribeirão Preto – Ribeirão Preto/SP.....	79
---	----

Tabela 17 - Concentrações de Zinco (Zn) nos diferentes pontos de coleta do córrego Ribeirão Preto – Ribeirão Preto/SP.....	80
--	----

LISTA DE SIGLAS

ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
ANA	Agência Nacional das Águas
APHA	American Public Health Association
ATSDR	Agency for Toxic Substances and Disease Registry
CETESB	Companhia Ambiental do Estado de São Paulo
CIAGRO	Centro Integrado de Informações Agrometeorológicas
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
DAEE	Departamento de Águas e Energia Elétrica
DAERP	Departamento de Água e Esgoto de Ribeirão Preto
EEA – FG	Espectrofotometria de Absorção Atômica com Forno de Grafite
EEA – VGA	Espectrofotometria de Absorção Atômica com Geração de Hidreto
EPA	Environmental Protection Agency
ETE	Estação de Tratamento de Esgoto
FEEMA	Fundação Estadual de Engenharia do Meio Ambiente
FMRP	Faculdade de Medicina de Ribeirão Preto
HCFMRP	Hospital das Clínicas da Faculdade de Medicina de Ribeirão Preto
HSDB	Hazardous Substance Data Bank
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
LEPA	Laboratório de Ecotoxicologia e Parasitologia Ambiental
LP	Laboratório de Pediatria
ND	Não Determinado
NMP	Número Mais Provável
NW	Non Potable Water
OD	Oxigênio Dissolvido
OMS	Organização Mundial de Saúde
ONGs	Organizações Não Governamentais
pH	Potencial Hidrogeniônico
PW	Potable Water
RP	Ribeirão Preto
S/A	Sociedade Anônima
SIGRH	Sistema de Informações para o Gerenciamento de Recursos Hídricos
SP	São Paulo

UGRHI	Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos
USA	United States of America
USP	Universidade de São Paulo
VMP	Valor Máximo Permissível
WHO	World Health Organization
WWF	WorldWide Fund for Nature

LISTA DE SÍMBOLOS

Cd	Cádmio
Cr	Cromo
Cu	Cobre
Hg	Mercúrio
HNO ₃	Ácido Nítrico
L	litro
Mg	miligrama
Mn	Manganês
Nº	número
°C	graus Celsius
Pb	Chumbo
Zn	Zinco
µS	micro Siemens

SUMÁRIO

RESUMO	6
ABSTRACT	7
RESUMEN	8
LISTA DE FIGURAS	9
LISTA DE TABELAS	11
LISTA DE SIGLAS	13
LISTA DE SÍMBOLOS	15
1. INTRODUÇÃO	19
1.2 Situação dos recursos hídricos no mundo e no Brasil	20
1.3 Recursos hídricos e cursos de água superficial em Ribeirão Preto	23
2. OBJETIVOS	27
2.1 Objetivo geral	27
2.2 Objetivos específicos	27
3. REVISÃO DA LITERATURA.....	29
3.1. Parâmetros limnológicos	29
3.2. Microbiologia das águas superficiais	30
3.3. Metais pesados no ambiente aquático	34
3.3.1. Metais pesados em água superficial.....	35
4. MATERIAL E MÉTODOS	43
4.1. Local de estudo	43
4.2. Coleta das amostras	45
4.3. Parâmetros limnológicos	45
4.3.1. pH e Temperatura	45
4.3.2. Oxigênio Dissolvido (OD).....	46
4.3.3. Condutividade.....	46
4.3.4. Transparência	46
4.4. Análise parasitológica	47
4.5. Análise bacteriológica	48
4.6. Análise de metais	49
4.6.1. Preparação das amostras	49
4.6.2. Tratamento da amostra e dosagens	50
4.6.3. Curva de Calibração.....	50
4.6.4. Validação dos Métodos.....	50
4.7 Análise dos dados.....	51

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO	53
5.1. Parâmetros Limnológicos.....	56
5.1.1. Potencial Hidrogeniônico (pH).....	56
5.1.2. Temperatura	58
5.1.3. Oxigênio Dissolvido	60
5.1.4. Condutividade.....	61
5.1.5. Transparência.....	63
5.2. Análise parasitológica	67
5.3. Análise Bacteriológica	70
5.4. Metais pesados	73
5.4.1. Cádmio.....	73
5.4.2. Chumbo.....	74
5.4.3. Cobre.....	75
5.4.4. Cromo	76
5.4.5. Manganês	77
5.4.6. Mercúrio.....	78
5.4.7. Zinco	79
5. CONCLUSÕES	85
6. CONSIDERAÇÕES FINAIS	88
7. REFERÊNCIAS.....	90
8. APÊNDICES.....	101
9. ANEXOS	108

Introdução

1. INTRODUÇÃO

A água constitui um dos compostos de maior distribuição e importância na crosta terrestre. Sua importância para a vida está no fato de que nenhum processo metabólico ocorre sem a sua ação direta ou indireta. Foram suas propriedades anômalas, comparando com outros compostos, que possibilitaram o surgimento e a manutenção da vida na Terra (ESTEVES, 1998).

A história da civilização está relacionada com as diversas maneiras com que os seres humanos aprenderam a manipular os recursos hídricos. Muitas comunidades emergiram perto de rios ou onde a água pudesse ser obtida de modo a garantir a produção de alimentos necessários para a manutenção da população. Os canais simples de irrigação permitiram um aumento da produção agrícola, principalmente em épocas de seca. Há seis mil anos, fazendeiros da Mesopotâmia escavaram uma vala para desviar a água do rio Eufrates, sendo a primeira civilização a manusear a irrigação no mundo. Há cinco mil anos já existiam sistemas de tubulações para a drenagem de água na maioria das cidades greco-romanas (CLEIK, 2001).

Os múltiplos usos da água são indispensáveis para um largo espectro das atividades humanas, entre as que se destacam, o abastecimento público e industrial, a irrigação agrícola, a produção de energia elétrica e as atividades de lazer e recreação. A crescente expansão demográfica e industrial observada nas últimas décadas trouxe como consequência o comprometimento das águas dos rios, lagos e reservatórios. A poluição das águas é gerada por efluentes domésticos (poluentes orgânicos biodegradáveis, nutrientes e bactérias); efluentes industriais (poluentes orgânicos e inorgânicos, dependendo da atividade industrial); e carga difusa urbana e agrícola (poluentes advindos da drenagem destas áreas contendo fertilizantes, defensivos agrícolas, fezes de animais e material em suspensão) (CETESB, 2007a).

A poluição sistemática dos rios, lagos e mananciais não anuncia um horizonte tranquilizador quanto ao futuro próximo, segundo pesquisadores dedicados aos estudos das alterações ambientais que ameaçam a vida no planeta, considerando que a água é substância indispensável ao desenvolvimento de inúmeros processos em que se ancora a nossa civilização (QUEIROZ, 1999), e as diversas fontes de poluição dos corpos de água.

Segundo o tipo de introdução dos poluentes no corpo d'água, uma fonte de poluição pode ser dividida em pontual ou difusa. A fonte de poluição pontual é a que resulta de descargas em local específico, concentrada e facilmente identificável, como, por exemplo, descargas provenientes de fábricas e indústrias. Já a difusa é a fonte de poluição não pontual,

proveniente de vários locais específicos ou de uma larga extensão de terreno, como é o caso de áreas de irrigação ou áreas urbanas (GSAN, 2009).

1.2 Situação dos recursos hídricos no mundo e no Brasil

Considera-se, atualmente, que a quantidade total de água na Terra, de 1.386 milhões de km², tenha permanecido de modo aproximadamente constante durante os últimos 500 milhões de anos. Os volumes estocados nos principais reservatórios de água da Terra estão distribuídos da seguinte maneira: 97,5% do volume total de água do planeta formam os oceanos e mares e somente 2,5% são de água doce. Ressalta-se que a maior parcela dessa água doce (68,9%) forma as calotas polares, as geleiras e neves eternas que cobrem os cumes das montanhas mais altas da Terra. Os 29,9% restantes constituem as águas subterrâneas doces. A umidade dos solos (inclusive daqueles gelados – *permafrost*) e as águas dos pântanos representam cerca de 0,9% do total e a água doce dos rios e lagos cerca de 0,3% (SHIKLOMANOV, 1998).

Quantidades menores que 1000 m³ per capita/ano de água representa um estado relativo de falta de água, e que menos de 500 m³ per capita/ano um estado de absoluta escassez hídrica. Em 18 países a disponibilidade de água nos rios era inferior a 1000 m³ per capita/ano no ano de 1990, e segundo projeções, em 2025 serão 30 países enfrentando déficit de água (FALKENMARK, 1986).

O aumento populacional entrará em conflito com a demanda no consumo de água para o abastecimento público, recreacional, atividades industriais e irrigação agrícola caso não se pratique o uso racional da água (EPA, 2004). Cerca de 70% das águas no mundo são utilizadas na agricultura, sendo que nos países em desenvolvimento a demanda é ainda maior, e pode chegar a 82% do consumo total de água (UNESCO, 2003).

No Brasil, a vazão média anual dos rios em território nacional é cerca de 180 mil m³/s. Este valor corresponde a aproximadamente 12% da disponibilidade mundial de recursos hídricos, que é cerca de 1,5 milhões de m³/s (SHIKLOMANOV, 1998). A América do Sul detém 60% da água doce superficial do continente, sendo que o Brasil detém 28% do total (ANA, 2007).

Embora o Brasil ainda tenha uma situação privilegiada em relação à quantidade e à qualidade de água, a forma de uso não vem ocorrendo de forma responsável. Superexploração, despreocupação com os mananciais, má distribuição, poluição,

desmatamento e desperdício são apenas alguns dos fatores que comprovam o descaso com este importante recurso. A gestão dos recursos hídricos é, possivelmente, a questão ambiental com maior poder de integração, afetando todos os segmentos da sociedade e perpassando os diversos usos do solo, tais como a exploração de florestas, agricultura, indústria, mineração, entre outros (WWF, 2007). Com relação ao avanço da poluição das águas no Brasil, estudos revelaram que a contaminação de rios, lagos e lagoas quintuplicou nos últimos 10 anos (MORELLI, 2005).

A principal fonte de contaminação é o despejo de material tóxico proveniente das atividades agroindustriais e industriais, responsáveis por 90% do consumo das águas, devolvendo-as à natureza completamente contaminadas. No caso das indústrias, o agravante está na falta de controle ambiental quanto a geração, tratamento e destinação final de resíduos gerados no processo produtivo, normalmente acumulados nas margens de cursos de água (DEFENSORIA DAS ÁGUAS, 2004).

O despejo de esgotos urbanos e rurais vem em segundo lugar. Estes contribuem para o acréscimo de matéria orgânica na água que, devido à redução dos níveis dos rios, lagos e lagoas (em razão do aumento de desmatamentos, destruição de matas ciliares e impermeabilização dos solos), acaba se sedimentando nos leitos e margens, aprofundando os efeitos nocivos da contaminação (DEFENSORIA DAS ÁGUAS, 2004).

Em terceiro lugar aparecem os lixões nas margens de cursos de água, onde os governos locais não apresentam capacidade de controlar o despejo de material infectante proveniente dos serviços de saúde, juntamente com resíduos urbanos e até industriais, causando diariamente o vazamento de bilhões de litros de chorume, com sérios reflexos na saúde pública. Levantamentos apontam a existência de mais de 20 mil áreas contaminadas com populações expostas a riscos de saúde. O Ministério da Saúde reconhece a existência de 15.237 áreas, que estão sendo mapeadas pela equipe de Secretaria de Vigilância em Saúde, a partir de um acordo com a UNESCO. Pesquisas realizadas apontam que dentro dos próximos 10 anos se agravará profundamente a situação de escassez de água para consumo humano nas regiões metropolitanas do Rio de Janeiro, Belo Horizonte e São Paulo, atingindo mais de 40 milhões de pessoas, sem quaisquer providências preventivas das autoridades governamentais (DEFENSORIA DAS ÁGUAS, 2004).

No Estado de São Paulo encontra-se 1,6 % da água doce brasileira segundo o Departamento de Águas e Energia Elétrica (DAEE, 2007). De acordo com o Relatório de Análise da Qualidade das Águas Interiores do Estado de São Paulo de 2006, a qualidade da

água para abastecimento público é imprópria em 18% dos rios e reservatórios existentes no estado, uma vez que estes foram classificados como ruins ou péssimos (CETESB, 2007b).

Comitês de Bacias Hidrográficas foram criados no estado de São Paulo, e instituídos por Lei, no âmbito do Sistema Nacional de Recursos Hídricos e dos Sistemas Estaduais. Considerados a base da gestão participativa e integrada da água, têm papel deliberativo e são compostos por representantes do Poder Público, da sociedade civil e de usuários de água e podem ser oficialmente instalados em águas de domínio da União e dos Estados.

Existem comitês federais e comitês de bacias de rios estaduais, definidos por sistemas e leis específicas. Foram criados pela lei que instituiu a política estadual de recursos hídricos (7.663/91) para gerenciar a água de forma descentralizada, integrada e com a participação da sociedade. Os comitês são colegiados compostos por representantes de municípios (prefeitos), de órgãos estaduais e de entidades representativas da sociedade civil (ONGs, universidades, associações) em igual número. A composição tripartite visa garantir a todos os integrantes do colegiado os mesmos direitos e o poder de deliberar na tomada de decisões que irão influenciar na melhoria da qualidade de vida da região e no desenvolvimento sustentado da bacia.

Antes de sua criação, o gerenciamento da água era feito de forma isolada por municípios e Estado. As informações estavam dispersas em órgãos técnicos ligados ao assunto e os dados não eram compatíveis. Era muito difícil obter acesso a informações concretas. Isso dificultava o planejamento sobre captação, abastecimento, distribuição, despejo e tratamento da água que consumimos e acarretava a realização de mega obras, concebidas de forma isolada, muitas vezes com desperdício de dinheiro público. A falta de políticas públicas integradas e eficientes para manejo dos recursos naturais provocou a degradação de muitos rios (REDE DAS ÁGUAS, 2001).

Com a criação dos comitês, o estado de São Paulo foi dividido em 22 unidades de gerenciamento, de acordo com as bacias hidrográficas e afinidades geopolíticas. O Estado de São Paulo apresenta 7 bacias hidrográficas. Cada uma dessas bacias passou a se chamar Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos (UGRHI) (REDE DAS ÁGUAS, 2001).

As UGRHIs constituem unidades territoriais “com dimensões e características que permitam e justifiquem o gerenciamento descentralizado dos recursos hídricos” (art.20 da Lei Estadual 7663 de 30/12/1991) e, em geral, são formadas por partes de bacias hidrográficas ou por um conjunto delas, que de forma alguma podem ser consideradas como bacias hidrográficas. Por outro lado, deve-se observar que os estudos devem sempre ter a bacia hidrográfica como unidade de planejamento, focalizando, em seu contexto, a UGRHI, o que

pode requerer que se contemplem, nos mesmos, mais de uma Unidade de Gerenciamento, como: UGRHIs sucessivas dentro de uma mesma bacia, no caso de UGRHIs entre as quais tenham se estabelecido transferências de águas, ou, ainda, no caso de bacias compartilhadas com Estados vizinhos (DAEE, 2004).

De acordo com DAEE, a irrigação demanda 42% de toda a água superficial do Estado de São Paulo, a indústria 25%; já a demanda urbana é de 32% e outras atividades, 1%. A Figura 1 mostra a situação da disponibilidade de água superficial no Estado de São Paulo, classificando-a em crítica, pobre, ideal, rica, muito rica e abundância.

Figura 1 - Situação da disponibilidade da água superficial no Estado de São Paulo.

Fonte: Modificada do Departamento de Águas e Energia Elétrica (DAEE, 2007).

1.3 Recursos hídricos e cursos de água superficial em Ribeirão Preto

A cidade de Ribeirão Preto faz parte da bacia do Paraná e está localizada sobre uma das maiores reservas de água doce do planeta, o Aquífero Guarani, um grande reservatório subterrâneo que abrange quatro países: Paraguai, Argentina e Uruguai, além do Brasil. A cidade de Ribeirão Preto capta 100% da água que abastece a cidade do Aquífero Guarani. Isso

pode ser explicado pelo fato de sua profundidade ser de apenas 150 m na região de Ribeirão Preto e Araraquara, enquanto em outras localidades chega a se situar a 1500 m de profundidade (IBIRÉ, 2006).

Os córregos que cortam a cidade apresentam muitas irregularidades, com matas ciliares pouco preservadas e com pouca área mínima de recuo. Além disso, os cursos d'água sofrem com ligações clandestinas de esgoto e com o lixo que é carregado pelas chuvas ou deliberadamente depositado pela população (IBIRÉ, 2006). Um desses córregos é o Ribeirão Preto, que dá nome à cidade e atravessa o município.

O córrego Ribeirão Preto apresenta 42 km de extensão (BUSH, 2007). Esse córrego é tributário do Rio Pardo, principal curso de água da Bacia do Rio Pardo. Com uma drenagem da ordem de 10.694 km², a bacia do Rio Pardo (localizada na região Hidrográfica da Vertente Paulista do Rio Grande), abrange todo o trecho à montante do Rio Pardo, a partir da sua confluência com o Rio Mogi Guaçu, abrigando um contingente populacional de cerca de 1.042.000 habitantes (SIGRH, 2009).

A economia da bacia do Rio Pardo está centrada no setor agrícola, com a forte predominância da agro-indústria sucro alcooleira, seguida da citricultura e outras atividades agropecuárias, não menos importantes. Os setores de prestação de serviços e comércio ocupam, também, destaque na economia da bacia. Sob o panorama hídrico, a bacia se enquadra como “bacia em industrialização”, quanto à demanda de água, enquanto bem gerador de divisas econômicas. Apresenta uma disponibilidade hídrica superficial razoável, comparativamente às demais bacias do estado. A qualidade de modo geral, é tida como de média a boa (SIGRH, 2009).

De acordo com o Departamento de Água e Esgoto de Ribeirão Preto (DAERP, 2007), a cidade despeja aproximadamente 28,7 milhões de litros de esgoto por dia nas águas do córrego Ribeirão Preto. Existindo como agravante que esse curso d'água, durante a época das chuvas, causa enchentes que apresentam uma variedade de impactos na saúde (NOJI, 1997; AHERN et al., 2005). Os efeitos das enchentes costumam ser imediatos, causando danos físicos e materiais, assim como danos mais permanentes, considerando a repetição sazonal desse fenômeno.

Como consequência das enchentes o aumento da diarreia e doenças respiratórias são reportados, tanto em países de alta como de baixa renda (SIDDIQUE et al., 1991; AHERN et al., 2005). Transmissões de doenças são aumentadas onde há aglomeração de pessoas desalojadas pela enchente (HAINES et al., 2006). Também em alguns casos, enchentes podem levar à mobilização de químicos perigosos de depósitos ou remobilização de químicos

já presentes no ambiente, por exemplo, pesticidas. Um caso estudado de contaminação do solo por metais pesados após a enchente do rio Meuse durante o inverno de 1993-1994 concluiu que havia um risco potencial para os moradores às margens do rio, como consequência da contaminação por chumbo e cádmio dos solos alagados (ALBERING et al., 1999). Os prejuízos podem ser enormes quando terrenos industriais ou agrícolas adjacentes aos terrenos residenciais são afetados (HAINES et al., 2006).

Nesse contexto, considera-se que a avaliação da qualidade da água constitui uma ferramenta importante para a saúde pública, principalmente em países em desenvolvimento, onde ainda se encontram áreas densamente povoadas que apresentam baixos níveis de saneamento, o que propicia maior ocorrência de doenças veiculadas pela água (FREITAS et al., 2001). Portanto, considerando que o córrego Ribeirão Preto atravessa a área urbana do município de Ribeirão Preto e que despejos industriais, domésticos e hospitalares lançados no córrego e afluentes podem comprometer seriamente a qualidade de suas águas, justifica-se a avaliação da qualidade desse curso de água.

Cabe destacar que o córrego Ribeirão Preto é um dos cursos de água mais importantes do município e vem sendo afetado pela ação antropogênica, que pode levar a mobilização de agentes químicos ou microbiológicos que representam riscos para a saúde pública e ambiental.

Objetivos

2. OBJETIVOS

2.1 Objetivo geral

- Avaliar a qualidade da água do córrego Ribeirão Preto, visando à obtenção de indicadores de fontes de poluição.

2.2 Objetivos específicos

- Verificar parâmetros limnológicos ao longo do córrego Ribeirão Preto, como pH, temperatura, oxigênio dissolvido condutividade e transparência em quatro momentos diferentes, de dezembro de 2008 a setembro de 2009.
- Caracterizar e quantificar os parasitas e bactérias mais freqüentes no córrego Ribeirão Preto em quatro momentos diferentes, de dezembro de 2008 a setembro de 2009.
- Avaliar as concentrações de metais pesados em água superficial do córrego Ribeirão Preto em quatro momentos diferentes, de dezembro de 2008 a setembro de 2009.

Revisão da Literatura

3. REVISÃO DA LITERATURA

A manutenção da qualidade ambiental dos rios está diretamente relacionada ao conhecimento das variáveis que interferem em sua dinâmica, sejam elas resultantes das ações do homem sobre o ambiente ou de suas transformações naturais. O grande desafio é criar indicadores que caracterizem efetivamente o estado dos ecossistemas fluviais, que sejam sensíveis o suficiente para captar aspectos da condição ambiental e fornecer informações científicas úteis à gestão e conservação destes recursos, de forma cada vez mais realista (RODRIGUES, 2009).

3.1. Parâmetros limnológicos

A avaliação de parâmetros limnológicos é uma importante ferramenta no estudo dos problemas ambientais, contribuindo na compreensão dos principais mecanismos de funcionamento dos ecossistemas aquáticos, auxiliando na gestão da qualidade da água, em particular na região tropical. Tem um importante papel no monitoramento e recuperação dos corpos de água, com grande importância quando diz respeito ao controle da eutrofização, processo decorrente do excesso de nutrientes básicos (ESTEVES, 1998).

Algumas variáveis que orientam os parâmetros físico-químicos, de acordo com a CETESB (2006), com a Resolução do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) N°357/2005 e outros estudos, foram definidas da seguinte forma: pH - Influencia os ecossistemas aquáticos naturais devido a seus efeitos na fisiologia de diversas espécies. Para que se conserve a vida aquática, o pH ideal deve variar entre 6 e 9 (Esteves, 1998); Temperatura - Desempenha um importante papel no controle de espécies aquáticas, podendo ser considerada uma das características mais importantes do meio aquático. Seu valor pode variar entre 0°C e 30°C (SILVA, et al., 2008); Oxigênio Dissolvido - O oxigênio é um elemento essencial no metabolismo dos seres aquáticos aeróbicos. Em águas correntes, sob circunstâncias normais, o conteúdo de oxigênio é alto e varia ao longo do rio, devido a alterações em suas características ambientais e em consequência das condições climáticas (MAIER, 1987). Baixos valores podem estar associados a uma grande quantidade de matéria orgânica na água, que pode levar a uma eutrofização do córrego (CETESB, 2009). A concentração do oxigênio na água varia com a sua temperatura (relação concentração/temperatura está intimamente ligada), bem como a solubilidade desse gás

depende ainda da pressão atmosférica e da salinidade da água; Condutividade - É a medida da capacidade da água em conduzir corrente elétrica, cujos valores são expressos em micro Siemens ($\mu\text{S}.\text{cm}^{-1}$). É função da concentração de íons presente na água que possam conduzir esta corrente elétrica, mas seu valor, além de depender da temperatura, também difere para cada íon (ESTEVEZ, 1998). Em geral, níveis superiores a $100 \mu\text{S}/\text{cm}$ indicam ambientes impactados (CETESB, 2009); Transparência - A transparência da água pode variar de alguns centímetros a dezenas de metros. Esta região da coluna d'água chama-se zona eufótica, varia com a capacidade da água em atenuar a radiação subaquática e corresponde à profundidade onde a intensidade da radiação solar equivale a 1% daquela que atinge a superfície. Do ponto de vista óptico, a transparência da água pode ser considerada o oposto da turbidez e está diretamente relacionada com a produção primária. Mudanças em seus valores podem ser causados por fatores abióticos (partículas sólidas em suspensão) ou bióticos (algas e microrganismos) (ESTEVEZ, 1998); Sólidos em suspensão - Todas as impurezas, com exceção dos gases dissolvidos, são consideradas sólidos suspensos em corpos d'água. Altas concentrações de sólidos em suspensão reduzem a passagem de luz solar, afetam organismos bentônicos e desequilibram as cadeias tróficas (TAVARES, 2005).

No Brasil, o regime de chuvas apresenta uma sazonalidade marcante e evidencia uma estação seca e outra chuvosa que acontece em épocas diferentes de acordo com a localização geográfica (FIGUEROA; NOBRE, 1989). Além da variação mensal da chuva, seu ciclo diurno também varia espacialmente (ANGELIS et al., 2004) podendo afetar as concentrações das variáveis físico-químicas presentes nos rios.

3.2. Microbiologia das águas superficiais

Águas naturais contêm bactérias e parasitas devido à sua exposição ao ar e ao solo. Na sua maioria trata-se de microrganismos que não causam grandes prejuízos à saúde humana, cujo número e natureza variam consideravelmente de acordo com o lugar e as condições ambientais. Ao longo do seu percurso, as águas naturais, superficiais ou subterrâneas, podem ser contaminadas com microrganismos patogênicos como, por exemplo, os protozoários *Giardia* e *Cryptosporidium*, as bactérias *Salmonella*, *Shigella*, *Vibrio* e *Mycobacterium*, ou vírus (Hepatite A ou Polio). Alguns destes organismos podem sobreviver longos períodos de tempo em águas naturais, não necessitando do homem como hospedeiro, enquanto outros possuem uma capacidade de sobrevivência muito reduzida.

Os ecossistemas aquáticos superficiais são contaminados principalmente pelos poluentes químicos e biológicos carregados pelo deflúvio superficial, podendo ser depositados diretamente nas fontes de água para consumo, na forma solúvel ou particulada (Gonçalves, 2003).

Desde as civilizações mais remotas, se observa a existência da preocupação constante do homem em relação à qualidade da água e à transmissão de doenças. De acordo com Branco (1986), os seres patógenos são lançados nos despejos de origem doméstica, fundamentalmente formados por matéria fecal humana e animal, existentes nos ambientes aquáticos. Esses organismos são incapazes de reproduzir-se ou mesmo sobreviver por muito tempo, embora constituam um indício seguro de contaminação, apresentam uma curta duração fora do organismo humano e a dificuldade dos processos para identificação.

As infecções por helmintos e protozoários estão entre os mais frequentes agravos do mundo. As enteroparasitoses podem afetar o equilíbrio nutricional, pois interferem na absorção de nutrientes, induzem sangramento intestinal, reduzem a ingestão alimentar e ainda podem causar complicações significativas, como obstrução intestinal, prolapso retal e formação de abscessos. A ingestão de água contaminada sem tratamento prévio tem aumentado o número de internações hospitalares (ROQUE, 2007), decorrentes principalmente dos riscos relativos à ingestão de águas contaminadas por agentes biológicos (vírus, bactérias e parasitas), bem como por riscos derivados de poluentes químicos. As enteroparasitoses por possuírem sistemas infectivos com mecanismos de infecção oral e/ou ativo cutâneo, apresentam distribuição cosmopolita, com variação na prevalência (NEVES, 2005).

De acordo com a OMS (1992), os helmintos de grande importância médica estão divididos em três grupos: nematodos (áscaris), cestodos (tenias) e trematodos (distomas). Para a saúde pública os nematodos de grande importância são: *Ascaris lumbricoides*, *Ancylostomas* (*Ancylostoma duodenale* e *Necator americanus*), *Strongyloides stercoralis*, *Trichuris trichiura*, *Enterobius vermicularis* e outros; já os cestodos são: *Tenias* humanas (*Taenia saginata* e *Taenia solium*), *Diphyllobothrium*, *Echinococcus*, *Hymenolepis*; entre os trematodos estão os esquistossomas como *Schistosoma mansoni*, *S. haematobium*, *S. japonicum* e *S. intercalatum* e transmitidos por cercárias.

Dentre os parasitas que podem ser ingeridos através da água, destaca-se a *Entamoeba histolytica*, *Balantidium coli*, *Giardia lamblia* e *Cryptosporidium* spp. (APHA, 1998;

D'águila et al., 2000). Na Tabela 1 apresentam-se resumidamente as doenças e reservatórios para os protozoários mais comumente encontrados em águas residuárias.

Protozoários	Doenças	Reservatórios
<i>Balantidium coli</i>	Diarréia Desintéria Ulceração	Humano, animais (porcos e ratos)
<i>Entamoeba</i>	Ulceração Desintéria Amebiana	Humano
<i>Giardia lamblia</i>	Diarréia	Humano, animais.
<i>Cryptosporidium</i> spp.	Diarréia	Humano e Animais

Figura 2 - Protozoários patogênicos eliminados pelas fezes

Fonte: Roque (1997) e Apha (1998).

Segundo a Organização Mundial de Saúde, cerca de 3,5 bilhões de pessoas estão infectadas por helmintos e enteroprotzoários, das quais 450 milhões, a maior parte crianças, esteja doente. A cada ano acontecem cerca de 65.000 óbitos decorrentes das infecções por ancilostomídeos, 60.000 associados às infecções por *Ascaris lumbricoides* e 70.000 em razão das infecções por *Entamoeba histolytica* (WHO, 2000).

As conseqüências das infecções parasitárias variam de acordo com a espécie de patógenos presente no ambiente. Por exemplo, lançados ao solo, ovos de *Ancylostoma duodenalis* implicariam em sérios danos à saúde pública, tendo em vista que o verme do amarelão se transmite através do contato com a pele, normalmente dos pés, com o solo contaminado. No entanto, pouco efeito teria na saúde pública se fosse lançado num curso d'água, já que neste meio não há transmissão da doença. O contrário acontece com o *Schistosoma mansoni* que num corpo receptor contendo o caramujo que atua como hospedeiro intermediário de cada ovo poderia originar um grande número de cercárias, podendo resultar em grave risco à saúde pública.

Giardíase é uma doença reconhecidamente associada com águas de abastecimento para consumo humano. Recentemente, principalmente nos Estados Unidos da América (EUA), surtos de criptosporidiose também vêm sendo relacionados com essa via de transmissão (ROSE, 1988; JURANEK, 1995).

Em que pesem as incertezas quanto aos riscos reais de saúde impostos pela presença de reduzidas densidades de protozoários em águas tratadas, as evidências disponíveis têm

concentrado novas atenções – no caso, de *Cryptosporidium* – e reacendido outras – no caso, de *Giardia* – quanto à necessidade de se aprofundarem os conhecimentos sobre as fontes de contaminação, a distribuição de protozoários em mananciais de abastecimento e a eficiência de remoção desses organismos pelos processos de tratamento (JURANEK, 1995). Considerável atenção e recursos têm sido direcionados para esclarecer a epidemiologia dessas doenças e limitar a propagação desses organismos (ROSE, 1988; SMITH, 1995).

A *Giardia lamblia* e *Cryptosporidium spp.* ocorrem em animais domésticos como também em humanos. O ambiente pode ser contaminado por depósito direto de humano e fezes de animais ou por esgoto. Ingestão de água que contém estes organismos pode causar doenças (APHA, 1998). A presença de *Cryptosporidium spp.* também está associada a turbidez da água, onde são necessárias técnicas específicas para o diagnóstico (BASTOS et al., 2001).

Os parâmetros microbiológicos referem-se a organismos bacterianos, virais e outros elementos vegetais e animais, susceptíveis de estar presente na água. A investigação da presença do grupo coliforme termotolerantes, que pertence à flora intestinal, indica a possibilidade de existirem outros microorganismos como bactérias ou vírus patogênicos (BRANCO et al., 1991; BARROS et al., 1995).

As fezes de uma pessoa sadia contêm um grande número de bactérias comensais de várias espécies que variam em quantidade e tipo de acordo com hábitos e costumes da população. Estas grandes variações de espécies levaram os estudiosos a estabelecer indicadores de presença de contaminação como o *Escherichia coli*, *Pseudomonas aeruginosa*, *Enterococcus faecalis*. As bactérias penetram no corpo humano normalmente por ingestão de alimentos ou água contaminada, e muitas vezes através das próprias mãos. Todas as infecções levam as bactérias a serem eliminadas pelas fezes, com a probabilidade de atingir um novo ser humano, fechando novamente um novo ciclo (ROQUE, 1997).

A contaminação do sistema público de abastecimento de água por esgotos, geralmente é detectada pela presença de coliformes na água; trata-se de um grupo de bactérias, pertencente à família Enterobacteriaceae, o qual representa a maior e mais heterogênea coleção de bacilos Gram-negativos de importância clínica. O gênero *Escherichia* consiste em cinco espécies, sendo que a *Escherichia coli* é a mais comum e de grande importância clínica, por se tratar de uma bactéria termo-tolerante, utilizada como um indicador de contaminação da água por fezes de animais ectotérmicos (HELLER, 1997).

Na Bolívia, QUICK et al. (1999) observaram que doenças diarréicas continuam sendo as causas de morbidade e mortalidade infantil nos países em desenvolvimento, devido à

transmissão de coliformes fecais através da água. A intervenção para a melhoria deste quadro consistiria em três elementos: tratamento da água com adição de cloro, armazenamento apropriado, e educação ambiental. Estas são ações que não envolvem muito custo e podem reduzir em 20% ou mais a incidência de diarreia.

3.3. Metais pesados no ambiente aquático

Dentre os diferentes contaminantes químicos, o estudo dos metais pesados vem sendo considerado prioritário nos programas de promoção da saúde em escala mundial. Segundo Baird (2002), o termo metal pesado se refere a uma classe de elementos químicos, muitos dos quais nocivos para os seres humanos. Os metais pesados possuem densidades altas em relação a outros materiais comuns.

A água é fonte natural de alguns metais definidos como oligoelementos essenciais para a vida; tais micronutrientes, em ínfimas quantidades, desempenham um papel determinante como constituintes de enzimas ou como elementos que intervêm na síntese das mesmas. Concentrações deficitárias ou excessivas desses metais podem desencadear danos à saúde. Além dos metais essenciais, a água pode conter metais tóxicos que podem causar doenças ao ser humano (NIKAIDO et al., 2004).

Os metais podem ficar retidos no solo, seja dissolvidos em solução ou fixados por processos de adsorção, complexação e precipitação. Também podem ser absorvidos pelas plantas, e assim incorporados às cadeias tróficas, passar para a atmosfera por volatilização ou mover-se para águas superficiais ou subterrâneas.

A disponibilidade química dos metais depende de sua espécie e das características do meio, como pH, potencial de oxi-redução da água, presença de cátions competidores (Ca^{+2} , Fe^{+2} , Mg^{+2} , por exemplo) e concentração de ligantes orgânicos e inorgânicos aos quais o metal pode se complexar ou se adsorver. Quanto maior a disponibilidade, maior o potencial tóxico ou a bioacumulação da substância (CHASIN; PEDROZO, 2003).

Os metais entram no ambiente aquático por diferentes fontes. Embora muitos ocorram naturalmente nos ciclos biogeoquímicos (GARRET, 2000), eles podem alcançar o ambiente aquático por fontes antropogênicas, tais como efluentes domésticos e industriais, enxurradas, lixiviados de aterros, fontes atmosféricas e atividades de embarcações (FÖRSTNER; WITTMANN, 1979).

Algumas atividades industriais fontes de metais pesados são: indústria de baterias automotivas, chapas de metal semi-acabado, canos de metal, aditivos em gasolina, munição, indústria de reciclagem de sucata de baterias automotivas para reutilização de chumbo, fundição e refinação de metais como zinco, chumbo e cobre, mineração e o uso de seus derivados na indústria e na agricultura, células de eletrólise do sal para produção de cloro, curtimento de couros, galvanoplastia, metalurgia, indústrias recicladoras de chumbo (GREENPEACE, 2007).

A principal fonte natural de metais na água é a intemperização (decomposição) de minerais; contudo as concentrações de metais e seus verdadeiros impactos podem ser grandemente modificados pela interação com os constituintes naturais da água. Conseqüentemente, o conhecimento das concentrações de metais pesados é desejável para se estimar os níveis de poluição na água das regiões correspondentes (HANSEN et al., 1995).

Os efeitos tóxicos dos metais podem expressar-se de forma aguda ou crônica. Dentre os mecanismos de toxicidade dos metais estão incluídas as interações com sistemas enzimáticos, interações com membranas celulares, efeitos específicos sobre certos órgãos e sobre o metabolismo celular em geral (GOYER, 1986).

3.3.1. Metais pesados em água superficial

Os contaminantes presentes nas águas superficiais podem se encontrar em solução ou em suspensão. O material em suspensão pode ser encontrado na forma de partículas ou de gotículas (como o óleo) e os contaminantes podem estar dissolvidos ou adsorvidos a essas gotículas ou partículas sólidas. Tais formas podem ser transportadas pela água por longas distâncias. As distâncias percorridas pelos contaminantes dependem de sua estabilidade e estado físico e do fluxo do corpo d'água. Compostos mais estáveis e em solução tendem a percorrer distâncias maiores, dependendo do fluxo do rio ou da corrente marítima. Tanto as partículas como as gotículas podem se depositar no sedimento, dependendo de sua densidade. Por exemplo, na contaminação de um aquífero com petróleo, o óleo mais leve atinge ou permanece na superfície e a fração mais pesada é sedimentada (CHASIN; PEDROZO, 2003).

O destino das substâncias no meio aquoso depende também de suas propriedades físico-químicas, especialmente lipossolubilidade, pressão de vapor e estabilidade química.

Compostos menos estáveis são facilmente hidrolisáveis, representando menor risco para o ecossistema aquático, a não ser que o produto da hidrólise apresente toxicidade maior que a do precursor. A polaridade é importante na distribuição e na persistência dos contaminantes neste meio. Substâncias hidrofílicas tendem a se dissolver no meio e a se distribuir ao longo da superfície da água. As lipofílicas associam-se ao material particulado, especialmente ao sedimento (CHASIN; PEDROZO, 2003).

Na coluna d'água os teores de metais pesados dissolvidos tendem a variar por várias ordens de magnitude ao longo do tempo e dos diferentes pontos de amostragem, o que se deve ao grande número de variáveis envolvidas na sua dinâmica, tais como variações diárias e sazonais de fluxo d'água, descargas locais de esgotos urbanos e industriais, variações de pH e condições redox, níveis de detergentes, salinidade e temperatura. Apesar de tais variações, a determinação das concentrações dos metais dissolvidos na água constitui uma ferramenta útil na avaliação do grau de contaminação de um determinado ecossistema e tem sido utilizada por diferentes pesquisadores em todo o mundo (TOMAZELLI, 2003).

Dentre os metais pesados podem ser citados cádmio (Cd), chumbo (Pb), cobre (Cu), cromo (Cr), manganês (Mn), mercúrio (Hg) zinco (Zn) como os mais estudados, devido a seus efeitos à saúde humana (SEGURA-MUÑOZ, 2002). Uma descrição mais detalhada desses metais é apresentada a seguir:

Cádmio

É um dos principais contaminantes ambientais. A população geral é exposta principalmente pela água e alimentos ingeridos. (WHO, 2000; ATSDR, 2008). Em baixas concentrações pode atuar como nutrientes para plantas, mas é tóxico para organismos aquáticos, mesmo em pequenas concentrações (EPA, 2001).

Apresenta toxicidade aguda; a dose letal é de aproximadamente um grama. Os seres humanos estão protegidos contra a exposição crônica a concentrações baixas de cádmio pela proteína rica em enxofre metalotioneína, cuja função é regular o metabolismo do zinco (BAIRD, 2002).

A intoxicação por cádmio pode causar lesão testicular como: perda do peso testicular, destruição da barreira hemato testicular, edema, hemorragia, redução da esteroidogênese, necrose, perda de células germinativas, o que justificaria a infertilidade masculina em pacientes expostos ao cádmio. Dessa maneira pode ser considerado um disruptor endócrino e indutor de estresse oxidativo que pode levar a disrupção de eventos celulares mediados por

zinco e cálcio (SIU, et al., 2009). A exposição ocupacional e ambiental de cádmio tem sido associada a doenças cardiovasculares e renais, porém só recentemente têm surgido evidências que essa exposição também pode desencadear casos de câncer, como de pulmões e próstata (NORDBERG, 2006).

O cádmio pode adentrar sistemas aquáticos devido a inúmeros fatores, tais como: intemperismo, erosão do solo e da camada de rocha viva, descargas atmosféricas diretas devido a operações industriais, vazamentos de aterros e locais contaminados e pelo uso de lodos de esgoto e fertilizantes na agricultura. O cádmio proveniente de efluentes industriais que contaminam água doce podem ser rapidamente adsorvido ao material particulado. Desta forma, passa a constituir um significativo depósito para o cádmio emitido ao meio aquático (WHO, 1992).

O cádmio apresenta significativa mobilidade na água. Em águas superficiais e subterrâneas, pode ocorrer como íon hidratado ou complexado com outras substâncias orgânicas ou inorgânicas. Enquanto as formas solúveis podem se mobilizar na água, as formas não solúveis ou adsorvidas ao sedimento são relativamente imóveis (ATSDR, 1997).

Chumbo

É depositado na água proveniente da atmosfera ou da lixiviação do solo, de fonte naturais ou antropogênicas. Nesse meio, o metal se divide rapidamente entre o sedimento e a fase aquática, dependendo do pH da água e dos sais nela dissolvidos, além da presença de agentes complexantes orgânicos (ATSDR, 1999; WHO, 1995).

Representativa fração do chumbo carregado pelas águas dos rios tem sido encontrada na forma insolúvel, que consiste em partículas coloidais ou partículas grandes insolúveis de carbonato de chumbo, óxido de chumbo, hidróxido de chumbo ou outros compostos de chumbo incorporados em componentes de matérias particuladas lixiviadas do solo (ATSDR, 1999).

Possui efeitos sobre o sistema neurológico e reprodutivo, entre os últimos, encontram-se disfunções do esperma em homens e incapacidade de levar a gravidez até o final em mulheres. Os grupos humanos de maior risco são os fetos e as crianças menores de sete anos; esses grupos são mais sensíveis ao chumbo do que os adultos, devido, em parte, ao fato de absorverem um maior percentual de chumbo na dieta e ao desenvolvimento rápido do seu cérebro nessa fase da vida. O metal atravessa facilmente a placenta e passa da mãe para a

criança em formação; devido à imaturidade da barreira sangue-cérebro do feto, pouco pode ser feito para impedir a entrada do chumbo em seu cérebro (BAIRD, 2002).

O chumbo pode alterar processos moleculares e celulares no organismo e assim afetar muitos órgãos e processos fisiológicos. Interfere em alguns processos de sinalização celular, a geração de potencial de ação em alguns neurônios e altera a função de várias enzimas. O chumbo é capaz de alterar a bomba sódio/potássio, o metabolismo da vitamina D, a síntese do grupo heme, as enzimas envolvidas na oxidação fosforilativa e na captação e metabolismo do cálcio. Também interfere na transmissão dopaminérgica e na junção pré e pós-sináptica e pode deprimir a função das glândulas adrenais e da tireóide (RANA, 2008).

Cobre

Elemento essencial para todas as formas de vida em baixas concentrações; porém, altas concentrações deste mineral têm sido associados a sintomas gastrointestinais, como diarreia, dor abdominal, náusea e vômito (PIZARRO et al., 1999). É necessário para a ativação de mais de 30 proteínas, incluindo a superóxido dismutase, ceruloplasmina, lisiloxidase, citocromo-c-oxidase, tirosinase e dopamina-Beta-hidroxilase. A exposição primária para o cobre é pela ingestão oral e sua essencialidade está na capacidade de participar da cadeia transportadora de elétrons. No entanto, essa mesma propriedade que o faz essencial pode gerar radicais livres que o torna deletério às células (RANA, 2008).

A revisão da literatura mostra que a biodisponibilidade é geralmente pequena para as concentrações totais de metais em água. Vários processos influenciam a biodisponibilidade do cobre no sistema aquático, incluindo a complexação a ligantes orgânicos e inorgânicos, adsorção a óxidos metálicos, argila e material particulado em suspensão, bioacumulação e troca entre sedimento e água. (WHO, 1998).

A maior parte do cobre liberado para os cursos d'água encontra-se como material particulado, o qual é precipitado ou adsorvido à matéria orgânica, ao ferro hidratado, aos óxidos de manganês e depositado em sedimentos ou colunas e corpos d'água (PEDROZO, 2003).

Cromo

O cromo hexavalente é a forma mais tóxica e a mais prontamente absorvida pelas células vivas. Os mamíferos podem tolerar, acima de 200 vezes, o total de capacidade em peso do seu corpo sem apresentar efeitos tóxicos. Sua concentração diminui com o tempo de

permanência, sendo que a urina é sua principal via excretora. Os efeitos agudos de exposição crônica via inalação de Cr (VI), podem resultar em úlceras na pele, orifícios no septo nasal, dermatites e aumento da sensibilidade da pele (COPI, 2001). O Cr (III) é considerado um micronutriente essencial para os humanos, envolvido no metabolismo da glicose, embora pareça não haver manifestações clínicas quando sua concentração é deficiente (LEVINA; LEY, 2008).

A exposição ocupacional ao Cr (VI) parece elevar o risco de câncer nasal e ser uma causa de câncer de pulmão. Existem evidências de que águas contaminadas com Cr (VI) possam causar carcinogenicidade na cavidade oral e no intestino delgado (SALNIKOW; ZHITKOVICH, 2008).

A maior parte do cromo liberado na água deposita-se nos sedimentos. Uma pequena porcentagem pode estar presente na água, na forma solúvel e insolúvel. As formas solúveis encontram-se como cromo (IV) e complexos de cromo (III). Em fase aquosa, o cromo (III) ocorre como partícula sólida adsorvida a materiais argilosos, orgânicos ou a óxido de ferro (ATSDR, 2000).

Algumas partículas podem permanecer como matéria suspensa e posteriormente ser depositadas nos sedimentos. A maioria dos compostos solúveis de cromo, em água de superfície, pode estar presente, como cromo hexavalente, e uma pequena parte como cromo (III), em complexos orgânicos, sendo o cromo hexavalente mais estável na água do mar. O cromo (VI) pode, entretanto, ser reduzido a cromo (III) por matérias orgânicas presentes na água e pode, eventualmente, depositar-se nos sedimentos (HSDB, 2000).

Manganês

Apresenta alta significância fisiológica na atividade dos organismos, ocorrendo em várias enzimas, fazendo parte do seu processo de óxido-redução. É permeável à barreira placentária em roedores e seres humanos concentrando-se no fígado e cérebro dos fetos (NASCIMENTO, 2002). Está envolvido nas funções de vários sistemas sendo necessário para o sistema imunológico, regulação de glicose sangüínea e energia celular, reprodução, digestão, crescimento ósseo, e ainda em mecanismos de defesa contra radicais livres (ASCHNER; ASCHNER, 2005).

O excesso de manganês pode afetar o sistema cardiovascular aumentando a pressão da aorta e a resistência vascular coronariana em algumas espécies. Aparentemente esse mecanismo ocorre pelo bloqueio dos canais de cálcio. Influencia na fertilidade, uma vez que trabalhadores expostos a altas concentrações de manganês têm menos filhos que trabalhadores

não expostos. Em fetos reduz o peso corpóreo, já em animais aumenta o número de ninhadas com má formação esquelética (CROSSGROVE; ZHENG, 2004).

O Mn é freqüentemente transportado nos rios adsorvido aos sedimentos suspensos. A tendência dos compostos solúveis de serem adsorvidos nos solos e sedimentos pode ser altamente variável, dependendo, principalmente da capacidade de troca iônica do cátion e da composição orgânica do solo (WHO, 1999).

Mercurio

O mercúrio é o mais volátil de todos os metais, e seu vapor é altamente tóxico. Se o mercúrio for usado em ambientes fechados, é preciso uma ventilação adequada, já que a pressão de vapor de equilíbrio do mercúrio é centenas de vezes maior que a exposição máxima recomendada. O próprio mercúrio líquido não é altamente tóxico, sendo a maior parte da quantidade ingerida excretada. O mercúrio difunde-se dos pulmões para a corrente sanguínea, e depois atravessa a barreira hemato-encefálica para penetrar no cérebro; o resultado é um grande dano ao sistema nervoso central, que se manifesta por dificuldades na coordenação, na visão e no sentido do tato (BAIRD, 2002).

A forma orgânica do Hg (metilmercúrio) é extremamente tóxica, este composto pode entrar rapidamente na corrente sanguínea, causando danos irreparáveis ao sistema nervoso central. Os principais sintomas associados à toxicidade por mercúrio no homem incluem tremor, vertigem, entorpecimento, dor de cabeça, câimbra, fraqueza, depressão, distúrbios visuais, dispnéia, tosse, inflamações gastrointestinais, queda de cabelo, náuseas e vômitos (MICARONI et al., 2000).

Os fatores morfológicos e químicos têm importante papel na determinação da taxa de adsorção e sedimentação do Hg no sistema aquático. A distribuição do mercúrio é facilmente correlacionada ao conteúdo de carbono orgânico, argila, ferro, fósforo e enxofre dos sedimentos. Os agentes orgânicos complexantes solúveis em água, tais como humatos e fúvatos, podem quelar as espécies solúveis e insolúveis na água; os últimos precipitam-se diretamente da solução para o sedimento. Grande quantidade de mercúrio é adsorvida no húmus, em pH muito baixo. Em valores de pH alto, maior proporção de mercúrio é adsorvido pela fração mineral. Os complexos solúveis de mercúrio são adsorvidos pelo material particulado orgânico e inorgânico e removidos pela sedimentação, em recursos hídricos aeróbicos, enquanto, nos sedimentos anaeróbicos, os compostos de mercúrio precipitados geralmente são convertidos em sulfeto mercúrico (HgS), o que, pela sua elevada

insolubilidade, reduz a possibilidade de serem reciclados para a coluna d'água (D'ITRI, 1990 *apud* QUEIROZ, 1995).

Zinco

O zinco lentamente forma precipitados solúveis com os íons CO_3 , NO_3 , PO_4 e Si. É um elemento fortemente absorvido nas reações que acontecem no solo. Os compostos de zinco não são considerados carcinogênicos (BARCELOUX, 1999). É importante em diversas funções enzimáticas como, por exemplo, nas sínteses protéicas, no metabolismo de carboidratos, na divisão e crescimento das células, etc. A ingestão de altas doses, entretanto produz sintomas tóxicos, como febre, diarreia, vômito e irritações gastrintestinais (NASCIMENTO, 2002). A exposição ocupacional à fumaça contendo óxido de zinco provoca fadiga, calafrios, febre, mialgia, tosse, leucocitose, sede, sabor metálico na boca, e salivação.

O cádmio e o zinco possuem muitas propriedades químicas em comum e interagem entre si nos processos cinéticos do organismo como absorção, distribuição, metabolismo e excreção. O cádmio é conhecido como antimetabólito do zinco. Ambos são absorvidos no intestino delgado pelo mesmo mecanismo, ou seja, por ação das metalotioneínas e assim, baixas concentrações de zinco favorecem a absorção de cádmio e vice-versa. Há uma correlação positiva entre o zinco e o cádmio encontrados no fígado e nos rins (BRZÓSKA; MONIUSZKO-JAKONIUK, 2001).

O zinco na água é distribuído para o sedimento por adsorção sobre o ferro e óxidos de manganês, argila mineral e materiais orgânicos (ATSDR, 1994).

Além da atual relevância das avaliações de metais pesados, de acordo com Yabe e Oliveira (1998), alguns estudos vêm demonstrando a importância da análise histórica das concentrações de metais pesados em águas superficiais. Possibilitando o modelamento de emissões e deposição nas décadas passadas, indo ao encontro de estratégias de controle.

Material e Métodos

4. MATERIAL E MÉTODOS

4.1. Local de estudo

A cidade de Ribeirão Preto está localizada na região Nordeste do Estado de São Paulo, no Norte-Noroeste da bacia do Paraná, na província geomorfológica denominada “Cuestas Basálticas” (LAGUNA, 2000). Atualmente, possui uma população de cerca de 547.417 habitantes e uma área de 650 km² (IBGE, 2007).

Figura3 - Localização do Município de Ribeirão Preto no Estado de São Paulo.

Fonte: Wikipédia, (2009).

O presente trabalho foi desenvolvido no córrego Ribeirão Preto, tributário do Rio Pardo, localizado nos municípios de Ribeirão Preto-SP e de Cravinhos-SP, Brasil. O córrego Ribeirão Preto possui 42 km de extensão, localizando-se 34 km no município de Ribeirão Preto e apenas 8 km no município de Cravinhos, onde se encontra sua nascente a 791 metros acima do nível do mar, enquanto sua foz, localizada no Rio Pardo, está a 523 metros acima do nível do mar. Sua largura oscila entre dois e 12 metros (BUSCH, 2007).

Figura 4 - Representação gráfica do córrego Ribeirão Preto, delimitando esquematicamente o trajeto do curso de água desde a nascente até o deságüe no Rio Pardo.

Fonte: Busch, (2007).

4.2. Coleta das amostras

Foram realizadas 4 coletas: dias 15/12/2008, 04/03/2009, 06/08/2009 e 15/09/2009. As amostras de água foram coletadas na nascente e ao longo do curso de água a distâncias aproximadas de 4.200 metros, até a sua confluência no Rio Pardo (Figura 5), totalizando 10 pontos de coleta.

Em cada ponto de coleta foram coletadas 3 amostras de água superficial. Para a coleta de água superficial foram utilizados recipientes de polietileno nas coletas de amostras para as análises parasitológicas e de metais pesados, e frascos de vidro para as coletas de amostras para as análises bacteriológicas (descrito com mais detalhe nas respectivas seções).

Figura 5 - Foto da foz do córrego Ribeirão Preto, ponto de confluência com as águas do Rio Pardo

Fonte: Cardoso, (2009).

4.3. Parâmetros limnológicos

Todas as medições dos parâmetros limnológicos foram realizadas no momento da coleta.

4.3.1. pH e Temperatura

As leituras de pH e temperatura foram realizadas por um pHmetro com eletrodo combinado da marca LT Lutron Modelo PH-206.

4.3.2. Oxigênio Dissolvido (OD)

Para as leituras do teor de oxigênio dissolvido foi utilizado um aparelho medidor de oxigênio da marca LT Lutron Modelo DO – 5510.

4.3.3. Condutividade

Para as leituras da condutividade foi utilizado um condutivímetro portátil da marca LT Lutron Modelo CD – 4303

4.3.4. Transparência

A transparência foi mensurada utilizando um Disco de Secchi, com 30 cm de diâmetro em aço inox, e de fundo preto e branco.

Figura 6 - Imagem do momento da leitura de parâmetro limnológico durante a coleta de amostras

Fonte: Tonani, (2009).

4.4. Análise parasitológica

Todas as amostras foram coletadas em frascos, previamente descontaminados; em seguida foram transferidos para cálices cônicos para a sedimentação, onde ficaram em repouso por 6 horas. Tempo suficiente verificar a presença de qualquer forma evolutiva de parasitas, após o repouso (SARAIVA et al. 2005). Com o auxílio de uma pipeta Pasteur, foi coletada uma porção do sedimento na camada inferior, depositando sobre uma lâmina e lamínula (40x80 mm) com uma gota de Lugol para análise microscópica; o sedimento foi analisado com auxílio de um microscópio óptico, com o aumento de 100 e 400 vezes (Nikon Eclipse E200) no Laboratório de Ecotoxicologia e Parasitologia Ambiental (LEPA).

A análise quantitativa foi realizada através da utilização da câmara de Sedgwick – Rafter (Figura 7). É colocado 1mL da amostra com pipeta de Pauster, evitando a formação de bolhas de ar. Antes do início da contagem, a amostra ficou em repouso durante 5 minutos para decantação. A contagem é feita por campos, cada um corresponde à área do reticulado de Whipple. Após a contagem foi realizado o seguinte cálculo para obter o resultado em microrganismos por mililitro de amostra:

$$\text{Nº microrganismos/mL} = \frac{C \times 1000 \text{ mm}^3 / \text{mL}}{A \times D \times F}$$

Onde: C=número de microrganismos contados; A=área de um campo (mm^2); D=profundidade de um campo – 1mm; F= número de campos contados (APHA, 1998).

Figura 7 - Câmara de Sedgwick – Rafter, utilizada na contagem de parasitas

Fonte: Sommer, (2009).

4.5. Análise bacteriológica

Para a análise bacteriológica será determinado o número mais provável (NMP) de indicadores de contaminação em uma dada amostra efetuada a partir de aplicação da técnica de tubos múltiplos, a qual consiste na inoculação de volumes decrescentes da amostra, em meio de cultura adequado ao crescimento dos microrganismos pesquisados, sendo cada volume inoculado em uma série de tubos. Para análises de amostras de águas, tem sido utilizado preferencialmente o fator 10 de diluição, sendo inoculados múltiplos e submúltiplos de 1 ml da amostra, usando-se séries de 3 ou 5 tubos para cada volume a ser inoculado (CETESB, 2009).

No momento da análise, a amostra permanecerá tampada e será agitada aproximadamente 25 vezes. Com uma pipeta esterilizada será transferida 10 ml da amostra para um frasco contendo 90 ± 2 ml de água destilada estéril (Figura 8). Desta forma será preparada a primeira diluição decimal (10^{-1}), sendo que 1 ml da mesma corresponde a 0,1 ml da amostra; procedendo nesta sequência até obter as diluições desejadas (10^{-1} , 10^{-2} , 10^{-3}).

Figura 8 - Esquema ilustrativo do preparo das diluições decimais da amostra de água

Fonte: Castania, (2009).

Com uma pipeta de 5 ml será inoculado 1 ml da amostra em cada um dos tubos correspondentes a essa quantidade de inóculo. Após a inoculação de todos os volumes da amostra e/ou das diluições requeridas para o exame, a estante contendo os tubos inoculados será armazenada em estufa de cultura a $35 \pm 0,5^\circ\text{C}$, durante 24 ± 2 horas.

Leitura para coliformes totais: após 24 horas de incubação, será efetuada a leitura, considerando como resultado positivo para coliformes totais o aparecimento de uma coloração

amarela nos tubos ou frascos. Caso seja observada uma coloração amarela menos intensa, a amostra será incubada por mais 4 horas e em seguida uma nova leitura será realizada. Se a amostra for positiva para coliformes totais, a coloração amarela irá se intensificar; caso contrário, o resultado será negativo.

Leitura para *Escherichia coli*: após a leitura para coliformes totais, será efetuada a exposição de cada tubo ou frasco positivo à luz ultravioleta (366nm, 6W) a uma distância de 6 a 8 cm em ambiente escuro. Se *E. coli* estiver presente, uma fluorescência azul será observada. Se ocorrer dúvida, a amostra será incubada a $35\pm 0,5^\circ$ por um período adicional de 4 horas. A intensificação da fluorescência indicará um resultado positivo.

Portanto, as amostras serão analisadas com a utilização de um Kit denominado Colilert®, utilizado para a detecção e confirmação simultâneas de Coliformes totais e *Escherichia coli* em água. O princípio deste método é baseado na Tecnologia do Substrato Definido, no qual, o produto possui nutrientes indicadores que desenvolvem coloração e/ou fluorescência quando o meio de cultura é metabolizado pelas bactérias.

A contagem de coliformes será realizada pelo método de tubos múltiplos para NMP que consiste em uma estimativa de coliformes em uma amostra, calculada a partir da combinação de resultados positivos e negativos, obtidos mediante a aplicação da técnica denominada Tubos Múltiplos.

O cálculo e expressão dos resultados serão expressos como Número Mais Provável de microrganismos em cada 100 mL – NMP/100mL, para coliformes totais e *Escherichia coli*, baseados, respectivamente, no número de tubos com coloração amarela e nos quais será verificada o desenvolvimento de fluorescência azul.

É importante destacar que as bactérias não pertencentes ao grupo coliformes, tais com espécies do gênero *Aeromonas* e *Pseudomonas*, não produzem uma resposta positiva neste teste, a menos que estejam presentes em densidades superiores a 10^4 unidades formadoras de colônias m/L (APHA, 1998).

4.6. Análise de metais

4.6.1. Preparação das amostras

Os materiais utilizados para coleta das amostras para as dosagens de metais pesados foram recipientes de polietileno de 250 mL previamente submergidos em solução de ácido

nítrico a 30% por 24 horas, para eliminação de metais interferentes (APHA, 1998; VOEGBORLO et al., 1999) e posteriormente enxaguados com água Milli-Q no Setor de Metais do Laboratório de Pediatria (LP) do Hospital das Clínicas da Faculdade de Medicina de Ribeirão Preto (HCFMRP)/USP.

4.6.2. Tratamento da amostra e dosagens

Ácido nítrico de alta pureza (65% Suprapur-Merk, Germany) foi adicionado às amostras para fixação dos metais suspensos, e a um pH < 2,00 as amostras foram mantidas a -18°C até o momento da dosagem, quando foram centrifugadas e levadas para a dosagem (APHA, 1998).

Os metais pesados analisados foram o cromo (Cr), chumbo (Pb), manganês (Mn), cobre (Cu), cádmio (Cd), mercúrio (Hg) e zinco (Zn). As dosagens de cromo, chumbo, cádmio, manganês e cobre foram realizadas por Espectrofotometria de Absorção Atômica com Forno de Grafite (EAA-FG) num espectrofotômetro VARIAN-ZEEMAN modelo 640-Z. Já as dosagens de mercúrio foram realizadas por Espectrofotometria de Absorção Atômica com Geração de Hidreto (EAA-VGA) num Espectrofotômetro VARIAN, modelo AA-200 e as dosagens de zinco foram realizadas por Espectrofotometria de Absorção Atômica de Chama (EAA-Chama) num Espectrofotômetro VARIAN, modelo AA-200, do Laboratório de Pediatria-Setor de Metais do Hospital das Clínicas da Faculdade de Medicina de Ribeirão Preto (FMRP/USP). Os limites de detecção dos métodos utilizados para análise dos metais pesados nas águas do córrego são de 0,1 ug/L para Cr, Pb, Mn e Zn; 0,01 ug/L para Cd e Hg e 0,5 ug/L para Cu.

4.6.3. Curva de Calibração

A partir de uma solução-estoque de cada metal, cuja concentração é de 1000 mg.L⁻¹, foi preparada uma solução-padrão para cada metal em concentrações específicas.

4.6.4. Validação dos Métodos

Para as amostras de águas superficiais foram utilizados padrões certificantes de água potável (PW) e não potável (NW) (PW 517; PW 545; PW 577; NW 556; NW 567; NW 572), procedentes do Instituto Quality Control Technologies Pty Ltd., Queensland, Austrália.

4.7 Análise dos dados

Com relação às normas utilizadas para os parâmetros limnológicos, as análises microbiológicas e das concentrações de metais na água superficial do córrego foram considerados os valores máximos permitidos na Resolução do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) N°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, e dá outras providências. Para a análise estatística foi utilizado o Programa Estatístico Graph Pad Prism (Version 3,02 for Windows, Graph Pad Software, San Diego, CA, USA). Correlações entre os parâmetros analisados foram realizadas aplicando o Teste r-Spearman, a probabilidade de 0,05 ou menos foi considerada como significativa. Já para as comparações entre os grupos de dados foi utilizado o teste não paramétrico Kruskal-Wallis, com subsequente aplicação do teste de comparações múltiplas de Dunn, com a probabilidade de 0,05 ou menos considerada como significativa.

Resultados e Discussão

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Nesta seção são apresentados os resultados obtidos da leitura de parâmetros limnológicos, como pH, temperatura, oxigênio dissolvido, condutividade e transparência. Também contempla os resultados obtidos da análise parasitológica e bacteriológica, assim como da quantificação de Cd, Cr, Cu, Hg, Mn, Pb e Zn, em água superficial do córrego Ribeirão Preto.

Os resultados apresentados foram organizados de acordo com o momento de coleta, sendo categorizados da seguinte forma: Coleta I (15/12/2008); Coleta II (04/03/2009); Coleta III (06/08/2009) e Coleta IV (15/09/2009).

Inicialmente, o objetivo do presente estudo era comparar a qualidade dessas águas na estação chuvosa (I e II) e na estação seca (III e IV); porém no período do estudo apresentou um perfil pluviométrico atípico, com chuvas que se estabeleceram ao longo do ano. Registros pluviométricos obtidos do Centro Integrado de Informações Agrometeorológicas (CIIAGRO), mostraram uma precipitação média mensal de 162.6 mm de novembro de 2008 a março de 2009, e uma média para os meses de maio a setembro de 2009, de 87.64 mm, com oscilações entre 22.8 mm para o mês de maio e 181.2 mm para o mês de setembro, o que descaracterizou a época seca que tradicionalmente demarca a sazonalidade na região.

Esta constatação é relevante considerando que a chuva é um agente regulador dos cursos de água, e deve ser considerada em estudos que envolvem a qualidade da água de rios e tributários (SILVA et al., 2008). Cabe assinalar que os resultados de cada coleta representam uma “fotografia” da qualidade da água, no momento da coleta das amostras, e, portanto, despejos clandestinos e descontinuados podem não ter sido detectados pelo monitoramento das águas nessas datas.

Os valores encontrados nas leituras dos parâmetros limnológicos, análises bacteriológicas, assim como as concentrações dos metais pesados, foram avaliados seguindo os valores estipulados na Resolução CONAMA N°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, e dá outras providências.

De acordo com a Resolução CONAMA N°357/2005 as águas doces são classificadas em classe especial, classe 1, classe 2, classe 3 e classe 4.

A classe especial caracteriza águas destinadas ao abastecimento para consumo humano, com desinfecção; à preservação do equilíbrio natural das comunidades aquáticas; e à preservação dos ambientes aquáticos em unidades de conservação de proteção integral.

A classe 1, são águas que podem ser destinadas ao abastecimento para consumo humano, após tratamento simplificado; à proteção das comunidades aquáticas; à recreação de contato primário, tais como natação, esqui aquático e mergulho, conforme Resolução CONAMA N° 274, de 2000; 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.

Na classe 2, enquadra-se corpos de água destinados ao abastecimento para consumo humano, após tratamento convencional; à proteção das comunidades aquáticas; à recreação de contato primário, tais como natação, esqui aquático e mergulho, conforme Resolução CONAMA N° 274, de 2000; 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.

A classe 3, inclui águas que podem ser destinadas ao abastecimento para consumo humano, após tratamento convencional ou avançado à irrigação de culturas arbóreas, cerealíferas e forrageiras; à pesca amadora; à recreação de contato secundário; à dessedentação de animais.

Na classe 4, estão categorizadas águas que podem ser destinadas à navegação; e à harmonia paisagística.

Segundo o DAEE o córrego Ribeirão Preto é um corpo de água doce pertencente à classe 4, restrito especificamente para a navegação e harmonia paisagística, no entanto, existem constatações de usos indevidos para essa água pela comunidade local. Informações divulgadas na imprensa de circulação na cidade relatam pessoas que utilizam as águas do córrego para lazer, higiene pessoal, dessedentação de animais, pesca ou outras atividades (QUARTIER, 2009).

As figuras 9 e 10 mostram pessoas da comunidade fazendo uso diverso dessas águas, as imagens foram captadas durante as coletas de amostras.

Figura 9 - Imagem, captada durante coleta das amostras, de uma pessoa em contato direto com a água do córrego Ribeirão Preto

Fonte: Cardoso, (2009).

Fazendo uma breve descrição dos pontos de coleta, podemos dizer que o ponto de coleta 1 (nascente) encontra-se em área muito urbanizada, no centro do município de Cravinhos; os pontos 2, 3 e 4 em área rural, embora muito próximos às cidades; o ponto 5 em área urbana com a presença de área verde, no distrito de Bonfim Paulista, município de Ribeirão Preto; os pontos 6, 7, 8, em áreas muito urbanizadas de Ribeirão Preto; o ponto 9 está localizado cerca de 200 m após o lançamento da água coletada e tratada pela ETE (Ambient Serviços Ambientais de Ribeirão Preto S/A Ltda), em área urbana com a presença de área verde; e o ponto 10 em área rural, próxima ao Ceasa, na confluência com o Rio Pardo.

Figura 10 - Imagem de uma pessoa pescando no córrego Ribeirão Preto, no ponto onde ocorre a confluência com o rio Pardo

Fonte: Alves, (2009).

Considerando esses usos dados à água e o risco para a saúde pública, serão observados os valores máximos permitidos para córregos classe 1, 2 e 3, segundo à Resolução CONAMA N°357/2005.

5.1. Parâmetros Limnológicos

5.1.1. Potencial Hidrogeniônico (pH)

A leitura do pH apresentou valores médios que variaram entre 6.6 e 7.8 como se mostra na Tabela 1 e Figura 11.

Tabela 1 - Valores do pH encontrados nos diferentes pontos de coleta do córrego Ribeirão Preto – Ribeirão Preto/SP

Pontos de coleta	pH				
	Coleta I	Coleta II	Coleta III	Coleta IV	Média
1	6.1	6.4	7.2	6.8	6.6
2	7.2	7.3	7.4	7.1	7.2
3	7.8	7.8	7.6	7.3	7.6
4	7.9	8.2	7.4	7.1	7.7
5	7.3	7.8	7.3	7.0	7.4
6	8.0	8.0	8.0	7.2	7.8
7	7.5	7.4	7.2	7.1	7.3
8	7.5	7.2	7.3	7.2	7.3
9	7.8	7.4	7.2	7.3	7.4
10	7.5	7.5	7.3	7.3	7.4
Média	7.4	7.5	7.4	7.1	7.4
DP	0.6	0.5	0.2	0.2	0.3
Máximo	8.0	8.2	8.0	7.3	7.8
Mínimo	6.1	6.4	7.2	6.8	6.6

Figura 11 - Média dos valores do pH encontrados em cada ponto de coleta do córrego Ribeirão Preto – Ribeirão Preto/SP

Os valores de pH obtidos das amostras coletadas se encontram dentro dos limites estabelecidos na Resolução CONAMA N° 357 / 2005, que estabelece para as águas doces (Classes 1, 2 e 3) limites de pH de 6 a 9 (Brasil, 2005).

Ao comparar os valores de pH de acordo com as datas de coleta foram encontradas diferenças significantes mediante o teste de Kruskal- Wallis ($p < 0.005$). Após a aplicação do

teste de comparação múltipla de Dunn, foi evidenciada a diferença estatisticamente significativa entre os valores de pH das coletas I e IV, assim como II e IV.

Mesmo dentro dos limites estabelecidos na Resolução, a diferença entre os valores de pH para as coletas pode ser explicada pelo aumento na intensidade e frequência das chuvas no período de dezembro a março, totalizando 785.2 mm, enquanto que o período de junho a setembro apresentou um valor de 415.4 mm.

Segundo Carvalho et al. (2000), com o aumento das chuvas o pH apresenta valores mais altos, pois ocorre maior diluição dos compostos dissolvidos, caracterizado por um escoamento maior. O aumento no volume da água consequentemente causa uma diminuição na acidez (ESTEVEZ, 1998).

5.1.2. Temperatura

A leitura da temperatura apresentou valores médios que variaram entre 23.4 e 28.3 °C (Tabela 2 e Figura 12).

Tabela - 2 Valores da Temperatura (°C) encontrados nos diferentes pontos de coleta do córrego Ribeirão Preto – Ribeirão Preto/SP

Pontos de coleta	Temperatura				
	Coleta I	Coleta II	Coleta III	Coleta IV	Média
1	24.5	25.7	23.3	24.3	24.5
2	23.8	26.3	21.1	22.3	23.4
3	24.6	25.9	21.6	23.3	23.9
4	24.6	26.6	21.6	23.8	24.2
5	25	26.3	22	24	24.3
6	25.6	26.8	21.8	23.3	24.4
7	28	28.5	22.9	25.2	26.2
8	27	29.5	24.4	26.5	26.9
9	28.6	30.4	25.8	28.5	28.3
10	28.5	29.4	25.1	28.2	27.8
Média	26.0	27.5	23.0	24.9	25.4
DP	1.8	1.7	1.6	2.1	1.8
Máximo	28.6	30.4	25.8	28.5	28.3
Mínimo	23.8	25.7	21.1	22.3	23.4

Figura 12 - Média dos valores da Temperatura (°C) encontrados em cada ponto de coleta do córrego Ribeirão Preto – Ribeirão Preto/SP

Os dados demonstram que as maiores temperaturas prevaleceram nos pontos 7, 8, 9 e 10, localizados em áreas muito urbanizadas, com a presença muito pequena de matas ciliares, alguns pontos canalizados, e que recebem águas de outros córregos afluentes. O aumento da temperatura nesses pontos pode estar associado com a falta da mata ciliar, sabendo-se que a radiação solar influencia no parâmetro (FRITZSONS et al., 2005), ou a um eventual lançamento de efluente aquecido. O lançamento de efluentes industriais aquecidos, tais como água de refrigeração de caldeiras e turbinas, provoca poluição térmica nos rios, podendo afetar diretamente a flora e a fauna aquáticas e, devido à diminuição da concentração de OD (oxigênio dissolvido), agravar o problema de poluição (BRANCO; ROCHA, 1977).

Ao comparar os valores da temperatura de acordo com a data de coleta, foi evidenciada diferença estatística significativa ($p < 0,005$) entre os grupos. A aplicação do teste de comparação múltipla de Dunn na sequência permitiu verificar que a diferença estatística significativa existia entre os valores da temperatura das coletas I e III, assim como II e III.

Essa diferença na temperatura com as maiores temperaturas na primeira e segunda coleta reflete o aumento na temperatura ambiental reportada para os meses de dezembro de 2008 e março de 2009, quando comparados com as de agosto, que é um mês com temperatura mais baixa na região de Ribeirão Preto. Nesses meses, a média da temperatura ambiental reportada pelo CIIAGRO foi de 24.3 °C em dezembro, 24.9 °C em março e 21 °C em agosto.

5.1.3. Oxigênio Dissolvido

A leitura de oxigênio dissolvido apresentou valores médios que variaram entre 3.15 mg.L⁻¹ e 8.73 mg.L⁻¹, segundo consta na Tabela 3. Na Figura 13, é possível evidenciar que os valores de oxigênio dissolvido são maiores nos primeiros pontos do rio, antes de sua passagem pela cidade. Esses valores se encontram diminuídos conforme o curso de água atravessa o município, o que pode estar associado com a diminuição da temperatura, pois o oxigênio proveniente da atmosfera se dissolve nas águas naturais, 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. Também pode estar associado a uma grande quantidade de matéria orgânica na água, que pode levar a uma eutrofização do córrego (CETESB, 2009).

Tabela 3 - Valores de Oxigênio Dissolvido (mg.L⁻¹) encontrados nos diferentes pontos de coleta do córrego Ribeirão Preto – Ribeirão Preto/SP

Pontos de coleta	Oxigênio Dissolvido				
	Coleta I	Coleta II	Coleta III	Coleta IV	Média
1	5	5.3	8.8	6	6.3
2	7.4	6.7	7.5	6.6	7.1
3	6.2	8.1	9.3	7.2	7.7
4	7.4	8.2	11.4	7.9	8.7
5	5.1	7.8	5.1	7.4	6.4
6	5.5	7.3	8.7	10.3	8.0
7	1.6	4.3	5.4	3.9	3.8
8	6.2	5.4	5.2	8.2	6.3
9	3.1	4.5	5.2	4.8	4.4
10	2.8	4.3	4.1	1.4	3.2
Média	5.0	6.2	7.1	6.4	6.2
DP	2.0	1.6	2.4	2.5	1.8
Máximo	7.4	8.2	11.4	10.3	8.7
Mínimo	1.6	4.3	4.1	1.4	3.2

Figura 13 - Média dos valores de Oxigênio Dissolvido (mg.L⁻¹) encontrados em cada ponto de coleta do córrego Ribeirão Preto – Ribeirão Preto/SP

Ao comparar os valores de oxigênio dissolvido de acordo com a data de coleta, não foi evidenciada diferença estatística significativa ($p > 0,005$) entre os grupos.

O oxigênio é um elemento essencial no metabolismo dos seres aquáticos aeróbicos. Em águas correntes, sob circunstâncias normais, o conteúdo de oxigênio dissolvido é alto e varia ao longo do rio, devido a alterações em suas características ambientais e em consequência das condições climáticas (MAIER, 1987). Seu valor indicado não deve ser inferior a 5mg.L⁻¹ (BRASIL, 2005). Ao avaliar os dados verificaram-se concentrações de OD inferiores às estipuladas na Resolução CONAMA N°357/2005.

5.1.4. Condutividade

A leitura da condutividade apresentou valores médios nos diferentes pontos de coleta que variaram de 86.5 μ S a 223.9 μ S, segundo consta na Tabela 4.

Tabela 4 - Valores da Condutividade ($\mu\text{S.cm}^{-1}$) encontrados nos diferentes pontos de coleta do córrego Ribeirão Preto – Ribeirão Preto/SP

Pontos de coleta	Condutividade				
	Coleta I	Coleta II	Coleta III	Coleta IV	Média
1	90.1	115.8	154	119.5	119.9
2	128.1	173.2	69.7	90.5	115.4
3	105.5	98.5	84.7	83.6	93.1
4	78.9	86.6	89.4	91.1	86.5
5	113.1	101.3	107.8	116.2	109.6
6	109	102.4	108.2	106.9	106.6
7	150.4	123.5	132.3	140.3	136.6
8	153.5	147.5	150.3	155.9	151.8
9	198	187.6	270	240	223.9
10	180.9	175	210	199.6	191.4
Média	130.8	131.1	137.6	134.4	133.5
DP	39.0	36.8	62.1	51.2	44.1
Máximo	198.0	187.6	270.0	240.0	223.9
Mínimo	78.9	86.6	69.7	83.6	86.5

Da mesma forma que a temperatura, os valores que apresentaram maiores níveis de condutividade foram os pontos 7, 8, 9 e 10, segundo consta na Figura 14. Cabe lembrar que esses pontos se encontram em áreas muito urbanizadas, como foi explicado anteriormente.

No entanto, mesmo havendo variação no índice pluviométrico entre as datas de coleta, ao comparar os valores de condutividade pelo teste de Kruskal-Wallis, não foi evidenciada diferença estatisticamente significativa ($p > 0.005$) entre os diferentes momentos de coleta.

Para Esteves (1998) a condutividade elétrica, que depende da composição iônica dos corpos d'água, pode ser influenciada, também pelo volume de chuvas. Com baixa precipitação e predominância de rochas magmáticas na bacia de drenagem, a composição da água é, geralmente, determinada por produtos de intemperismo destas rochas. Com alta pluviosidade e predominância de rochas sedimentares, a composição iônica da água é determinada pela composição das rochas. Por depender das concentrações iônicas e da temperatura, e indicar a quantidade de sais existentes na coluna d'água, representa uma medida indireta da concentração de poluentes.

Figura 14- Média dos valores da Condutividade ($\mu\text{S.cm}^{-1}$) encontrados em cada ponto de coleta do córrego Ribeirão Preto – Ribeirão Preto/SP

Em geral, níveis superiores a $100 \mu\text{S/cm}$ indicam ambientes impactados (CETESB, 2009). Os valores mostraram que aproximadamente 73% dos valores encontrados durante as leituras de condutividade estão acima de $100 \mu\text{S.cm}^{-1}$, o que permite inferir que o córrego Ribeirão Preto é um corpo d'água impactado.

Foi possível observar que os pontos de coleta 7, 8, 9 e 10 apresentaram as maiores médias dos valores da condutividade, principalmente os dois últimos, evidenciando a provável relação do parâmetro avaliado com o lançamento de efluentes e assim o aumento das concentrações iônicas. As amostras de água superficial coletadas nos pontos que apresentaram valores mais altos passaram por grande parte da cidade, receberam águas de outros corpos hídricos que também atravessam áreas urbanas, e possivelmente se encontram impactados, além do efluente tratado pela Estação de Tratamento de Esgoto Ambient Serviços Ambientais de Ribeirão Preto S/A Ltda, lançado entre os pontos de coleta 8 e 9.

5.1.5. Transparência

O valor médio da transparência por ponto de coleta variou entre 23.8 e 62.5 cm, como apresentado na Tabela 5.

Em alguns pontos não foi possível avaliar a transparência, considerando que a determinação foi realizada pelo Disco de Secchi e em alguns pontos o acesso ficou impossibilitado, ou possuía baixa profundidade, deixando o disco sempre visível.

Tabela 5 - Valores da profundidade de secchi (cm) encontrados nos diferentes pontos de coleta do córrego Ribeirão Preto – Ribeirão Preto/SP

Pontos de coleta	Profundidade de Secchi				
	Coleta I	Coleta II	Coleta III	Coleta IV	Média
1	35	35	27.5	...	*ND
2	32.5	32.5	...	...	*ND
3	37.5	...	...	...	*ND
4	17.5	62.5	75	95	62.5
5	17.5	17.5	67.5	...	*ND
6	22.5	17.5	65	77.5	45.6
7	17.5	12.5	37.5	27.5	23.8
8	22.5	17.5	22.5	32.5	23.8
9	12.5	27.5	22.5	47.5	27.5
10	12.5	42.5	57.5	52.5	41.3
Média	22.8	*ND	*ND	*ND	37.4
DP	9.2	*ND	*ND	*ND	15.4
Máximo	37.5	62.5	75.0	95.0	62.5
Mínimo	12.5	12.5	22.5	27.5	23.8

*ND – Não determinado

A transparência está diretamente relacionada com a quantidade de material em suspensão, tanto particulado quanto dissolvido, e com a presença de algas, mantendo uma relação direta com a produção autóctone e com as entradas alóctones no sistema (WETZEL; LIKENS, 1993).

No período de seca, devido à redução das precipitações, menor quantidade de sedimento é carregada para os cursos de água. Este fato leva à diminuição da turbidez, ou seja, à redução da quantidade de material particulado e/ou suspenso na água (p.ex., plâncton, bactérias, argila e silte) que causam alterações no processo de penetração da radiação (GUIMARÃES; LEOPOLDO, 1996). A elevada transparência da água está relacionada com valores mais baixos da turbidez, portanto é possível inferir que os maiores índices pluviométricos durante a coleta I e II colaboraram para leituras apresentando valores com menor transparência.

Ao realizar a correlação entre os parâmetros limnológicos (pH, Temperatura, Oxigênio Dissolvido e Condutividade) usando o teste r – Spearman, foi possível verificar que não existe correlação entre o pH e os outros parâmetros analisados. Houve correlação negativa entre a temperatura e o oxigênio dissolvido, correlação positiva entre temperatura e condutividade, e correlação negativa entre oxigênio dissolvido e condutividade (Figura 15). Os coeficientes de correlação de Spearman (r) apresentaram valores de -0.1354 entre pH e temperatura, 0.5278 entre pH e oxigênio dissolvido, -0.5047 entre pH e condutividade, -0.7842 entre temperatura e oxigênio dissolvido, -0.9058 entre oxigênio dissolvido e condutividade e 0.8545 entre temperatura e condutividade. Não foi possível a leitura da transparência em alguns pontos de coleta, por esse motivo não foi incluída essa variável nas análises para a verificação de correlação.

Carvalho et al. (2000) verificaram a existência de uma significativa relação entre o aumento da temperatura da água e dos sólidos suspensos com a condutividade elétrica na água, que pode ocorrer a partir de reações desencadeadas na fauna aquática frente ao aumento da temperatura. Maier (1987) verificou relação também entre temperatura e o teor de oxigênio dissolvido, dizendo que este tende a diminuir pelo aquecimento durante o dia e aumentar pelo resfriamento no período noturno e que através da fotossíntese, a vegetação submersa exerce grande influência sobre a variação diurna do teor de oxigênio dissolvido.

A condutividade, que depende da composição iônica dos corpos d'água, provavelmente obteve uma correlação negativa com o oxigênio dissolvido por variar com a quantidade de matéria orgânica na água. Essa grande parte das vezes diminui o teor de oxigênio dissolvido e aumenta a quantidade dos íons na água (CETESB, 2009).

Figura 15 - Correlação entre os valores dos parâmetros limnológicos (pH, temperatura, oxigênio dissolvido e condutividade) encontrados nas amostras de água superficial

5.2. Análise parasitológica

A análise parasitológica permitiu avaliar os parasitas presentes na água superficial mediante o uso de técnicas de sedimentação. Após a finalização da coleta de amostras foi verificada unicamente a presença de dois cistos de *Entamoeba coli*, um no ponto 2 e outro no ponto 8 nas amostras da coleta II e IV, respectivamente (Tabela 6 e Figura 16). Vale lembrar que a Resolução CONAMA N° 357/2005 não estabelece parâmetros para parasitas presentes em corpos de água.

Tabela 6 – Frequência Parasitária (*Entamoeba coli* / mL) encontrada nos diferentes pontos de coleta do córrego Ribeirão Preto – Ribeirão Preto/SP

Pontos de coleta	<i>Entamoeba coli</i>			
	Coleta I	Coleta II	Coleta III	Coleta IV
1	0	0	0	0
2	0	1	0	0
3	0	0	0	0
4	0	0	0	0
5	0	0	0	0
6	0	0	0	0
7	0	0	0	0
8	0	0	0	1
9	0	0	0	0
10	0	0	0	0

Figura 16 - Frequência Parasitária (*Entamoeba coli* / mL) encontrada em cada ponto de coleta do córrego Ribeirão Preto – Ribeirão Preto/SP, nas diferentes datas de coleta

A técnica analítica utilizada permitiu também a identificação de larvas de nematóide. A Tabela 7 apresenta a distribuição dessas larvas, que variou segundo o ponto de coleta e a data. Consta na Figura 17, uma imagem de larva de nematóide encontrada durante a quantificação na Câmara de Sedgwick – Rafter.

O valor máximo foi observado no ponto de coleta 9, na coleta III, quando foram observadas 5 larvas na amostra analisada (Figura 18).

Tabela 7 – Frequência Parasitária (Larva de nematóide / mL) encontrada nos diferentes pontos de coleta do córrego Ribeirão Preto – Ribeirão Preto/SP

Pontos de coleta	Larva de nematóide			
	Coleta I	Coleta II	Coleta III	Coleta IV
1	0	1	0	0
2	0	0	0	0
3	0	0	2	0
4	0	0	0	0
5	1	0	0	0
6	0	0	0	1
7	1	1	0	2
8	0	0	2	1
9	2	0	5	2
10	1	0	0	0

Figura 17- Larva de nematóide encontrada durante a contagem e identificação de parasitas na câmara de Sedgwick – Rafter

Figura 18 - Frequência Parasitária (Larva de nematóide / mL) encontrada em cada ponto de coleta do córrego Ribeirão Preto – Ribeirão Preto/SP, nas diferentes datas de coleta

É importante destacar que o ponto de coleta 9 está localizado próximo e após o local de lançamento do efluente da Estação de Tratamento de Esgoto Ambient Serviços Ambientais de Ribeirão Preto S/A Ltda. É possível que o lançamento deste efluente esteja influenciando os resultados, já que estes apresentaram os maiores valores para larvas de nematóide. Segundo

Tonani (2008), o esgoto coletado e tratado de Ribeirão Preto apresenta a presença de larvas de nematóide.

Segundo Ludwing (1999) e Vaz (2001), as parasitoses são causas relevantes de agravo à saúde em países subdesenvolvidos e em desenvolvimento, onde condições sócio-econômicas-culturais permitem a manutenção e disseminação de ciclos biológicos de vários parasitas. Os parasitas intestinais são um dos principais fatores debilitantes da população, associando-se freqüentemente a quadros de diarreia crônica e desnutrição, comprometendo o desenvolvimento físico e intelectual, particularmente das faixas etárias mais jovens da população.

5.3. Análise Bacteriológica

Os valores encontrados nas análises bacteriológicas foram comparados aos padrões da Resolução CONAMA N°357/2005. No caso de água classe 3, para o uso de recreação de contato secundário não deverá ser excedido um limite de 2500 coliformes termotolerantes por 100 mililitros em 80% ou mais de pelo menos 6 amostras, coletadas durante o período de um ano, com freqüência bimestral. Para dessedentação de animais criados confinados não deverá ser excedido o limite de 1000 coliformes termotolerantes por 100 mililitros em 80% ou mais de pelo menos 6 amostras, coletadas durante o período de um ano, com freqüência bimestral. Para os demais usos, não deverá ser excedido um limite de 4000 coliformes termotolerantes por 100 mililitros em 80% ou mais de pelo menos 6 amostras coletadas durante o período de um ano, com periodicidade bimestral.

Os valores encontrados, expressos em Número Mais Provável (NMP) / 100mL, nos diferentes pontos de coleta para coliformes totais variaram entre < 2 e 9000000 (Tabela 8). Já os valores de *E. coli* encontrados (NMP / 100mL) nos diferentes pontos de coleta variaram entre < 2 e 2400000 (Tabela 9).

Tabela 8 – Resultados da análise de coliformes totais nas amostras de água coletadas nos diferentes pontos do córrego Ribeirão Preto – Ribeirão Preto/SP, expressos em NMP/100mL

Pontos de coleta	Coliformes Totais			
	Coleta I	Coleta II	Coleta III	Coleta IV
1	<2	<2	9000000	5000000
2	300000	3000000	500000	130000
3	1700000	300000	110000	130000
4	300000	220000	800000	130000
5	500000	240000	1300000	300000
6	2200000	500000	3000000	1700000
7	1300000	3000000	3000000	7000000
8	2200000	5000000	8000000	1300000
9	5000000	1300000	170000	700000
10	230000	80000	40000	300000
Máximo	5000000	5000000	9000000	7000000
Mínimo	<2	<2	40000	130000

Tabela 9 - Resultados da análise de *E. coli* nas amostras de água coletadas nos diferentes pontos do córrego Ribeirão Preto – Ribeirão Preto/SP, expressos em NMP/100mL

Pontos de coleta	<i>E. coli</i>			
	Coleta I	Coleta II	Coleta III	Coleta IV
1	<2	<2	500000	40000
2	130000	1100000	<2	40000
3	140000	17000	<2	<2
4	80000	70000	20000	<2
5	300000	50000	20000	<2
6	110000	300000	40000	20000
7	130000	170000	220000	70000
8	210000	700000	170000	80000
9	2400000	300000	<2	140000
10	130000	13000	20000	70000
Máximo	2400000	1100000	500000	140000
Mínimo	<2	<2	<2	<2

Os valores que foram encontrados para coliformes totais e *E. coli* são maiores que os padrões indicados na Resolução CONAMA N°357/2005 para rio classe 3. Ação antrópica pode ser uma das causas da origem das perturbações da qualidade da água, destacando-se

entre ela os efluentes oriundos de esgotos, os quais estão vinculados às atividades urbanas, agrícolas, portuárias e industriais. Esses poluentes comportam-se tanto de forma pontual ou difusa (CUNHA et al., 2004).

Foi observado o lançamento de dejetos no ponto de coleta 1, durante as coletas III e IV, ponto considerado nascente por sua proximidade da mesma (Figura 19). O acesso ficou impossibilitado pela canalização do córrego. Com isso pode-se inferir que os altos valores encontrados para coliformes totais e *E. coli* no ponto 1 das coletas III e IV, são causas de uma contaminação pontual, provavelmente pelos resíduos jogados pela população no córrego, já que a carga de efluentes domésticos e industriais nesse ponto é mínima, visto que o ponto está muito próximo à nascente.

A contaminação pontual citada anteriormente possivelmente tem relação com a localização da nascente, que se encontra em uma área totalmente urbanizada, a provável falta de conscientização da população, juntamente com a falta de área verde, contribui muito para esse tipo de problema.

Figura 19 - Imagem, captada na coleta IV, de dejetos lançados no ponto de coleta 1 do córrego Ribeirão Preto

Fonte: Alves, (2009).

As bactérias do grupo coliforme são consideradas os principais indicadores de contaminação fecal. A determinação da concentração dos coliformes assume importância como parâmetro indicador da possibilidade da existência de microorganismos patogênicos,

responsáveis pela transmissão de doenças de veiculação hídrica, tais como febre tifóide, febre paratifóide, desintéria bacilar e cólera (CETESB, 2009).

5.4. Metais pesados

Os metais serão avaliados separadamente, considerando os valores máximos permitidos na Resolução CONAMA N°357/2005.

A Tabela 10 mostra o valor máximo permissível das concentrações dos metais pesados para o enquadramento das classes dos rios, que darão fundamentação à discussão dos dados coletados.

Tabela 10 - Valor máximo permissível (V.M.P.) das concentrações dos metais pesados em mg.L⁻¹, para o enquadramento das classes dos rios

	V.M.P. (CONAMA / classe 1)	V.M.P. (CONAMA / classe 3)
Cd	0.001	0.01
Cr	0.05	0.05
Cu	0.009	0.013
Hg	0.0002	0.002
Mn	0.1	0.5
Pb	0.01	0.033
Zn	0.18	5

5.4.1. Cádmio

Os valores das concentrações de Cd encontrados durante as coletas não foram superiores ao valor máximo permissível pelo CONAMA, tanto para rios da classe 1, quanto para os rios da classe 3. As médias de cada ponto de coleta variaram entre 0.00015 mg.L⁻¹ e 0.00004 mg.L⁻¹. A Tabela 11 mostra as concentrações do Cd em cada ponto de coleta nas diferentes datas em que essas ocorreram, e também as médias, valores máximos, valores mínimos e desvio padrão das concentrações encontradas em cada coleta.

Ao comparar as concentrações de Cd de acordo com a data de coleta, não foi evidenciada diferença estatística significativa ($p > 0,005$) entre os grupos.

Tabela 11- Concentrações de Cádmio (Cd) em cada ponto de coleta do córrego Ribeirão Preto – Ribeirão Preto/SP, nas diferentes datas de coleta

Pontos de coleta	Cd (mg.L ⁻¹)				
	Coleta I	Coleta II	Coleta III	Coleta IV	Média
1	0.00015	0.00011	0.00006	0.00008	0.00010
2	0.00011	0.00008	0.00007	0.00011	0.00009
3	0.00008	0.00006	0.00005	0.00004	0.00006
4	0.00005	0.00004	0.00004	0.00004	0.00004
5	0.00007	0.00005	0.00004	0.00005	0.00005
6	0.00035	0.00009	0.00005	0.00009	0.00015
7	0.00005	0.00008	0.00004	0.00004	0.00005
8	0.00005	0.00006	0.00005	0.00005	0.00005
9	0.00006	0.00004	0.00004	0.00004	0.00005
10	0.00007	0.00005	0.00006	0.00006	0.00006
Média	0.00010	0.00007	0.00005	0.00006	0.00007
DP	0.00009	0.00002	0.00001	0.00002	0.00003
Máximo	0.00035	0.00009	0.00007	0.00011	0.00015
Mínimo	0.00005	0.00004	0.00004	0.00004	0.00004

5.4.2. Chumbo

As médias de cada ponto de coleta não apresentaram concentrações de Pb superiores ao valor máximo permissível pelo CONAMA para rios da classe 1, embora o ponto de coleta 2, na coleta II, e o ponto 3, na coleta I, apresentaram valores superiores. Nenhum valor encontrado foi superior ao valor máximo permissível pelo CONAMA para rios da classe 3. As médias de cada ponto de coleta variaram entre 0.0278 mg.L⁻¹ e 0.0072 mg.L⁻¹. A Tabela 12 mostra as concentrações do Pb em cada ponto de coleta nas diferentes datas em que essas ocorreram, e também as médias, valores máximos, valores mínimos e desvio padrão das concentrações encontradas em cada coleta.

Ao comparar as concentrações de Pb de acordo com a data de coleta, foi evidenciada diferença estatística significativa ($p < 0,005$) entre os grupos. A aplicação do teste de comparação múltipla de Dunn na sequência permitiu verificar que a diferença estatística significativa existia entre as concentrações das coletas I e III.

Tabela 12 - Concentrações de Chumbo (Pb) nos diferentes pontos de coleta do córrego Ribeirão Preto – Ribeirão Preto/SP

Pontos de coleta	(Pb (mg.L ⁻¹))				
	Coleta I	Coleta II	Coleta III	Coleta IV	Média
1	0.027	0.019	0.008	0.011	0.016
2	0.027	0.046	0.010	0.028	0.028
3	0.053	0.027	0.009	0.007	0.024
4	0.029	0.009	0.007	0.006	0.013
5	0.033	0.010	0.004	0.007	0.013
6	0.018	0.024	0.004	0.027	0.018
7	0.006	0.009	0.009	0.006	0.007
8	0.008	0.008	0.005	0.010	0.008
9	0.024	0.008	0.010	0.019	0.015
10	0.027	0.015	0.005	0.019	0.016
Média	0.025	0.017	0.007	0.014	0.016
DP	0.013	0.012	0.002	0.009	0.006
Máximo	0.053	0.046	0.010	0.028	0.028
Mínimo	0.006	0.008	0.004	0.006	0.007

5.4.3. Cobre

As médias de cada ponto de coleta não apresentaram concentrações de Cu superiores ao valor máximo permissível pelo CONAMA para rios da classe 1, embora os pontos de coleta 1 e 6, na coleta II, e o ponto 1, na coleta IV, apresentaram valores superiores. Para a classe 3 as médias de cada ponto de coleta não apresentaram concentrações de Cu superiores ao valor máximo permissível pelo CONAMA, embora os pontos de coleta 1 e 6, na coleta II, apresentaram valores superiores. As médias de cada ponto de coleta variaram entre 0.0081 mg.L⁻¹ e 0.0033 mg.L⁻¹. A Tabela 13 mostra as concentrações do Cu em cada ponto de coleta nas diferentes datas em que essas ocorreram, e também as médias, valores máximos, valores mínimos e desvio padrão das concentrações encontradas em cada coleta.

Ao comparar as concentrações de Cu de acordo com a data de coleta, não foi evidenciada diferença estatística significativa ($p > 0,005$) entre os grupos.

Tabela 13 - Concentrações de Cobre (Cu) (mg.L⁻¹) nos diferentes pontos de coleta do córrego Ribeirão Preto – Ribeirão Preto/SP

Pontos de coleta	Cu (mg.L ⁻¹)				Média
	Coleta I	Coleta II	Coleta III	Coleta IV	
1	0.004	0.014	0.006	0.010	0.008
2	0.003	0.004	0.004	0.006	0.004
3	0.003	0.004	0.005	0.009	0.005
4	0.002	0.002	0.004	0.006	0.003
5	0.005	0.006	0.004	0.008	0.006
6	0.002	0.014	0.006	0.004	0.006
7	0.003	0.007	0.004	0.004	0.004
8	0.007	0.007	0.005	0.006	0.006
9	0.006	0.004	0.004	0.004	0.004
10	0.007	0.008	0.007	0.006	0.007
Média	0.004	0.007	0.005	0.006	0.005
DP	0.002	0.004	0.001	0.002	0.001
Máximo	0.007	0.014	0.007	0.010	0.008
Mínimo	0.002	0.002	0.004	0.004	0.003

5.4.4. Cromo

Os valores das concentrações de Cr encontrados durante as coletas não foram superiores ao valor máximo permissível pelo CONAMA, tanto para rios da classe 1, quanto para os rios da classe 3. As médias de cada ponto de coleta variaram entre 0.0014 mg.L⁻¹ e 0.0004 mg.L⁻¹. A Tabela 14 mostra as concentrações do Cr em cada ponto de coleta, segundo a data em que essas ocorreram, constam também as médias, valores máximos, valores mínimos e desvio padrão das concentrações de Cr encontradas em cada coleta.

Ao comparar as concentrações de Cr de acordo com a data de coleta, foi evidenciada diferença estatística significativa ($p < 0,005$) entre os grupos. A aplicação do teste de comparação múltipla de Dunn na sequência permitiu verificar que a diferença estatística significativa existia entre as concentrações das coletas III e IV.

Tabela 14- Concentrações de Cromo (Cr) nos diferentes pontos de coleta do córrego Ribeirão Preto – Ribeirão Preto/SP

Pontos de coleta	Cr (mg.L ⁻¹)				
	Coleta I	Coleta II	Coleta III	Coleta IV	Média
1	0.0013	0.0005	0.0007	0.0011	0.0009
2	0.0006	0.0005	0.0002	0.0005	0.0005
3	0.0007	0.0004	0.0004	0.0013	0.0007
4	0.0008	0.0002	0.0003	0.0007	0.0005
5	0.0006	0.0003	0.0002	0.0008	0.0005
6	0.0004	0.0003	0.0002	0.0006	0.0004
7	0.0004	0.0006	0.0003	0.0008	0.0005
8	0.0009	0.0006	0.0003	0.0014	0.0008
9	0.0010	0.0014	0.0008	0.0023	0.0014
10	0.0011	0.0009	0.0006	0.0014	0.0010
Média	0.0008	0.0006	0.0004	0.0011	0.0007
DP	0.0003	0.0004	0.0002	0.0005	0.0003
Máximo	0.0013	0.0014	0.0008	0.0023	0.0014
Mínimo	0.0004	0.0002	0.0002	0.0005	0.0004

5.4.5. Manganês

As médias das concentrações de Mn em cada ponto de coleta não foram superiores ao valor máximo permissível pelo CONAMA, tanto para rios da classe 1, quanto para os rios da classe 3, embora o valor encontrado no ponto 5, na coleta I, tenha sido superior ao valor máximo permissível na Resolução CONAMA para rios da classe 1. As médias de cada ponto de coleta variaram entre 0.0578 mg.L⁻¹ e 0.0224 mg.L⁻¹. A Tabela 15 mostra as concentrações do Mn em cada ponto de coleta nas diferentes datas em que essas ocorreram, constam também as médias, valores máximos, valores mínimos e desvio padrão das concentrações de Mn encontradas em cada coleta.

Ao comparar as concentrações de Mn de acordo com a data de coleta, foi evidenciada diferença estatística significativa ($p < 0,005$) entre os grupos. A aplicação do teste de comparação múltipla de Dunn na sequência permitiu verificar que a diferença estatística significativa existia entre as concentrações das coletas I e II, I e III, I e IV.

Tabela 15 - Concentrações de Manganês (Mn) nos diferentes pontos de coleta do córrego Ribeirão Preto – Ribeirão Preto/SP

Pontos de coleta	Mn (mg.L ⁻¹)				Média
	Coleta I	Coleta II	Coleta III	Coleta IV	
1	0.038	0.008	0.029	0.024	0.025
2	0.101	0.048	0.029	0.052	0.058
3	0.100	0.036	0.028	0.014	0.044
4	0.074	0.005	0.020	0.030	0.032
5	0.110	0.032	0.009	0.028	0.045
6	0.039	0.030	0.014	0.014	0.024
7	0.069	0.035	0.023	0.022	0.037
8	0.040	0.025	0.016	0.017	0.024
9	0.045	0.016	0.009	0.020	0.022
10	0.055	0.039	0.019	0.033	0.036
Média	0.067	0.027	0.020	0.025	0.035
DP	0.028	0.014	0.008	0.012	0.012
Máximo	0.110	0.048	0.029	0.052	0.058
Mínimo	0.038	0.005	0.009	0.014	0.022

5.4.6. Mercúrio

As médias de cada ponto de coleta apresentaram concentrações de Hg superiores ao valor máximo permissível pelo CONAMA para rios da classe 1. Nenhum valor encontrado foi superior ao valor máximo permissível pelo CONAMA para rios da classe 3. As médias de cada ponto de coleta variaram entre 0.001 mg.L⁻¹ e 0.0006mg.L⁻¹. A Tabela 16 mostra as concentrações do Hg em cada ponto de coleta nas diferentes datas em que essas ocorreram, constam também as médias, valores máximos, valores mínimos e desvio padrão das concentrações de Hg encontradas em cada coleta.

Ao comparar as concentrações de Hg de acordo com a data de coleta, foi evidenciada diferença estatística significativa ($p < 0,005$) entre os grupos. A aplicação do teste de comparação múltipla de Dunn na sequência permitiu verificar que a diferença estatística significante existia entre as concentrações das coletas I e IV, II e IV.

Tabela 16 - Concentrações de Mercúrio (Hg) nos diferentes pontos de coleta do córrego Ribeirão Preto – Ribeirão Preto/SP

Pontos de coleta	Hg (mg.L ⁻¹)				
	Coleta I	Coleta II	Coleta III	Coleta IV	Média
1	0.00100	0.00100	0.00030	0.00030	0.00065
2	0.00130	0.00070	0.00100	0.00080	0.00095
3	0.00130	0.00100	0.00040	0.00010	0.00070
4	0.00130	0.00100	0.00060	0.00003	0.00073
5	0.00130	0.00110	0.00120	0.00020	0.00095
6	0.00130	0.00100	0.00030	0.00010	0.00068
7	0.00120	0.00090	0.00070	0.00030	0.00078
8	0.00110	0.00070	0.00090	0.00030	0.00075
9	0.00080	0.00070	0.00110	0.00030	0.00073
10	0.00080	0.00070	0.00070	0.00030	0.00063
Média	0.00114	0.00088	0.00072	0.00027	0.00075
DP	0.00021	0.00016	0.00033	0.00021	0.00011
Máximo	0.00130	0.00110	0.00120	0.00080	0.00095
Mínimo	0.00080	0.00070	0.00030	0.00003	0.00063

5.4.7. Zinco

As médias de cada ponto de coleta apresentaram concentrações de Zn superiores ao valor máximo permissível pelo CONAMA para rios da classe 1 apenas no ponto de coleta 9. Nenhum valor encontrado foi superior ao valor máximo permissível pelo CONAMA para rios da classe 3. As médias de cada ponto de coleta variaram entre 0.2934 mg.L⁻¹ e 0.0066 mg.L⁻¹. A Tabela 17 mostra as concentrações do Zn em cada ponto de coleta nas diferentes datas em que essas ocorreram, constam também as médias, valores máximos, valores mínimos e desvio padrão das concentrações de Zn encontradas em cada coleta.

Ao comparar as concentrações de Cu de acordo com a data de coleta, não foi evidenciada diferença estatística significativa ($p > 0,005$) entre os grupos.

Tabela 17 - Concentrações de Zinco (Zn) nos diferentes pontos de coleta do córrego Ribeirão Preto – Ribeirão Preto/SP

Pontos de coleta	Zn (mg.L ⁻¹)				
	Coleta I	Coleta II	Coleta III	Coleta IV	Média
1	0.018	0.054	0.021	0.017	0.027
2	0.006	0.015	0.013	0.008	0.011
3	0.007	0.020	0.015	0.045	0.022
4	0.010	0.011	0.005	0.002	0.007
5	0.020	0.013	0.004	0.004	0.010
6	0.008	0.013	0.004	0.001	0.007
7	0.010	0.016	0.005	0.004	0.009
8	0.018	0.015	0.004	0.005	0.011
9	0.025	0.015	0.014	1.120	0.293
10	0.026	0.042	0.007	0.031	0.026
Média	0.015	0.022	0.009	0.124	0.042
DP	0.007	0.014	0.006	0.350	0.089
Máximo	0.026	0.042	0.021	1.120	0.293
Mínimo	0.006	0.011	0.004	0.001	0.007

O mercúrio foi o metal que apresentou com maior frequência concentrações acima dos limites estabelecidos na Resolução CONAMA N°357/2005 para a classe 1, enquanto outros metais apresentaram apenas valores isolados aumentados em alguns pontos de coleta, como dito anteriormente. Alguns estudos têm relacionado à presença de mercúrio aos processos de erosão e lixiviação das partículas que contêm mercúrio associado aos óxidos e hidróxidos de Ferro, favorecidos pelos desmatamentos, os quais promovem a exposição dos solos. Estes têm sido apontados como fontes naturais de mercúrio para os ecossistemas aquáticos, em áreas sem influência direta da garimpagem (ROULET; LUCOTTE, 1995; ROULET et al., 1998; FOSTIER et al., 1999; RIBEIRO et al., 1999, ZEIDEMANN et al., 1999).

É provável que as concentrações dos metais que apresentaram diferença estatística significativa entre as coletas realizadas em diferentes datas ao longo do rio, sendo esses o Pb, Cr, Mn e Hg, tenham variado devido as diferenças de balanço hídrico entre as coletas, ou até mesmo uma possível descarga pontual de efluentes durante ou próxima ao momento da coleta de amostras de água superficial, o que poderia explicar a média das concentrações de Cr durante a coleta realizada em setembro maior que as médias das coletas realizadas nos meses anteriores.

Na coluna d'água os teores de metais pesados dissolvidos tendem a variar por várias ordens de magnitude ao longo do tempo e dos diferentes pontos de amostragem, o que se deve

ao grande número de variáveis envolvidas na sua dinâmica, tais como variações diárias e sazonais de fluxo d'água, descargas locais de esgotos urbanos e industriais, variações de pH e condições redox, níveis de detergentes, salinidade e temperatura. Apesar de tais variações, a determinação das concentrações dos metais dissolvidos na água constitui uma ferramenta útil na avaliação do grau de contaminação de um determinado ecossistema e tem sido utilizada por diferentes pesquisadores em todo o mundo (TOMAZELLI, 2003).

Sabe-se que em rios, as concentrações de metais nos sedimentos em suspensão são em geral maiores que a concentração dissolvida na coluna d'água, embora as transferências de metais entre tais compartimentos estejam relacionadas às características do íon metálico, ao tamanho das partículas, ao conteúdo orgânico e à concentração destes no sedimento. Entretanto, em ambientes altamente contaminados por metais pesados, os níveis destacáveis na forma dissolvida podem ser relativamente elevados (TOMAZELLI, 2003).

Ao realizar a correlação do pH com as diferentes concentrações de metais obtidas, usando o teste r – Spearman, foi possível verificar que não existe correlação entre as variáveis (Figura 20). Os coeficientes de correlação de Spearman (r) apresentaram valores para os metais Cd, Pb, Cu, Cr, Mn, Hg, Zn de -0.1796, 0.1216, -0.1520, -0.2477, -0.3222, -0.3733, -0.3750, respectivamente.

Figura 20 - Correlação entre os valores de pH e as concentrações dos metais pesados Cd , Pb, Cu, Cr, Mn, Hg e Zn para as amostras de água superficial

O fato de não ter sido estabelecida correlação entre o pH das amostras e as concentrações dos metais pesados avaliados permite inferir que o pH das amostras não está

determinando a fixação dos metais nesse corpo de água. Este é um parâmetro importante na avaliação de um corpo hídrico uma vez que influencia o processo biológico que ocorre no sistema aquático, bem como a toxicidade e mobilidade de alguns compostos presentes (SILVA, 2006). Considera-se que teores de pH alcalinos favorecem a precipitação de íons metálicos sob a forma de hidróxidos para o sedimento, motivo que diminui a concentração dos metais nas águas superficiais (FEEMA, 1980).

De um modo geral, denota-se que a concentração de metais pesados nesse curso de água encontra-se dentro dos limites estabelecidos na Resolução CONAMA Nº357/2005; evidenciando-se que para esses parâmetros essa água não representa um risco para a saúde pública, embora alguns metais tenham apresentado valores isolados aumentados em alguns pontos de coleta.

Conclusões

5. CONCLUSÕES

O trabalho mostrou leituras de parâmetros limnológicos, análises parasitológicas e bacteriológicas, e avaliações das concentrações de metais pesados em água superficial do córrego Ribeirão Preto, localizado em área urbana e sob forte influência de ação antrópica, característica que foi observada ao longo do córrego e corroborada pelos resultados encontrados, que fornecem dados sobre a qualidade de suas águas, evidenciando a necessidade de proteger esse curso de água de fontes pontuais de contaminação.

A leitura do pH apresentou valores de acordo com os estabelecidos na Resolução CONAMA Nº 357 / 2005 e diferença estatística significativa entre as diferentes coletas realizadas. Já a leitura da condutividade apresentou valores acima dos indicados pela CETESB e diferença estatística não significativa entre as diferentes coletas realizadas. A temperatura mostrou diferença estatística significativa entre as diferentes coletas realizadas e a leitura do oxigênio dissolvido apresentou valores acima dos estabelecidos na Resolução CONAMA Nº 357 / 2005 e diferença estatística não significativa entre as diferentes coletas realizadas. Esses resultados demonstram que o córrego Ribeirão Preto é um ambiente impactado, e que o balanço hídrico e temperatura ambiental pode estar influenciando a variação dos valores encontrados.

A análise parasitológica identificou larvas de nematóide e dois cistos de *Entamoeba coli*, indicando presença de helmintos e protozoários que se caracterizam por causar danos à saúde da população, considerando que apesar de ser um córrego categorizado como classe 4, é utilizado por moradores locais para realização de diversas atividades, entre elas destaca-se a pesca.

A análise bacteriológica apresentou valores maiores, para coliformes totais e *E. coli*, dos estabelecidos na Resolução CONAMA Nº 357 / 2005 para a classe 3 e indícios de contaminação pontual na ponto de coleta I nas coletas III e IV. Esses dados indicam descargas de esgoto no córrego e têm importância como parâmetro indicador da possibilidade da existência de microorganismos patogênicos, responsáveis pela transmissão de doenças de veiculação hídrica.

Os metais pesados Cd, Pb, Cu, Cr, Mn, Hg e Zn, no geral, apresentaram concentrações de acordo com os estabelecidos na Resolução CONAMA Nº 357 / 2005 para as classes 1 e 3, enquanto que o Hg apresentou média das concentrações acima dos estabelecidos para a classe

1. Não houve correlação entre as concentrações dos metais pesados e o pH, indicando que o pH das amostras não está determinando a fixação dos metais nesse corpo de água.

As concentrações dos metais analisados refletem descarga de esgoto basicamente domiciliar e comercial, procedente das atividades que caracterizam o município. No entanto destacamos que os dados retratam um momento específico de coleta e que, portanto, despejos clandestinos e descontinuados podem não ter sido detectados nas amostras coletadas.

Os resultados apresentados fornecem bases para o monitoramento do córrego, recomendando-se sua continuidade, para obter uma série consistente de dados sistematizados e dessa forma prover indicadores concretos que dêem sustentação as ações de planejamento e controle do uso da água do córrego Ribeirão Preto e do solo em seu entorno.

Considerações Finais

6. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Estudos envolvendo corpos hídricos são de grande importância para a saúde pública, principalmente em países em desenvolvimento como o Brasil onde são observados menores índices de saneamento ambiental. Doenças de veiculação hídrica são grandes problemas nessas regiões e como foi mostrado no estudo, muitas vezes os rios e córregos são utilizados em atividades não recomendadas, deixando a comunidade em contato direto com a água ou alimentos contaminados.

Desde 2002 vem sendo construída a rede de coleta de efluentes, que alcançou 97% no município, durante o primeiro semestre do presente ano, motivo pelo qual se espera que a qualidade microbiológica e físico-química desse curso de água melhore, considerando a significativa diminuição de lançamento de efluentes domiciliares e comerciais.

Os resultados apresentados fornecem bases para o monitoramento do córrego. Pretende-se, também, que os mesmos possam ser utilizados como controle para estudos de contaminação em regiões geograficamente similares. O monitoramento da qualidade da água do córrego Ribeirão Preto constitui, assim, um importante instrumento de gestão ambiental, recomendando-se sua continuidade, para obter uma série consistente de dados sistematizados e para subsidiar de forma concreta as ações de planejamento e controle do uso da água do córrego Ribeirão Preto e do solo em seu entorno.

Finalmente, considerando que o córrego Ribeirão Preto é tributário do rio Pardo (principal rio da bacia em que a cidade de Ribeirão Preto está localizada, abrangendo uma área maior de influência) e recebe as águas coletadas e tratadas pela Estação de Tratamento de Esgoto Ambient Serviços Ambientais de Ribeirão Preto S/A Ltda., pode-se dizer que estudos envolvendo as águas coletadas e tratadas pela ETE e as águas do rio Pardo seriam de grande importância para a região e comunidade.

O Laboratório de Ecotoxicologia e Parasitologia Ambiental (LEPA) vem trabalhando nessa linha de pesquisa envolvendo águas superficiais e de reuso, e com os resultados encontrados até agora possibilidades de estudos futuro estão sendo avaliadas, englobando rios com maior abrangência na bacia em que o município de Ribeirão Preto está localizado e o uso de águas de reuso na irrigação de culturas utilizadas para a alimentação por parte da comunidade local.

Referências

7. REFERÊNCIAS¹

AHERN, M.; KOVATS, R. S.; WILKINSON, P.; FEW R.; MATTHIES, F. Global health impacts of floods: epidemiologic evidence. **Epidemiologic Reviews**, Oxford, v. 27, n. 1, p. 36–46, 2005.

ALBERING, H. J.; VAN LEUSEN, S. M.; MOONEN, E. J. C.; HOOGEWERFF, J.A.; KLEINJANS J. C. S. Human health risk assessment: a case study involving heavy metal soil contamination after the flooding of the river Meuse during the winter of 1993–1994. **Environmental Health Perspectives**, Cary NC, v.107, n. 1, p. 37-43, 1999.

ALVARENGA, E.C; SOUZA, A.; GRECO, P.A.P.; ZUQUETE, L. V. **Estudo de impacto ambiental e relatório de impacto ambiental do Aterro Sanitário e Incinerador (EIA-RIMA)**. Ribeirão Preto: DUSARP, 1986.

AGÊNCIA NACIONAL DAS ÁGUAS. **Geo Brasil: recursos hídricos: componente da série de relatórios sobre o estado e perspectivas do meio ambiente no Brasil**. Disponível em: <<http://www.ana.gov.br/bibliotecavirtual/>> Acesso em : 22/ 05/ 2007.

ANGELIS C. F.; MCGREGOR, G. R.; KIDD, C. A three year climatology of rainfall characteristics over tropical and subtropical South America based on TRMM-PR data. **International Journal of Climatology**, Inglaterra, v. 24, n. 3, p. 385-399, 2004.

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 20^a ed. Washington DC: APHA INC. 1015, 1998, 1085 p.

ASCHNER, J. L.; ASCHNER, M. Nutritional aspects of manganese homeostasis. **Molecular Aspects of Medicine**. v. 26, p. 353–362, 2005.

AGENCY FOR TOXIC SUBSTANCES AND DISEASE REGISTRY. **Toxicological Profile for zinc**. Atlanta, 243 p, 1994.

_____. **Toxicological Profile for cadmium**. Atlanta, 347 p, 1997.

_____. **Toxicological profile for lead**. Atlanta, 587 p, 1999.

_____. **Toxicological profile for chromium**. Atlanta, 419 p, 2000.

_____. Cadmium toxicity — Case Studies in Environmental Medicine. **Agency for Toxic Substances and Disease Registry, U.S. Department of Health and Human Services**, Atlanta, GA, 2008.

BAIRD, C. **Química Ambiental**. São Paulo: Bookman, 2002. 622 p.

¹ De acordo com a Associação Brasileira de Normas Técnicas. NBR 6023.

BARCELOUX, D. G. Zinc. **Journal Toxicology - Clinical Toxicology**, n. 37, v. 2, p. 279-292, 1999.

BARROS, R. T. V.; CHERNICHARO, C. A.; HELLER, L.; VON SPERLING, M. **Manual de Saneamento e Proteção Ambiental para os municípios**. Belo Horizonte: DESA/UFGM/TEAM, 1995. 221 p.

BASTOS, R. K. X.; BEVILACQUA, P. D.; HELLER, L.; VIEIRA, M. B. C. M.; BRITO, L. L. A. Abordagem sanitário-epidemiológica do tratamento e da qualidade parasitológica da água: entre o desejável e o possível. In: **21º CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL**. 2001, João Pessoa. Resumos...João Pessoa: ABES, 2001. 1 CD ROM.

BRANCO, S. M. **Hidrobiologia Aplicada à Engenharia Sanitária**. São Paulo: CETESB, 1986. 616 p.

BRANCO, S. M. **Hidrologia Ambiental**. São Paulo: Editora da USP, 1991.

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

BRASIL. Resolução Nº 357. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. **Diário Oficial da União**, Brasília, 17 de março de 2005.

BRZÓSKA, M. M.; MONIUSZKO-JAKONIUK, J. Interactions between cadmium and zinc in the organism. **Food and Chemical Toxicology**, v. 39, p. 967 – 980, 2001.

BUSCH, G. 151 anos - Ribeirão Preto – Nas águas do ribeirão. **Gazeta de Ribeirão**, Ribeirão Preto, 19 jun. 2007. Disponível em: <<http://www.gazetaderibeirao.com.br/anteriores/default.asp>> . Acesso em 14 jul. 2007.

CARVALHO, A. R.; SCHLITTLER, F. H. M.; TORNISIELO, V. L. Relações da atividade agropecuária com parâmetros físicos químicos da água. **Química Nova**, v. 23, n. 5, p. 618-622, 2000.

CASTANIA, J. **Qualidade da água utilizada para consumo em escolas públicas municipais de ensino infantil em Ribeirão Preto-SP**. 2009. 146f. Dissertação (Mestrado em Enfermagem em Saúde Pública) – Escola de Enfermagem de Ribeirão Preto, Universidade de São Paulo, Ribeirão Preto, 2009.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO. **Água**. Relatório de Qualidade das Águas Interiores do Estado de São Paulo – 2005. Disponível em: <http://www.cetesb.sp.gov.br/Agua/relatorios/rios/rel_aguas_int_2005/rel_aguas_int_2005.zip>. Acesso em: 14 mar. 2007.

_____. **Água**. Relatório de Qualidade das Águas Interiores do Estado de São Paulo – 2006. Disponível em: < <http://www.cetesb.sp.gov.br/Agua/rios/relatorios.asp>>. Acesso em: 18 mai.2007.

_____. **Água.** Relatório de Qualidade das Águas Interiores do Estado de São Paulo – 2005. Disponível online em: <http://www.cetesb.sp.gov.br/Agua/relatorios/rios/rel_aguas_int_2005/rel_aguas_int_2005.zip>. Acesso em: 14 mar. 2007

_____. **Variáveis de qualidade das águas.** Disponível em <<http://www.cetesb.sp.gov.br/Agua/rios/variaveis.asp>>. Acesso em: 10 set. 2009.

_____. **Água, 2007.** Disponível em: <<http://www.cetesb.sp.gov.br/Agua/rios/informacoes.asp>>. Acesso em: 14 mar. 2007.

_____. **Guia de coleta e preservação de amostras de água.** São Paulo, 1998, 150 p.

CHASIN, A. A. M. **As Bases Toxicológicas da Ecotoxicologia.** São Carlos: RiMa, 2003. 330 p.

CHASIN, A. A. M.; PEDROZO, M. F. M. **O estudo da Toxicologia.** In: AZEVEDO, F. A.; CHASIN, A. A. M. Metais: gerenciamento de toxicidade. São Paulo: Atheneu, 2003. Cap. 4, p. 52-64.

CIIAGRO ONLINE. **Balanço Hídrico: Ribeirão Preto.** Disponível em: www.ciiagro.sp.gov.br/ciiagroonline. Acesso em: 20 out. 2009.

CLEICK, P. H. Making every drop count. **Scientific American.** v. 284, n. 2, p. 28-33, 2001.

COPI, E. **Caracterização físico-química e determinação de metais pesados em resíduos sólidos provenientes do processo de lodo ativado.** 2001. 64 f. Dissertação (Mestrado em Química) - Universidade de São Paulo, São Carlos, 2001.

CROSSGROVE, J. ZHENG, W. Manganese toxicity upon overexposure. **NMR in Biomedicine,** v. 17, p. 544–553, 2004.

CUNHA, A. C.; CUNHA, H. F., A.; JÚNIOR, A., C., P., B.; DANIEL, L., A.; SHULZ, H., E. Qualidade microbiológica da água em rios de áreas urbanas e periurbanas no baixo Amazonas: o caso do Amapá. **Engenharia Sanitária Ambiental,** vol .9, n. 4, p. 322-328, 2004.

D'AGUILA, P. S.; ROQUE, O. C. C.; MIRANDA, C. A. S.; FERREIRA, A. P. Avaliação da Qualidade da água para Abastecimento público do município de Nova Iguaçu. **Cadernos de Saúde Pública,** v. 16, n. 3, p. 791-798, 2000.

DEPARTAMENTO DE ÁGUAS E ENERGIA ELÉTRICA. **Situação das UGRHIs 2004.** Disponível em http://www.daee.sp.gov.br/acervoepesquisa/perh2204_2207/perh08.pdf Acesso em 04 mai. 2007.

DEPARTAMENTO DE ÁGUAS E ENERGIA ELÉTRICA. **O Projeto Água Limpa** 2007. Disponível em <<http://www.daee.sp.gov.br/cgi-bin/Carrega.exe?arq=/agualimpa/index.htm>> Acesso em 10/06/2007.

DEPARTAMENTO DE ÁGUA E ESGOTO DE RIBEIRÃO PRETO. **Situação das UGRHIs** 2004. Disponível em <http://www.daee.sp.gov.br/acervoepesquisa/perh2204_2207/perh08.pdf> Acesso em 04 mai.2007.

DEPARTAMENTO DE ÁGUA E ESGOTO DE RIBEIRÃO PRETO. 2007. Disponível em <<http://www.daerp.ribeiraopreto.sp.gov.br>> Acesso em 04 jul. 2007.

DEFENSORIA DAS ÁGUAS. **O Estado Real das Águas no Brasil – 2003/2004**. 2004. Disponível em: <www.defensoriadaagua.org.br> Acesso em 27 mai. 2007.

ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Guidelines for Water Reuse**. EPA/625/R-04/108, Washington, DC, 2004.

_____. **Update of ambient water quality criteria for cadmium**. Washington: Office Water, 159 p., 2001. Disponível em: <<http://www.epa.gov/waterscience/criteria/aqualife/cadmium/cad2001upd.pdf>>. Acesso em: 15 abr. 2007.

ESTEVES, F. A. **Fundamentos de limnologia**. Rio de Janeiro: Interciência, 1998, 575 p.

FALKENMARK, M. **Macro-scale water supply/ demand comparison on the global scene**. Stockolm, p. 15-40, 1986.

FUNDAÇÃO ESTADUAL DE ENGENHARIA DO MEIO AMBIENTE. **Levantamento de metais pesados no Estado do Rio de Janeiro - Relatório Preliminar**. Rio de Janeiro: FEEMA (MIMEO), 1980, 94 p.

FIGUEROA, S. N.; NOBRE, C. A. Precipitation distribution over Central and Western tropical South America. **Climanalise**, v. 5, p. 36-45, 1989.

FÖRSTNER, U., WITTMANN, G., T., W. **Metal Pollution in the Aquatic Environment**. Berlin: Springer – Verlag, 1979, 486 p.

FOSTIER, A. H.; OLIVEIRA, S. M. B.; GUIMARÃES, J. R. D.; FORTI, M. C.; MELFI, A. J.; BOULET, R.; FAVARO, D. I. T.; KRUG, F. J. Mercury accumulation in natural forested amazonian soils. **In: Book of Abstract of the 5th International Conference-Mercury As A Global Pollutant**. Rio de Janeiro, 1999, p.557.

FREITAS, M. B., BRILHANTE, O. M., ALMEIDA, L. M. Importância da análise de água para a saúde pública em duas regiões do Estado do Rio de Janeiro: enfoque para coliformes fecais, nitrato e alumínio. **Cadernos de Saúde Pública**, v. 17, n. 3, p. 651-660, 2001.

FRENCH, J.; ING, R.; VON ALLMEN, S.; WOOD, R. Mortality from flash floods: a review of national weather service reports, 1969–81. **Public Health Report**, v. 98, p. 584–588, 1983.

FRITZSONS, E.; MANTOVANI, L. E.; RIZZI, N. E. Aplicação de índices de paisagem às florestas ciliares na bacia do Alto Capivari – Região Cárstica Curitibana. **Floresta**, Curitiba, v. 34, n. 1, p. 3-11, 2004.

GARCIA, I.; DORRONSORO, C. **Contaminación del suelo**. Disponível em: <<http://edafologia.ugr.es/Conta/Tema15/Imágenes/metap1.gif>>. Acesso em: 20 abr. 2007.

GARRET, R. G. Natural sources of metals to the environment, **Human and Ecological Risk Assessment**. p. 945-963, 2000.

GONÇALVES, C. S. **Qualidade de águas superficiais na microbacia hidrográfica do arroio Lino Nova Boêmia - Agudo – RS**. 2003. 114f. Dissertação (Mestrado em Agronomia) - Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2003.

GOYER, R. A. Toxic effects of metals. In: CASSARET, L. J., KLAASSEN C. D.; WATKINS, J. **Cassaret & Doull's Toxicology: The Basic Science of Poisons**. pp. 582-635, 3ª ed. New York: Macmillan Publishing Company, 1986, 974 p

GREENPEACE. **Metais pesados - contaminando a vida**. 2007. Disponível em: <http://www.greenpeace.org.br/toxicos/?conteudo_id=818&sub_campanha=0&img=15> Acesso em 20 abr. 2007.

SISTEMA INTEGRADO DE GESTÃO DE SERVIÇOS DE SANEAMENTO. **2009**. Disponível em: <<http://xwiki.ipad.com.br:8034/xwiki/bin/view/AjudaGSAN/glossarioF>> Acesso em 12 abr. 2009.

GUIMARÃES, C. JR. E LEOPOLDO, P. R. Caracterização Limnológica do Reservatório de Ibitinga – SP: Parâmetros Físicos. **Energia na Agricultura**, v.11, n.4, 1996.

HAINES, A.; KOVATS, R. S.; CAMPBELL-LENDRUM, D.; CORVALAN, C. Climate change and human health: Impacts, vulnerability and public health. **Public Health**, v. 120, n. 7, p. 585-596, 2006.

HANSEN, A.; LEÓN, A.; INCLÁN, L. **Hydrology Engineering Mexico** v.3, p. 55 – 69, 1995.

HELLER, L. **Saneamento e saúde**. Brasília: OPS/OMS. 1997, 97 p.

HAZARDOUS SUBSTANCE DATA BANK. **Cooper**. In: TOMES CPSTM SYSTEM. Toxicology, accupacional medicine and environmental series. Englewood: Micromedex, CD-ROM, 2000.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Busca Nacional por Município**. 2007. Disponíve em: <<http://www.ibge.gov.br/cidadesat/default.php>> Acesso em: 15 mar. 2008.

IBIRÉ. Sociedade Ibiré de educação para o desenvolvimento sustentável. **Água**. 2006. Disponível em: <<http://www.ibire.org.br/agua.htm>>. Acesso em 23 dez. 2006.

JURANEK D. D, ADDISS D. G, BARTLETT M. E, et al. Cryptosporidiosis and public health: Workshop report. **Journal American Water Works Association**; p.69-80, 1995.

LAGUNA, V. G. **Estrutura e diversidade do remanescente de floresta estacional semidecidual do Parque Municipal Morro de São Bento, Ribeirão Preto – SP.** 2000. 100 f. Dissertação (Mestrado em Biologia) – Faculdade de Filosofia, Ciências e Letras, Universidade de São Paulo, 2000.

LEVINA, A.; LAY, P. A. Chemical Properties and Toxicity of Chromium (III) Nutritional Supplements. **Chemical Research in Toxicology**, v. 21, p. 563-571, 2008.

LUDWING, K. M; FREI, F; ALVARES, F. F; PAES, J. T. R. Correlação entre condições de saneamento básico e parasitoses intestinais na população de Assis, Estado de São Paulo. **Revista Sociedade Brasileira de Medicina Tropical**. v. 32. n. 5, 1999.

MAIER, M. H. Ecologia da bacia do rio Jacaré Pepira (47°55' – 48°55'W; 22°30' – 21°55'S – Brasil): qualidade da água do rio principal. **Ciência e Cultura**, v. 39, n. 2, p. 164-185, 1986.

MICARONI, R. C. C. M.; BUENO, M. I. M. S.; JARDIM, W. F. Composto de mercúrio. Revisão de métodos de determinação, tratamento e descarte. **Química nova**, v. 23, n. 4, p. 487-495, 2000.

MORELLI, L. Aumenta a poluição da água. **Revista Eco 21**, 98, 2005. Disponível em: <<http://www.eco21.com.br/textos/textos.asp?ID=1009>> Acesso em 27 mai. 2007.

NASCIMENTO, S. C. **Influência de resíduos sólidos contendo Mn, Zn, Cu, Cr e Pb na qualidade do sistema água/ solo/ sedimento do Córrego da Anta – São José do Rio Preto – SP.** 2002. 88 f. Dissertação (Mestrado em Geociências) - Universidade de São Paulo, São Paulo, 2002.

NEVES, D. P. **Parasitologia Humana**. 11º ed. São Paulo: Editora Atheneu, 2005.

NIKAIDO, M.; OLIVEIRA, A. S.; TREVILATO, T. M. B.; SEGURA-MUNÕZ, S. I. Análise da qualidade de água do córrego Monte Alegre e afluentes, Ribeirão Preto: enfoque para coliformes fecais e metais pesados. **O Mundo da Saúde**, v. 28, n. 4, p. 414 – 420, 2004.

NOJI, E. K. **The public health consequences of disasters**. New York: Oxford University Press. 1997, 488 p.

NORDBERG, G. F. Lung cancer and exposure to environmental cadmium. **The Lancet Oncology**, v. 7, n. 2, p. 99-101, 2006.

ORGANIZACIÓN MUNDIAL DE LA SALUD. **Métodos básicos de laboratorio en parasitología medica**. Genebra, 1992.

PEDROZO, M. F. M. Gerenciamento dos Resíduos. In: AZEVEDO, F. A.; CHASIN, A. A. M. **Metais: Gerenciamento da Toxicidade**. São Paulo: Editora Atheneu. 554 p., 2003.

PIZARRO, F., OLIVARES M., GIDI V., ARAYA M. The gastrointestinal tract and acute effects of cooper in drinking water and beverages. **Environmental Health**, v.14, n.4, p. 231-238, 1999.

QUARTIER, S. Vida sem trégua, na Baixada 24 horas. **A Cidade**, Ribeirão Preto, 7 nov. 2009. Especial, p. A16.

QUEIROZ, I. R. **Determinação de metilmercúrio em peixes de região de garimpo**. 1995. 109 f. Dissertação (Mestrado em Toxicologia) – Faculdade de Ciências Farmacêuticas, Universidade de São Paulo, São Paulo, 1995.

QUEIROZ, R. S. Caminhos que andam: os rios e a cultura brasileira. In: Aldo Rebouças; Benedito Braga; José Galizia Tundisi. (Org.). **Águas doces no Brasil: capital ecológico, uso e conservação**. São Paulo: Escrituras, p. 671-688, 1999.

QUICK, R. E., VENCZEL, L. V., MINTZ, E. D., SOLETO, L., APARICIO, J., GIRONAZ, M., HUTWAGNER, L., GREENE, K., BOPP, C., MALONEY, K., CHAVEZ, D., SOBSEY, M., TAUXE, R. V. Diarrhoeae prevention in Bolivia through point-of-use water treatment and safe storage: a promising new strategy. **Epidemiology and Infection**, v. 122, n. 1, p. 83-90, 1999.

RANA, S. V. S. Metals and apoptosis: Recent developments. **Journal of Trace Elements in Medicine and Biology**, v. 22, p. 262-284, 2008.

REBOUÇAS, A. C. Água doce no mundo e no Brasil. In: REBOUÇAS, A. C.; BRAGA, B.; TUNDISI, J. G. **Águas doces no Brasil: capital ecológico, uso e conservação**. 2ª ed., São Paulo: Escrituras Editora, 2002.

REDE DAS ÁGUAS. **Comitê de Bacias**. Disponível em <http://www.rededasaguas.org.br/comite/comite_01.asp>. Acesso em 05 mar. 2009.

RIBEIRO JR. M.G.; SILVA FILHO, E.V.; SOUZA, M.; LACERDA, L.D. Mercury burden in soils from Central Amazon. In: **Book of Abstract of the 5th International Conference Mercury As A Global Pollutant**. Rio de Janeiro, 1999. 558p.

RODRIGUES, A., S., L. Uma visão holística sobre os ecossistemas fluviais. **Revista da Biologia**, v. 2, p. 8-11, 2009.

ROQUE, O. C. C. **Sistemas Alternativos de Tratamento de Esgotos Aplicáveis as Condições Brasileiras**. 1997. 153 f. Tese (Doutorado em Saúde Pública) – FIOCRUZ: Rio de Janeiro, 1997.

ROSE J. B. Occurrence and significance of Cryptosporidium in water. **Journal. American Water Works Association**; v. 80, n. 2, p. 53–58, 1988.

ROULET, M.; LUCOTTE, M. Geochemistry of mercury in pristine and flooded ferrolitic soils of a tropical rain forest in French Guiana, South America. **Water, Air and Soil Pollution**, v. 80, p. 1079-1088, 1995.

ROULET, M.; LUCOTTE, M.; SAINT-AUBIN, S.; HEAULT, I.; FARELLA, I.; SILVA, E.J.; DEZENCOURT, J.; SOUZA PASSOS, C.J.; SOARES, G.S.; GUIMARÃES, J.R.; MERGLER, D.; AMORIM, M. The geochemistry of mercury in central amazon soils developed on the Alter do Chão formation of the lower Tapajós river valley, Pará State, Brazil. **The Science of the Total Environment**, v. 223, n.1, p.1-24, 1998.

SALNIKOW, K. ZHITKOVICH, A. Genetic and Epigenetic Mechanisms in Metal Carcinogenesis and Cocarcinogenesis: Nickel, Arsenic, and Chromium. **Chemical Research in Toxicology**, v. 21, p. 28-44, 2008.

SARAIVA, N.; BALLESTERO, L. G. B.; POVÊA, A. M.; ANIBAL, F. de F. Incidência da Contaminação Parasitária em Alfices nos Municípios de Araraquara (SP) e São Carlos (SP). **Revista Uniara**, v.16, p. 213-218, 2005.

SEGURA-MUÑOZ, S. I. **Impacto Ambiental na área do Aterro Sanitário e Incinerador de Resíduos Sólidos de Ribeirão Preto: uma avaliação dos níveis de metais pesados. Ribeirão Preto**. 2002. 150 f. Tese (Doutorado em Enfermagem em Saúde Pública) -Universidade de São Paulo, Escola de Enfermagem de Ribeirão Preto, 2002.

SEGURA-MUÑOZ, S. I.; TREVILATO, T. M. M.; TAKAYANAGUI, A. M. M.; HERING, S. E.; CUPO, P. Metales pesados en agua de bebedores de presión. **Archivos Latinoamericanos de Nutrición**, v. 53, n. 1, p. 59-64, 2003.

SHIKLOMANOV, I. **World Water Resources - A new appraisal and assessment for 21st. century**. Paris: UNESCO,1998. 37 p.

SIDDIQUE, A.; BAQUI, A.; EUSOF, A.; ZAMON, K. 1988 flood in Bangladesh: pattern of illness and cause of death. **Journal of Diarrhoeal Diseases Research**, v. 9, p. 310–314, 1991.

SIGRH. Sistema de Informações para o Gerenciamento de Recursos Hídricos do Estado de São Paulo. **Histórico CBH-Pardo**. Disponível em <http://www.sigrh.sp.gov.br/cgi-bin/sigrh_home_colegiado.exe?TEMA=APRESENTACAO&COLEGIADO=CRH/CBH-PARDO&lwgactw=399104> Acesso em 03 abr. 2009.

SILVA, A. E. P.; ANGELIS C. F.; MACHADO, L. A. T.; WAICHMAN, A.. Influência da precipitação na qualidade da água do Rio Purus. **Acta Amazonica**, v. 38, p. 733-742, 2008.

SILVA. T. G. O. **Determinação de teor de metais presentes em amostras de água e sedimentos do córrego Monjolinho, São Carlos-SP**. 2006. 75 f. Monografia (Graduação em Biologia) - Faculdade de Filosofia Ciências e Letras de Ribeirão Preto, Universidade de São Paulo, 2006.

SIU, E. R.; MRUK, D. D. ; PORTO, C. S.; CHENG, C. Y. Cadmium-induced testicular injury, **Toxicology and Applied Pharmacology**. 2009. DOI:10.1016/j.

SMITH H. V, ROBERTSON L. J, ONGERTH J. E. Cryptosporidiosis and giardiasis: the impact of waterborne transmission. **Journal of Water Supply Research and Technology – Aqua**. v. 44, n.6, p. 258–274, 1995.

SOMMER. **Câmara para contagem Sedgewick Rafter**. Disponível em <<http://www.sommerbrasil.com.br/sedgewickrafter.php>> Acesso em 09 out. 2009.

TAVARES, A.R. **Monitoramento da qualidade das águas do rio Paraíba do Sul e diagnóstico de conservação**. 2005. 176 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Sanitária) - Instituto Tecnológico de Aeronáutica, São José dos Campos. 2005.

TOMAZELLI, A. C. **Estudo comparativo das concentrações de cádmio, chumbo e mercúrio em seis bacias hidrográficas do estado de São Paulo**. 2003. 124 f. Tese (Doutorado em Biologia Comparada) – Faculdade de Filosofia Ciências e Letras de Ribeirão Preto, Universidade de São Paulo, Ribeirão Preto, 2003.

TONANI, K. A. A. **Identificação e quantificação de metais pesados, parasitas e bactérias no esgoto bruto e tratado da Estação de Tratamento de Ribeirão Preto, SP**. 2008. 179 f. Dissertação (Mestrado em Enfermagem em Saúde Pública) - Escola de Enfermagem de Ribeirão Preto, Universidade de São Paulo, 2008.

THE UNITED NATIONS EDUCATIONAL, SCIENTIFIC AND CULTURAL ORGANIZATION. **Water for People, Water for Life**. Paris, New York e Oxford. Disponível em: <www.unesco.org/water/wwap/wwdr/table_contents.shtml> acesso em 12 nov. 2007.

VAZ, A. J. Diagnóstico imunológico das parasitoses. In: DE CARLI, A. G. **Parasitologia Clínica: Seleção de métodos e técnicas de laboratório para o diagnóstico das parasitoses humanas**. São Paulo: Editora Atheneu, p. 505-539, 2001.

VOEGBORLO, R., B., EL-METHNANI, A., M., ABEDIN, M., Z. Mercury, cadmium and lead content of canned tuna fish. **Food Chemistry**, v. 67, p. 341- 345, 1999.

WETZEL, R. G.; LIKENS, G. E. **Limnological Analyses**. 2.ed. New York: Springer Verlag, 1991. 391 p.

WORLD HEALTH ORGANIZATION. **Concise International Chemical Assessment Document nº 12 - Manganese and its compounds**. Geneva, 1999.

_____. **Considerations in Evaluating the Cost-effectiveness of Environmental Health Interventions**. Geneva, 2000.

_____. **Environmental Health Criteria 134 - Cadmium**. Geneva, 1992.

_____. **Environmental Health criteria 165 – Inorganic Lead**. Geneva, 1995. 300 p.

_____. **Environmental Health Criteria -Cooper**. Geneva,1998. 200 p.

_____.Regional Office for Europe. **Cadmium - Air Quality Guidelines**. Copenhagen, Denmark, 2000.

WIKIPÉDIA. Wikipédia, a enciclopédia livre. Disponível em <http://pt.wikipedia.org/wiki/Ribeir%C3%A3o_Preto> Acesso em 10 jun 2007.

WORLDWIDE FUND FOR NATURE. Águas no Brasil. Disponível em <www.wwf.org.br> Acesso em: 12 jun 2007.

YABE, M. J. S.; OLIVEIRA, E. Metais pesados em águas superficiais como estratégia de caracterização de bacias hidrográficas. **Química Nova**. v..21, n.5, p. 551-556, 1998.

ZEIDEMANN, V. K.; FORSBERG, B. R.; ROULET, M.; LUCOTTE, M.; JARDIM, W. F. The geochemistry of mercury in soils of the Negro River Basin Brazilian Amazon and its role in the regional mercury cycle. **In: Book of Abstract of the 5th International Conference - Mercury As A Global Pollutant**. Rio de Janeiro. 1999, 561 p.

Apêndices

8. APÊNDICES

Apêndice A - Resultados dos testes realizados com os valores dos parâmetros limnológicos para a verificação de diferença estatística entre as diferentes datas de coleta

pH			
Table Analyzed			
Data Table-1			
Kruskal-Wallis test			
P value	0,0149		
Exact or approximate P value?	Gaussian Approximation		
P value summary	*		
Do the medians vary signif. (P < 0.05)	Yes		
Number of groups	4		
Kruskal-Wallis statistic	10,48		
Dunn's Multiple Comparison Test	Difference in rank sum	P value	Summary
Coleta I vs Coleta II	0,25	P > 0.05	ns
Coleta I vs Coleta III	4,25	P > 0.05	ns
Coleta I vs Coleta IV	14,7	P < 0.05	*
Coleta II vs Coleta III	4	P > 0.05	ns
Coleta II vs Coleta IV	14,45	P < 0.05	*
Coleta III vs Coleta IV	10,45	P > 0.05	ns

Temperatura			
Table Analyzed			
Data Table-1			
Kruskal-Wallis test			
P value	0,0002		
Exact or approximate P value?	Gaussian Approximation		
P value summary	***		
Do the medians vary signif. (P < 0.05)	Yes		
Number of groups	4		
Kruskal-Wallis statistic	19,37		
Dunn's Multiple Comparison Test	Difference in rank sum	P value	Summary
Coleta I vs Coleta II	-7,35	P > 0.05	ns
Coleta I vs Coleta III	14,85	P < 0.05	*
Coleta I vs Coleta IV	5,9	P > 0.05	ns
Coleta II vs Coleta III	22,2	P < 0.001	***
Coleta II vs Coleta IV	13,25	P > 0.05	ns
Coleta III vs Coleta IV	-8,95	P > 0.05	ns

Oxigênio Dissolvido			
Table Analyzed			
Data Table-1			
Kruskal-Wallis test			
P value	0,318		
Exact or approximate P value?	Gaussian Approximation		
P value summary	ns		
Do the medians vary signif. (P < 0.05)	No		
Number of groups	4		
Kruskal-Wallis statistic	3,522		
Dunn's Multiple Comparison Test	Difference in rank sum	P value	Summary
Coleta I vs Coleta II	-5,55	P > 0.05	ns
Coleta I vs Coleta III	-9,55	P > 0.05	ns
Coleta I vs Coleta IV	-6,7	P > 0.05	ns
Coleta II vs Coleta III	-4	P > 0.05	ns
Coleta II vs Coleta IV	-1,15	P > 0.05	ns
Coleta III vs Coleta IV	2,85	P > 0.05	ns

Condutividade			
Table Analyzed			
Data Table-1			
Kruskal-Wallis test			
P value	0,9994		
Exact or approximate P value?	Gaussian Approximation		
P value summary	ns		
Do the medians vary signif. (P < 0.05)	No		
Number of groups	4		
Kruskal-Wallis statistic	0,01756		
Dunn's Multiple Comparison Test	Difference in rank sum	P value	Summary
Coleta I vs Coleta II	0,2	P > 0.05	ns
Coleta I vs Coleta III	0,6	P > 0.05	ns
Coleta I vs Coleta IV	0	P > 0.05	ns
Coleta II vs Coleta III	0,4	P > 0.05	ns
Coleta II vs Coleta IV	-0,2	P > 0.05	ns
Coleta III vs Coleta IV	-0,6	P > 0.05	ns

Apêndice B - Resultados dos testes realizados com os valores das concentrações dos metais pesados para a verificação de diferença estatística entre as diferentes datas de coleta

Cd			
Table Analyzed			
Data Table-1			
Kruskal-Wallis test			
P value	0,0662		
Exact or approximate P value?	Gaussian Approximation		
P value summary	ns		
Do the medians vary signif. (P < 0.05)	No		
Number of groups	4		
Kruskal-Wallis statistic	7,186		
Dunn's Multiple Comparison Test	Difference in rank sum	P value	Summary
Coleta I vs Coleta II	5	P > 0.05	ns
Coleta I vs Coleta III	13	P > 0.05	ns
Coleta I vs Coleta IV	9,4	P > 0.05	ns
Coleta II vs Coleta III	8	P > 0.05	ns
Coleta II vs Coleta IV	4,4	P > 0.05	ns
Coleta III vs Coleta IV	-3,6	P > 0.05	ns

Pb			
Table Analyzed			
Data Table-1			
Kruskal-Wallis test			
P value	0,0034		
Exact or approximate P value?	Gaussian Approximation		
P value summary	**		
Do the medians vary signif. (P < 0.05)	Yes		
Number of groups	4		
Kruskal-Wallis statistic	13,65		
Dunn's Multiple Comparison Test	Difference in rank sum	P value	Summary
Coleta I vs Coleta II	5,8	P > 0.05	ns
Coleta I vs Coleta III	18,8	P < 0.01	**
Coleta I vs Coleta IV	9,4	P > 0.05	ns
Coleta II vs Coleta III	13	P > 0.05	ns
Coleta II vs Coleta IV	3,6	P > 0.05	ns
Coleta III vs Coleta IV	-9,4	P > 0.05	ns

Cu			
Table Analyzed			
Data Table-1			
Kruskal-Wallis test			
P value	0,0871		
Exact or approximate P value?	Gaussian Approximation		
P value summary	ns		
Do the medians vary signif. (P < 0.05)	No		
Number of groups	4		
Kruskal-Wallis statistic	6,566		
Dunn's Multiple Comparison Test	Difference in rank sum	P value	Summary
Coleta I vs Coleta II	-11,35	P > 0.05	ns
Coleta I vs Coleta III	-4,95	P > 0.05	ns
Coleta I vs Coleta IV	-11,1	P > 0.05	ns
Coleta II vs Coleta III	6,4	P > 0.05	ns
Coleta II vs Coleta IV	0,25	P > 0.05	ns
Coleta III vs Coleta IV	-6,15	P > 0.05	ns

Cr			
Table Analyzed			
Data Table-1			
Kruskal-Wallis test			
P value	0,0016		
Exact or approximate P value?	Gaussian Approximation		
P value summary	**		
Do the medians vary signif. (P < 0.05)	Yes		
Number of groups	4		
Kruskal-Wallis statistic	15,32		
Dunn's Multiple Comparison Test	Difference in rank sum	P value	Summary
Coleta I vs Coleta II	7,95	P > 0.05	ns
Coleta I vs Coleta III	13,4	P > 0.05	ns
Coleta I vs Coleta IV	-5,35	P > 0.05	ns
Coleta II vs Coleta III	5,45	P > 0.05	ns
Coleta II vs Coleta IV	-13,3	P > 0.05	ns
Coleta III vs Coleta IV	-18,75	P < 0.01	**

Mn			
Table Analyzed			
Data Table-1			
Kruskal-Wallis test			
P value		P<0.0001	
Exact or approximate P value?		Gaussian Approximation	
P value summary		***	
Do the medians vary signif. (P < 0.05)		Yes	
Number of groups		4	
Kruskal-Wallis statistic		21,16	
Dunn's Multiple Comparison Test			
		Difference in rank sum	P value Summary
Coleta I vs Coleta II		15,7	P < 0.05 *
Coleta I vs Coleta III		22,55	P < 0.001 ***
Coleta I vs Coleta IV		18,15	P < 0.01 **
Coleta II vs Coleta III		6,85	P > 0.05 ns
Coleta II vs Coleta IV		2,45	P > 0.05 ns
Coleta III vs Coleta IV		-4,4	P > 0.05 ns

Hg			
Table Analyzed			
Data Table-1			
Kruskal-Wallis test			
P value		P<0.0001	
Exact or approximate P value?		Gaussian Approximation	
P value summary		***	
Do the medians vary signif. (P < 0.05)		Yes	
Number of groups		4	
Kruskal-Wallis statistic		24,86	
Dunn's Multiple Comparison Test	Difference in rank sum	P value	Summary
Coleta I vs Coleta II	9,45	P > 0.05	ns
Coleta I vs Coleta III	13,45	P > 0.05	ns
Coleta I vs Coleta IV	25,5	P < 0.001	***
Coleta II vs Coleta III	4	P > 0.05	ns
Coleta II vs Coleta IV	16,05	P < 0.05	*
Coleta III vs Coleta IV	12,05	P > 0.05	ns

Zn			
Table Analyzed			
Data Table-1			
Kruskal-Wallis test			
P value		0,1016	
Exact or approximate P value?		Gaussian	
		Approximation	
P value summary		ns	
Do the medians vary signif. (P < 0.05)		No	
Number of groups		4	
Kruskal-Wallis statistic		6,214	
Dunn's Multiple Comparison Test			
		Difference in rank sum	P value
Coleta I vs Coleta II		-3,55	P > 0.05
Coleta I vs Coleta III		8,25	P > 0.05
Coleta I vs Coleta IV		5,5	P > 0.05
Coleta II vs Coleta III		11,8	P > 0.05
Coleta II vs Coleta IV		9,05	P > 0.05
Coleta III vs Coleta IV		-2,75	P > 0.05
			Summary

Anexos

9. ANEXOS

Anexo A - Demarcação por GPS (Global Positioning System) dos pontos de coleta (1 a 10) ao longo do Córrego Ribeirão Preto

Alt. - Altitude

Anexo B – Balanço hídrico semana e mensal de Ribeirão Preto entre novembro de 2008 e outubro de 2009

Resenha: Ribeirão Preto no período de 01/11/2008 até 01/10/2009								
Período (Mes)	Temperatur a Máxima Absoluta	Temperatur a Mínima Absoluta	Temperatur a Máxima Mensal	Temperatur a Mínima Mensal	Temperatur a Média	ET P	Preciptaçã o	DCC H
	(°C)					(mm)		
	Ano de 2008							
novembr o	34	15,3	30,7	18,5	24,6	136	117,6	18
dezembr o	33,6	14,4	29,9	18,7	24,3	136	290,7	16
Ano de 2009								
janeiro	33,3	16,1	29	19,1	24,1	133	231,2	21
fevereiro	33,7	18,2	30,2	19,9	25,1	125	173,6	12
março	34,6	18,2	30,2	19,7	24,9	125	89,7	13
abril	31,1	12,9	28,8	16,4	22,6	85	56,1	5
maio	30,2	11,6	27,6	15,1	21,4	70	22,8	5
junho	28	3,8	24,3	11,3	17,8	51	62,3	8
julho	30,4	5,8	27	13,9	20,4	63	47	4
agosto	32,1	7,7	27,6	14,4	21	75	124,9	7
setembr o	33,5	12	29,2	17,2	23,2	96	181,2	11
outubro	33,1	13,8	30,1	18,2	24,1	123	112,4	13
CIIAGRO ONLINE								

Balanço Hídrico Semanal: Ribeirão Preto no período de 01/11/2008 até 01/10/2009								
Período (Semana)	Temperatura Média (°C)	Precipitação	Armazenamento	Evapotranspiração Real	Déficit Hídrico	Excedente Hídrico	Manejo do Solo	Desenvolvimento Vegetal
	(mm)							
03/11/2008 a 09/11/2008	25,5	12,6	3	14	20	0	C	C
10/11/2008 a 16/11/2008	24,5	65,4	38	30	0	0	D	D
17/11/2008 a 23/11/2008	23,8	9,8	33	15	14	0	D	D
24/11/2008 a 30/11/2008	24,4	27,4	27	28	2	0	D	D
01/12/2008 a 07/12/2008	24,5	12,2	23	16	15	0	D	D

08/12/2008 a	24,7	52,0	42	33	0	0	D	D
14/12/2008								
15/12/2008 a	24,3	61,2	73	31	0	0	R	R
21/12/2008								
22/12/2008 a	23,2	154,1	125	28	0	74	D	O
28/12/2008								
29/12/2008 a	24,6	60,2	125	32	0	28	D	O
04/01/2009								
05/01/2009 a	23,6	22,2	118	29	0	0	D	O
11/01/2009								
12/01/2009 a	25,5	60,2	125	33	0	20	D	O
18/01/2009								
19/01/2009 a	24,0	14,2	110	29	1	0	F	F
25/01/2009								
26/01/2009 a	23,5	85,6	125	29	0	41	D	O
01/02/2009								
02/02/2009 a	25,5	22,8	116	31	1	0	D	O
08/02/2009								
09/02/2009 a	24,3	137,8	125	29	0	100	D	O
15/02/2009								
16/02/2009 a	25,4	8,4	104	30	2	0	F	F
22/02/2009								
23/02/2009 a	25,5	4,6	84	25	7	0	F	R
01/03/2009								
02/03/2009 a	26,8	0,0	64	20	13	0	R	R
08/03/2009								
09/03/2009 a	24,7	42,6	79	28	0	0	F	R
15/03/2009								
16/03/2009 a	24,5	6,4	67	18	8	0	R	R
22/03/2009								
23/03/2009 a	24,0	32,6	74	26	0	0	R	R
29/03/2009								
30/03/2009 a	23,7	19,0	70	23	3	0	R	R
05/04/2009								
06/04/2009	23,9	2,5	60	13	9	0	R	D

9 a 12/04/2009							
9 a 13/04/2009							
9 a 19/04/2009	21,9	42,7	84	19	0	0	F R
9 a 20/04/2009							
9 a 26/04/2009	21,5	0,0	72	12	7	0	R R
9 a 27/04/2009							
9 a 03/05/2009	21,8	0,0	62	10	9	0	R D
9 a 04/05/2009							
9 a 10/05/2009	21,4	5,8	57	11	5	0	R D
9 a 11/05/2009							
9 a 17/05/2009	21,1	16,7	58	16	0	0	R D
9 a 18/05/2009							
9 a 24/05/2009	20,1	0,0	52	6	9	0	R D
9 a 25/05/2009							
9 a 31/05/2009	22,7	0,3	45	7	10	0	D D
9 a 01/06/2009							
9 a 07/06/2009	15,8	1,8	42	5	6	0	D D
9 a 08/06/2009							
9 a 14/06/2009	18,2	50,9	81	12	0	0	F R
9 a 15/06/2009							
9 a 21/06/2009	17,2	0,0	74	7	4	0	R R
9 a 22/06/2009							
9 a 28/06/2009	19,2	9,6	72	12	1	0	R R
9 a 29/06/2009							
9 a 05/07/2009	20,5	13,2	72	14	0	0	R R
9 a 06/07/2009							
9 a 12/07/2009	20,7	24,4	82	14	0	0	F R
9 a 13/07/2009							
9 a 19/07/2009	18,6	0,0	74	8	5	0	R R
9 a 20/07/2009							
9 a 26/07/2009	20,3	9,4	71	12	2	0	R R
9 a 27/07/2009							
9 a 02/08/2009	23,0	0,0	63	8	8	0	R R
9 a 03/08/2009	23,0	0,0	54	9	10	0	R D

[illegible]