

UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA “JÚLIO DE MESQUITA
FILHO” FACULDADE DE CIÊNCIAS AGRONÔMICAS
CÂMPUS DE BOTUCATU

**AVALIAÇÃO DOS IMPACTOS PROVOCADOS PELA DESCARGA
DE EFLUENTE TRATADO NA MICROBACIA DO
CINTRA – BOTUCATU SP**

IVALDE BELLUTA

Dissertação apresentada à Faculdade de
Ciências Agronômicas da UNESP –
Campus de Botucatu, para obtenção do
título de Mestre em Agronomia Programa
de pós-graduação em agronomia “Energia
na Agricultura”.

BOTUCATU – SP

Dezembro – 2008

UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA “JÚLIO DE MESQUITA
FILHO” FACULDADE DE CIÊNCIAS AGRONÔMICAS
CAMPUS DE BOTUCATU

**AVALIAÇÃO DOS IMPACTOS PROVOCADOS PELA DESCARGA
DE EFLUENTE TRATADO NA MICROBACIA DO CINTRA
BOTUCATU SP**

IVALDE BELLUTA

Orientadora: Prof^ª. Dr^ª. Assunta Maria Marques da Silva

Dissertação apresentada à Faculdade de
Ciências Agronômicas da Unesp - Campus
de Botucatu, para obtenção do título de
Mestre em Agronomia Programa de pós-
graduação em Agronomia na “Energia na
Agricultura”.

BOTUCATU – SP

Dezembro – 2008

FICHA CATALOGRÁFICA ELABORADA PELA SEÇÃO TÉCNICA DE AQUISIÇÃO E TRATAMENTO
DA INFORMAÇÃO - SERVIÇO TÉCNICO DE BIBLIOTECA E DOCUMENTAÇÃO - UNESP - FCA
- LAGEADO - BOTUCATU (SP)

Belluta, Ivalde, 1963-

B449a Avaliação dos impactos provocados pela descarga de
 efluente tratado na microbacia do Cintra - Botucatu SP /
 Ivalde Belluta. - Botucatu : [s.n.], 2009.
 v, 114 f. : il. color., gráfs., tabs., fots.

 Dissertação (Mestrado) -Universidade Estadual Paulista,
 Faculdade de Ciências Agronômicas, Botucatu, 2009
 Orientador: Assunta Maria Marques da Silva
 Inclui bibliografia.

1. Córrego do Cintra (Botucatu, SP). 2. Bacias hidrográfi-
cas. 3. Água - Qualidade. 4. Defensivos vegetais. 5. Eu-
trofização. I. Silva, Assunta Maria Marques da. II. Uni-
versidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho"
(Campus de Botucatu). Faculdade de Ciências Agronômicas.
III. Título.

UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA “JÚLIO DE MESQUITA FILHO”
FACULDADE DE CIÊNCIAS AGRONÔMICAS
CAMPUS DE BOTUCATU

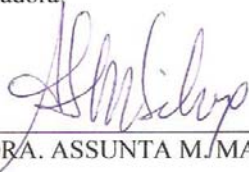
CERTIFICADO DE APROVAÇÃO

**TÍTULO: AVALIAÇÃO DOS IMPACTOS PROVOCADOS PELA DESCARGA DE
EFLUENTE TRATADO NA MICROBACIA DO CINTRA – BOTUCATU – SP**

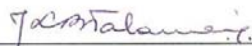
ALUNO: IVALDE BELLUTA

ORIENTADORA: PROFA. DRA. ASSUNTA M. MARQUES DA SILVA

Aprovado pela Comissão Examinadora



PROFA. DRA. ASSUNTA M. MARQUES DA SILVA



PROF. DR. JANDIRA LIRIA BISCALQUINE TALAMONI



PROF. DR. RAIMUNDO LEITE CRUZ

Data da Realização: 15 de dezembro de 2008.

AGRADECIMENTOS

Agradeço a Deus por ter concedido a oportunidade de estudar na conceituada Universidade Estadual Paulista –UNESP e ter-me proporcionado momentos de superação ao longo do presente trabalho.

À minha família, especialmente minha mãe e a minha esposa que sempre estiveram presentes nos momentos mais difíceis da execução do presente trabalho.

A Prof^a Dr^a Assunta Maria Marques da Silva, pela valiosa orientação, conhecimentos e dedicação.

Para Luciana Ambrósio de Tofoli, pós-graduanda do Programa Energia na Agricultura pela atenção e presteza nos momentos que mais precisei.

As servidoras do Departamento de Química e Bioquímica, em especial Vânia Aparecida Ribeiro pela sua experiência e contribuição na elaboração de análises e pelos serviços técnico-administrativos de Maria Aparecida Nunes de Oliveira.

Aos servidores da Administração Geral, Supervisores da Seção de Conservação, Manutenção e Zeladoria que juntamente com os servidores do Instituto de Biociências, através da GAC (Grupo Administrativo do Campus) realizaram a vistoria de toda a rede de esgoto do Jardim Botânico com o intuito de identificar e reintegrar lançamentos de esgoto clandestino encontrado no Córrego do Cintra, localizado no sistema tronco da estação de tratamento.

Aos funcionários do Departamento de Engenharia Rural, da Faculdade de Ciências Agronômicas, especialmente ao Ronaldo Alberto Pólo e Sílvio Sabatini Scolastici, pela inestimável colaboração nos trabalhos de implantação e desenvolvimento da pesquisa, pelo apoio e amizade.

Pelos serviços da SABESP de Botucatu que não mediram esforços para nos atender na execução da manutenção no P. V. 26 (poço de visita), considerado um dos lançamentos de efluente não tratado no córrego.

A equipe da Vigilância em Saúde Ambiental do município de Botucatu pela execução da varredura na calha do Córrego do Cintra, partindo do Bairro Vista Alegre até o Jardim Botânico, no sentido de localizar possível lançamento de esgoto no córrego. A Secretaria do Meio Ambiente do município de Botucatu na pessoa do Secretário Wado Silva que não mediu esforços para auxiliar na identificação dos possíveis lançamentos de esgoto no córrego.

SUMÁRIO

Página

1 RESUMO	01
2 SUMMARY	03
3 INTRODUÇÃO E OBJETIVOS	05
4 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	10
4.1 Uso e Classificação das Águas	10
4.2 Ciclo da água	13
4.3 Planejamento e gestão dos Recursos Hídricos.....	14
4.4 Aspectos jurídicos da gestão das águas no Brasil.....	16
4.5 Bacias Hidrográficas	19
4.6 Parâmetros de qualidade das águas	25
5 MATERIAL E MÉTODOS.....	33
5.1 Área de estudo e pontos de coleta de amostras.....	33
5.2 Cálculos dos parâmetros morfométricos da microbacia.....	39
5.3 Variáveis estudadas	41
5.3.1 Análise dos atributos organolépticos da água	42
5.3.2 Parâmetros Microbiológicos – Coliformes Termotolerantes e Totais.....	43
5.3.3 Espécies Químicas.....	44
5.3.4 Defensivos agrícolas.....	44
5.4 Tratamento estatístico.....	45
6 RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	47
6.1 Parâmetros morfométricos da microbacia	47
6.2 As análises organolépticas da água	50
6.3 Parâmetros físico-químicos	54
6.4 Espécies Químicas	71
6.5 Parâmetros Microbiológicos	76
6.6 Defensivos agrícolas	80
7 CONCLUSÃO	85
8 REFERÊNCIAS.....	87
APÊNDICE I.....	104
APÊNDICE II.....	109

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Descrição dos pontos de coletas na região estudada.....	37
Tabela 2 - Descrição da Ocupação do Solo e medidas das áreas ocupadas.....	38
Tabela 3 – Resultado dos dados morfométricos da Microbacia do Córrego do Cintra.....	47
Tabela 4 – Aspecto da água nos pontos de coleta	50
Tabela 5 – Odor da água nos pontos de coleta	51
Tabela 6- Média e Desvio padrão referente a Cor.....	52
Tabela 7 - Média e Desvio padrão referente a Turbidez.....	54
Tabela 8 - Média e Desvio padrão referente a pH.....	55
Tabela 9 - Média e Desvio padrão referente a Temperatura da água	59
Tabela 10 - Média e Desvio padrão referente a Temperatura do ar	60
Tabela 11 - Média e Desvio padrão referente a CE.....	62
Tabela 12 - Média e Desvio padrão referente o OD	64
Tabela 13 - Média e Desvio padrão referente ao OC	66
Tabela 14 - Média e Desvio padrão referente ao COT	67
Tabela 15 - Média e Desvio padrão referente a DBO ₅	70
Tabela 16 - Média e Desvio padrão referente a Nitrato.....	72
Tabela 17 - Média e Desvio padrão referente a Nitrito	74
Tabela 18 - Média e Desvio padrão referente ao Fosfato	75
Tabela 19 - Média e Desvio padrão referente a Coliformes termotolerantes.....	77
Tabela 20 - Média e Desvio padrão referente a Coliformes Totais.....	79
Tabela 21 - Determinações de defensivos agrícolas realizadas nas 6 coletas no P ₂	81
Tabela 22 - Determinações de defensivos agrícolas realizadas nas 6 coletas no P ₄	82
Tabela 23 – Determinações de defensivos agrícolas realizadas nas 6 coletas no P ₈	82

LISTA DE FIGURAS

Figura 1- Ciclo Hidrológico	14
Figura 2- Subdivisão da UGRHI-10	18
Figura 3 - Desenho esquemático de uma Microbacia.....	20
Figura 4- Formas das microbacias hidrográficas.....	21
Figura 5- Sistema de classificação da rede de drenagem.....	23
Figura 6 – Microbacia do Córrego do Cintra	36
Figura 7 – Garrafa de OD ou batiscafo	39
Figura 8 – Perfil do Córrego do Cintra/Araquá em termos de altitude.....	41
Figura 9- Medidas de comparação de nível de cor da água nos pontos de coleta.....	53
Figura 10 - Medidas da turbidez (NTU) da água nos pontos de coleta	54
Figura 11 - Medidas do pH da água nos pontos de coleta	56
Figura 12 – Totais pluviométricos mensais no período de Jun/05 a Maio/06.....	57
Figura 13 - Medidas da Temperatura da água (°C) nos pontos de coleta	60
Figura 14 - Medidas da Temperatura do ar (°C) nos pontos de coleta	61
Figura 15- Medidas da Condutividade elétrica ($\mu\text{S.cm}^{-1}$) da nascente à foz.....	62
Figura 16 - Medidas da CE nos pontos de coleta	63
Figura 17 - Medidas do Oxigênio Dissolvido ($\text{mgO}_2.\text{L}^{-1}$) nos pontos de coleta.....	65
Figura 18 - Medidas do Oxigênio Consumido ($\text{mgO}_2.\text{L}^{-1}$) nos pontos de coleta.....	66
Figura 19- Variação espacial das médias anuais de OD e OC ($\text{mgO}_2.\text{L}^{-1}$)	67
Figura 20- Médias do COT ($\text{mgO}.\text{L}^{-1}$) nos pontos de coleta	68
Figura 21 - Variação espacial das concentrações médias do COT (mg.L^{-1}) e o pH.....	69
Figura 22 - Médias da DBO_5 da água ($\text{mgO}_2.\text{L}^{-1}$) nos pontos de coleta.....	70
Figura 23 – Medidas da DBO_5 ($\text{mgO}_2.\text{L}^{-1}$) nos pontos 2, 4 e 8.....	71
Figura 24 - Médias do Nitrato da água (mg.L^{-1}) nos pontos de coleta	73
Figura 25 – Médias do Nitrito da água (mg.L^{-1}) nos pontos de coleta	74
Figura 26 - Medidas do Fósforo Total na água nos pontos de coleta.....	76
Figura 27 - Coliformes Termotolerantes (NMP) nos pontos de coleta.....	78
Figura 28 - Coliformes Totais (NMP) nos pontos de coleta	80

APÊNDICE I

Tabela 1 - Parâmetros de qualidade de água no P ₁	104
Tabela 2 - Parâmetros de qualidade de água no P ₂	104
Tabela 3 - Parâmetros de qualidade de água no P ₃	105
Tabela 4 - Parâmetros de qualidade de água no P ₄	105
Tabela 5 - Parâmetros de qualidade de água no P ₅	106
Tabela 6 - Parâmetros de qualidade de água no P ₆	106
Tabela 7 - Parâmetros de qualidade de água no P ₇	107
Tabela 8 - Parâmetros de qualidade de água no P ₈	107
Tabela 9 - Resultado dos Coliformes Termotolerantes e Totais da nascente à foz.....	108

APÊNDICE II

Figura 1 – Foto aérea da região estudada com todos os pontos de coleta.....	109
Figura 2 - Local a jusante da Nascente (P ₁)	110
Figura 3 - Local a jusante das Lagoas de Estabilização de Esgoto (P ₂)	110
Figura 4 - Local a montante do Bairro Vista Alegre (P ₃)	111
Figura 5 - Local a jusante do Bairro Vista Alegre (P ₄).....	111
Figura 6 - Ponte da estrada do Loteamento Boa Esperança (P ₅).....	112
Figura 7 - Local próximo à Rodovia Marechal Rondon Km 258 (P ₆).....	112
Figura 8 - Próximo à Rodovia Marechal Rondon Km 259 (P ₇)	113
Figura 9 – Cachoeira do Parque Ecológico da Pavuna - APA (P ₈)	113
Figura 10 – Construção da ETE - SABESP e canalização da nascente no P2.....	114
Figura 11 - Construção da ETE – SABESP e canalização da nascente no P2.....	114

1 RESUMO

O município de Botucatu está localizado na região centro-sul do Estado de São Paulo, a 230km da capital, com altitudes variando de 400 a 950 metros. Essa geomorfologia propicia a formação de quedas d'água, cujo relevo chamado de "Cuesta" é divisor de águas entre a Bacia do Rio Paranapanema e a Bacia do Rio Tietê. A Microbacia do Córrego do Cintra está localizada na região noroeste da cidade de Botucatu, tem suas nascentes dentro do Campus da UNESP de Rubião Junior e segue seu fluxo ao norte até a Bacia Hidrográfica do Tietê. O presente estudo teve como objetivos avaliar os impactos provocados pela descarga de efluente tratado e não tratado, detectar, qualitativa e quantitativamente, possíveis fontes de contaminação pontual e difusa, analisar parâmetros morfométricos da microbacia e propor medidas de conservação e recuperação da nascente e matas ciliares. Os parâmetros analisados foram: Atributos organolépticos, Físico-químicos, Espécies Químicas, Microbiológicos, Análise de Defensivos Agrícolas, além de parâmetros Morfométricos da microbacia. As coletas de amostras de água foram bimensais durante 12 meses, de Junho/2005 a Maio/2006, em 8 pontos diferentes ao longo do córrego, sendo que 6 pontos de coleta (1 a 6) estão dentro desta microbacia e 2 pontos (7 e 8) estão a jusante da foz, que é divisor de águas da microbacia do Rio Araquá, onde está localizado o Parque Ecológico Pavuna, com suas cachoeiras. Os dados das análises de qualidade da água foram discutidos em termos de médias anuais, desvio padrão e

comparação entre médias (teste de Tukey). Todos os parâmetros Físico-químicos e espécies químicas, denunciaram contaminação pontual nos pontos 1 e 2. Para os Defensivos Agrícolas foram encontradas concentrações significativas para os Piretróides, na ordem de 5,5 vezes o índice máximo permitido pela Portaria do Ministério da Saúde (MS) em águas para consumo humano e detectada a presença de Organoclorados em várias amostras, o que é preocupante devido seu desuso e proibição do mesmo. Observou-se também, focos pontuais de contaminação por coliformes termotolerantes que atingiram 2400 NMP/100ml. As características Morfométricas da Microbacia do Córrego do Cintra mostram que é pouco provável a ocorrência de enchentes e inferem excelentes condições para a agricultura agroecológica e preservação da qualidade da água da nascente a foz. Há, mesmo assim, a necessidade de orientação no gerenciamento rural, reflorestamento da mata ciliar e efetivação de ações com a finalidade de extinguir focos existentes de lançamentos pontuais, visando preservar a água na nascente, seja para a população ribeirinha, a dessedentação de animais e recreação nas cachoeiras sem causar danos à saúde dos frequentadores, além de minimizar a influência do Córrego do Cintra sobre o reservatório da Barra Bonita (Tietê) em termos de eutrofização.

Palavra chave – Córrego do Cintra, bacia hidrográfica, qualidade da água, defensivos agrícolas, eutrofização

EVALUATION OF THE IMPACTS CAUSED BY TREATED EFFLUENT DISCHARGE INTO CINTRA MICRO-WATERSHED – BOTUCATU, SÃO PAULO STATE, BRAZIL. Botucatu, 2008. 113p.

Dissertação (Mestrado em Agronomia/Proteção de Plantas) – Faculdade de Ciências Agronômicas, Universidade Estadual Paulista.

Author: IVALDE BELLUTA

Adviser: ASSUNTA MARIA MARQUES DA SILVA

2 SUMMARY

Botucatu is a municipality located in the central south region of São Paulo State, 230km away from the capital, at altitudes ranging from 400 to 950m. The landforms in this region favor the formation of waterfalls; the relief, called "Cuesta", is a water divisor for the watersheds of Paranapanema and Tietê Rivers. Cintra Stream Micro-watershed is situated in the northwest region of Botucatu; its headwaters are inside the campus of São Paulo State University-UNESP, Rubião Junior District, and runs to the north towards Tietê Watershed. This study aimed to evaluate the impacts caused by treated and non-treated effluent discharge; detect, qualitatively and quantitatively, possible punctual and diffuse contamination sources; analyze morphometric parameters; and suggest conservation and recovery measures for the headwaters and riparian forests of Cintra Micro-watershed. The analyzed parameters were: organoleptic and physicochemical properties, chemical species, microbiological elements, pesticides, and morphometric parameters of the micro-watershed. Water samples were bimonthly collected for 12 months, between June/2005 and May/2006, in 8 different sites over the stream, of which 6 collection sites (1–6) are inside the micro-watershed and 2 sites (7 and 8) are downstream to its mouth. The latter is a water divisor for Araquá River Micro-watershed, where Pavuna Ecological Park and its waterfalls are located. The data from water quality analysis were

discussed considering annual means, standard deviation and comparison of means (Tukey's test). All physicochemical parameters and chemical species indicated punctual contamination in sites 1 and 2. For pesticides, there were significant pyrethroid concentrations, 5.5-fold higher than the maximum index allowed by the Edict of the Ministry of Health for waters destined to human consumption; also, organochlorines were detected in several collections, which is worrying since they are forbidden. Besides, punctual contamination by thermotolerant coliforms reached 2400 MPN/100ml. The morphometric characteristics of Cintra Micro-watershed suggest this stream is not prone to overflow and presents excellent conditions for agroecology and water quality preservation from its headwaters to mouth. However, there is the need of rural management guiding, riparian reforestation and actions directed to eliminate existing sites of punctual discharge, aiming at preserving the headwaters for riparian population use, animal consumption, and recreation in the waterfalls with no harm to the health of users, minimizing thus the influence of Cintra Stream on Barra Bonita reservoir (Tietê) concerning eutrophication.

Keywords – Cintra Stream, watershed, water quality, pesticides, eutrophication

3 INTRODUÇÃO E OBJETIVOS

A água doce representa um recurso natural mais precioso do que o petróleo para o ser humano. A redução ou ausência de petróleo traria inconvenientes à sociedade moderna, mas a sobrevivência desta estaria imediatamente impossibilitada sem a existência de água (SUGUIO, 2006). A água é essencial à vida. Além de constituir o meio da maioria dos seres vivos, a água é o principal constituinte celular. Juntamente com a sua quantidade e qualidade, que determinam o aparecimento e a manutenção dos seres vivos na terra, “exerce diversas funções: biológica (integrante das células dos seres vivos), ambiental (suporte dos ecossistemas aquáticos), técnico-econômica (fator de produção), e simbólica por estar associada a valores sócios – culturais)” (ENCICLOPÉDIA, 1999 apud CASTRO, 2003). Portanto, as formas de vida existentes na Terra dependem da água.

Mais de 97,5% da água presente no planeta é água salgada, indisponível para beber e para a maioria dos usos. O restante, 2,5% são de água doce. A maior parcela desta água doce (68,9%) forma as calotas polares, as geleiras e neves as eternas, que cobrem os cumes das montanhas mais altas da Terra. Os 29,9% restantes constituem as águas doces subterrâneas. A umidade dos solos e águas dos pântanos representam cerca de 0,9% do total e a água doce dos rios e lagos cerca de 0,3% (REBOUÇAS, 2006).

O volume de água doce existente na superfície do território brasileiro corresponde a 11,6% de toda a água doce da superfície do planeta; 70% dessas águas brasileiras se encontram na Bacia Amazônica e os 30% restantes encontram-se distribuídos irregularmente pelo resto do país, onde vivem 93% da população brasileira. É importante considerar que os 170 milhões de habitantes brasileiros correspondem a apenas 3% da população mundial (SUGUIO, 2006).

No Brasil, segundo Castro (2003), o problema não é a falta e sim a escassez localizada da água em áreas densamente povoadas e sua disponibilidade é elevada devido à rápida renovação dos rios. Contudo, o problema está associado ao manejo inadequado da água, como desperdício e os privilégios de detentores do capital.

Para Castro (2003) tem-se como paradoxo do crescente uso dos recursos hídricos, tem-se inserido cada vez mais resíduos no ambiente, que, direta ou indiretamente, prejudicam a qualidade da água, decorrente dos mesmos motivos que levam a necessidade por mais águas.

Ainda segundo o autor, áreas antropizadas, como o meio urbano, requerem grande volume hídrico para satisfazer a multiplicidade de necessidades criadas por este modo de vida. Em contrapartida, o volume de resíduos sólidos e efluentes urbanos produzidos no uso doméstico, industrial e comercial é mais complexo, diversificado e concentrado, o que dificulta o processo de tratamento e depuração natural da água.

Callisto et al. (2002) afirmaram que os múltiplos impactos antrópicos sobre os ecossistemas aquáticos têm sido responsáveis pela deterioração da qualidade ambiental de bacias hidrográficas extremamente importantes no território brasileiro. Segundo Galdean et al. (2001) apud Callisto et al (2002), para a grande variabilidade de rios na natureza, é necessária a proposição de classificações regionais de rios naturais, devendo sempre considerar as condições específicas da região em que estão inseridos.

Tanto a agricultura como a pecuária têm uma necessidade imediata: o espaço físico. Isto faz do desmatamento a primeira consequência prejudicial ao ambiente. Com isso, o solo desnudo fica exposto à lixiviação o que resulta no seu empobrecimento e conduzem o material para áreas mais baixas, que, em geral, convergem para rios e lagos, que podem acarretar aumento no uso de fertilizantes, desequilibrando o conteúdo de nutrientes no solo e expondo-o à contaminação química. A exemplo disto, Soto-Jimenez (2003) menciona o pântano Chiricahueto, Estados Unidos, que foi particularmente

impactado pela deposição de efluentes não tratados domésticos e industriais, além dos agrotóxicos carregados pelas chuvas das áreas agrícolas. A conversão da floresta nativa em extensas áreas de terras para cultivo e urbanização, foi ocupada por grandes fazendeiros. O estudo investigou a poluição por vários metais no sedimento e suas diversas origens.

No Brasil, uma bacia hidrográfica é conhecida legalmente como unidade de planejamento. Isto pode ser observado na resolução do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA, 1986a), em seu artigo 5º, item III, que declara: “definir os limites da área geográfica a ser direta ou indiretamente afetada pelos impactos, denominados de área de influência do projeto, considerando em todos os casos, a bacia hidrográfica, na qual se localiza”. Em cumprimento desta resolução, é que vem sendo muito utilizada no país a caracterização das bacias. Esta caracterização contribui e muito no fornecimento de dados e informações a respeito do ambiente que ali se insere, pois, delimita uma região geográfica distinta. Uma microbacia, com seu ecossistema natural preservado é a base da produção de água de forma regular e sustentável. (RODRIGUES, 2006). Sua vegetação natural, a mata ciliar, é toda a formação florestal ocorrente ao longo dos cursos d’água, em locais sujeitos a inundações temporárias, em nascentes e olhos d’água, que desempenha importante papel na manutenção da quantidade e qualidade das águas, na estabilidade dos solos e no controle de processos erosivos. (PASSOS, 1998).

Assim, o manejo de bacias hidrográficas deve contemplar a preservação de seus recursos, além de seus interferentes em uma unidade geomorfológica da paisagem como forma mais adequada de manipulação sistêmica dos recursos de uma região (CALHEIROS et al., 2004).

A água destinada para o consumo humano e animal deve ser isenta de contaminantes químicos e biológicos, além de apresentar certos requisitos de ordem estética. Entre os contaminantes biológicos, são citados os organismos patogênicos compreendendo bactérias, vírus, protozoários e helmintos, que, veiculados pela água, podem, através de sua ingestão, parasitar o organismo humano ou animal (BRANCO, 1974).

Considera-se que a água está contaminada quando não está adequada para beber ou para o consumo doméstico e quando os animais não podem bebê-la nem viver nela. A presença de impurezas tornam desagradável o uso recreativo podem comprometer os usos industriais ou agrícolas da água. Os estudos sobre a composição das águas superficiais de distintas bacias permitem indicar pontos que apresentam elevadas

cotas de contaminação, que constituem um evidente perigo para o meio ambiente (PRADA et al., 1993).

Com esta finalidade, a utilização de diversos parâmetros para determinar quantitativamente o impacto da poluição sobre as comunidades aquáticas e o homem tem sido bastante comum. Instrumentos capazes de fazer medidas de qualidade de água são úteis na detecção de cargas na composição d'água. Temperatura da água, condutividade elétrica, pH e oxigênio dissolvido são os mais comumente monitorados (RANALLI, 1998).

O município de Botucatu está situado na região centro-sul do Estado de São Paulo, ocupando área territorial de 1522 km² e está situada a 230 km da capital. Esta região apresenta uma geomorfologia que propicia a formação de quedas d'água e, além da vegetação exuberante nas áreas íngremes, a riqueza paisagística está presente no “front da Cuesta” de Botucatu. Não há registro de tal semelhança em formações de “Cuestas” em outro local do mundo (SOUZA et al., 2003).

As águas superficiais no município de Botucatu é drenado por duas Bacias hidrográficas, a do Rio Paranapanema e a do Rio Tietê, ambos afluentes do Rio Paraná, integrantes, em âmbito continental, da Bacia Platina. O divisor entre as duas bacias na região da “Cuesta” está situado a 950 m de altitude, no Distrito de Rubião Júnior. A Bacia do Tietê, o único grande curso d'água paulista que atravessa a linha da “Cuesta” e atinge os limites ocidentais do Estado. O rio Tietê nasce na “Serra do Mar”, no município de Salesópolis, com 1030 metros de altitude a 22 km das praias do Atlântico. Ao contrário de outros rios, ele se volta para o interior do Estado de São Paulo num percurso de 1140 Km da nascente até chegar ao rio Paraná, na divisa do Mato Grosso do Sul (SOUZA et al., 2003). Considerado importante rio e apesar de receber grandes cargas de esgoto da cidade de São Paulo, o Tietê é dotado de uso múltiplo e facilidade de articulação com a região oeste, tal como ocorre com os eixos rodoviários.

Ainda segundo o autor, a maior parte dos rios integrantes da bacia do Tietê são responsáveis pelo mais intenso trabalho erosivo e vitimados por fontes poluidoras residenciais e industriais registrados em terras dos municípios. No município de Botucatu os mais importantes são os afluentes do ribeirão Lavapés e do Rio Araquá, sendo que ambos desagüam no rio Capivara e consequentemente atinge o reservatório da Barra Bonita (Rio Tietê).

Dentre os vários afluentes do Rio Araquá, o mais importante é o Córrego do Cintra, objeto de estudo do presente trabalho. Este córrego nasce no Jardim Botânico, dentro do Campus da Universidade Estadual Paulista de Rubião Junior. O trecho entre a nascente até as cachoeiras localizadas no Parque Ecológico Pavuna (7,3 km), sofre influências do efluente tratado nas lagoas de estabilização de esgoto sanitário (SABESP - ETE), provenientes da população do Distrito de Rubião Junior, das Unidades do Hospital das Clínicas, laboratórios de Pesquisa do Instituto de Biociências e do Hospital Veterinário e de áreas de pastos, pomares, dessedentação de animais com áreas desprovidas de mata ciliar.

O Córrego do Cintra tem importância regional, na agricultura, dessedentação de animais, irrigação, uso doméstico, recreação e lazer. As águas deste curso d'água afetam a qualidade da água da microbacia hidrográfica do ribeirão Lavapés, tributário da represa hidrelétrica da barra Bonita (Rio Tietê). Assim o Cintra, localizado na Bacia Hidrográfica do Tietê, contribui para a qualidade da água do rio Tietê, que na região encontra-se recuperado da poluição devido aos despejos da cidade de São Paulo. Este rio é o mais importante do Estado de São Paulo e é modelo de aproveitamento múltiplo de recursos hídricos no Brasil.

Os objetivos do presente estudo foram: avaliar os impactos provocados pela descarga de efluente tratado e não tratado, detectar qualitativa e quantitativamente, possíveis fontes de contaminação pontual e difusa, analisar parâmetros morfométricos da Microbacia do Córrego do Cintra e propor medidas de conservação e recuperação da nascente e matas ciliares. Para tanto foram analisados parâmetros Físico-químicos, Espécies Químicas, Microbiológicos, além da determinação de Defensivos Agrícolas e parâmetros Morfométricos da microbacia. A análise dos dados visa identificar focos de contaminação e possíveis alterações causadas por efeitos antropogênicos originados do uso e ocupação do solo nas suas várias aplicações e relacioná-los aos parâmetros morfométricos da microbacia.

4 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

4.1 Uso e Classificação das Águas

As águas utilizadas para abastecimento e consumo humano e para as atividades socioeconômicas deste são captadas nos rios, lagos, represas e aquíferos subterrâneos. Certamente, pelo fato dos mananciais se encontrarem nos domínios terrestres, são, também, referidos como águas interiores. A classificação mundial das águas, feita com base nas características naturais, destas, designa como água doce aquela que apresenta teor de Sólidos Totais Dissolvidos (STD) inferior a 1.000 mg.L^{-1} . As águas com STD entre 1.000 e 10.000 mg.L^{-1} são classificadas como salobras e aquelas com mais de 10.000 mg.L^{-1} são consideradas salgadas. (REBOUÇAS, 2006).

Vale ressaltar que a Resolução nº 20 do Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA, 1986b), substituída em 17 de março de 2005 pela resolução do Conselho Nacional de Meio Ambiente nº 357 (CONAMA, 2005), classifica no Art. 3º as águas do território brasileiro, de acordo com a sua salinidade, em água doce (salinidade inferior ou igual a 500 ppm), salobra (salinidade entre 500 e 30 mil ppm) e salina (salinidade acima de 30 mil ppm) conforme o Sistema Internacional de Unidades (SI).

Quanto aos corpos de água, o CONAMA (2005, p.283), no Art. 4º também podem ser classificadas as águas doces, salobras e salinas do Território Nacional,

segundo a qualidade requerida para seus usos preponderantes. Já que se trata de águas interiores no presente estudo a classificação para água doce é o seguinte:

“I - Classe Especial: águas destinadas:

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

II – Classe 1: águas que podem ser destinadas:

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

III – Classe 2: águas que podem ser destinadas:

- a) ao abastecimento para o consumo humano, após tratamento convencional;
- b) à proteção das comunidades aquáticas;
- c) à recreação de contato primário (natação, mergulho e outros esportes aquáticos);
- d) à irrigação de hortaliças, plantas frutíferas e de parques, jardins, campos de esportes, etc
- e) à agricultura e à atividade de pesca.

IV – Classe 3: águas que podem ser destinadas:

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

V - Classe 4: águas que podem ser destinadas:

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

Para garantir aos usuários o acesso à água é preciso estabelecer um critério de qualidade, segundo a sua finalidade. O enquadramento dos corpos de água em classes, de acordo com a qualidade a ser pretendida ou mantida é um dos instrumentos mais importantes para a gestão de uma bacia hidrográfica. As águas doces em território nacional, são classificadas, segundo a qualidade requerida para seus usos. As águas de

melhor qualidade podem ser aproveitadas em usos comuns do dia-a-dia das pessoas (CONAMA, 2005). A Lei Federal nº 9.433 de 08 de janeiro de 1997, em seu Art. 9º, dispõe sobre o enquadramento dos corpos de água em classes, segundo os usos preponderantes da água. No Art. 10º é descrito que as classes dos corpos de água serão estabelecidas por uma legislação ambiental específica (BRASIL, 1997). Enquanto não aprovados os respectivos enquadramentos, as águas doces serão classificadas como Classe 2, exceto se as condições de qualidade atuais forem melhores, o que determinará a aplicação da classe mais rigorosa correspondente, segundo o Art. 42º do CONAMA (CONAMA, 2005).

Segundo o Art. 14º do CONAMA (2005 p. 285), as águas doces de Classe 1 observarão as seguintes condições e padrões:

“I- Condições de qualidade de água:

- a) não verificação de efeito tóxico crônico a organismos, de acordo com os critérios estabelecidos pelo órgão ambiental competente, ou, na sua ausência, por instituições nacionais ou internacionais renomadas, comprovado pela realização de ensaio ecotoxicológico padronizado ou outro método cientificamente reconhecido;
- b) materiais flutuantes, inclusive espumas não naturais: virtualmente ausentes;
- c) óleos e graxas: virtualmente ausentes;
- d) substâncias que comuniquem gosto ou odor: virtualmente ausentes;
- e) corantes provenientes de fontes antrópicas: virtualmente ausentes;
- f) resíduos sólidos objetáveis: virtualmente ausentes;
- g) Coliformes termotolerantes: para uso de recreação de contato primário deverão ser obedecidos os padrões de qualidade de balneabilidade, previsto pela Resolução CONAMA nº 274, de 29 de novembro de 2000 (CONAMA, 2000). Para os demais usos, não deverá ser excedido um limite de 200 Coliformes termotolerantes por 100mililitros em 80% ou mais de pelo menos 6 amostras, coletadas durante o período de um ano, com frequência bimestral. A *E. Coli* poderá ser determinada em substituição ao parâmetro Coliformes termotolerantes, de acordo com limites estabelecidos pelo órgão ambiental competente;
- h) DBO 5 dias a 20°C até 3 mg.L⁻¹ O₂;
- i) OD, em qualquer amostra, não inferior a 6 mg.L⁻¹ O₂;
- j) turbidez até 40 unidades nefelométricas de turbidez (UNT);
- l) cor verdadeira: nível de cor natural do corpo de água em mg Pt.L⁻¹; e
- m) pH: 6,0 a 9,0.

Segundo o Art. 15º, aplicam-se às águas doces de Classe 2 as condições e padrões de Classe 1, à exceção do seguinte (APÊNDICE I).

I – não será permitida a presença de corantes provenientes de fontes antrópicas que não sejam removíveis por processo de coagulação, sedimentação e filtração convencionais;

II – Coliformes termotolerantes: para uso de recreação de contato primário deverá ser obedecida a Resolução 274 (CONAMA, 2000 p. 257). Para os demais usos, não deverá ser excedido um limite de 1.000 Coliformes termotolerantes por 100 mililitros em 80% ou mais de pelo menos 6 (seis) amostras, coletadas durante o período de um ano, com frequência bimestral. A *E. coli* poderá ser determinada em substituição ao parâmetro Coliformes termotolerantes, de acordo com limites estabelecidos pelo órgão competente;

III – cor verdadeira: até 75Pt.L⁻¹;

IV – turbidez: até 100 UNT;

V – DBO 5 dias a 20°C até 5 mg.L⁻¹ O₂;

VI – OD, em qualquer amostra, não inferior a 5 mg.L⁻¹;

VII – clorofila a: até 30 µg.L⁻¹;

VIII – densidade de cianobactérias: até 50.000 cel.mL⁻¹ e;

IX – fósforo total:

a) até 0,030 mg.L⁻¹, em ambientes lênticos; e,

b) até 0,050 mg.L⁻¹, em ambientes intermediários, com tempo de resistência entre 2 e 40 dias, e tributários diretos de ambiente lêntico”.

4.2 Ciclo da água

A água se recicla através de um processo denominado Ciclo Hidrológico (Figura 1), cuja denominação se dá em função da circulação contínua da água na hidrosfera, para a biosfera e atmosfera, com retorno para os continentes através da ação da energia solar que chega à superfície terrestre. De acordo com Tundisi (2003), os fatores que impulsionam o ciclo hidrológico são: a energia térmica solar, a força dos ventos, que transportam vapor d'água para os continentes e a força da gravidade, responsável pelos fenômenos da precipitação, da infiltração e deslocamento das massas de água. Para Suguio (2006), “a água superficial dos rios, lagos e oceanos é evaporada lentamente e, após permanecer por cerca de 10 dias (tempo médio de residência) na atmosfera, é precipitada

sobre os continentes na forma de chuva ou neve. Esta água é parcialmente infiltrada no subsolo, sendo convertida em água subterrânea. A outra parte escoar-se pela superfície terrestre e atinge os lagos, pântanos e rios, enquanto outra parcela, por evaporação, retorna à atmosfera”.

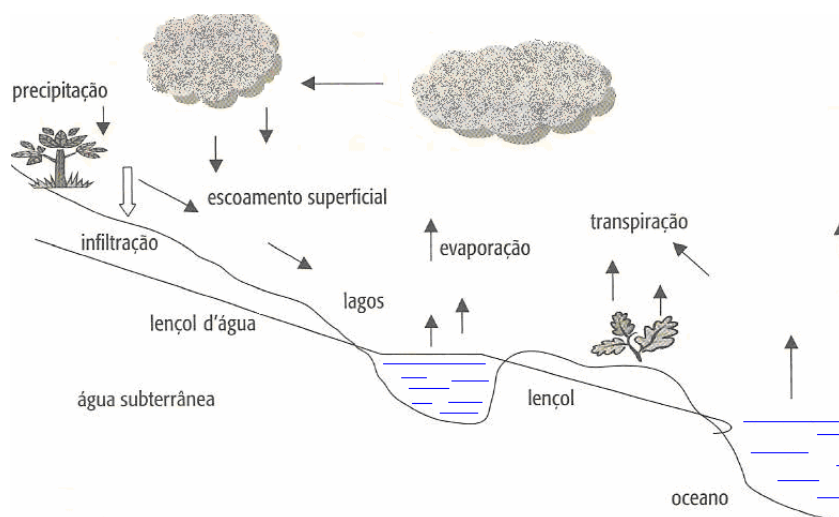


Figura 01- Ciclo Hidrológico

Fonte: BASSOI, 2005

4.3 Planejamento e gestão dos Recursos Hídricos

Após a Segunda Guerra Mundial (1939-1945), na década de 1960, os países da Europa começaram a perceber que as opções de desenvolvimento, industrialização e recuperação da economia pós-guerra estavam levando a uma poluição muito grande, o que os fez criar mecanismos de combate e controle dessa poluição. Considerando os acontecimentos internacionais, na reunião de Estocolmo sobre meio ambiente, em 1972, a preocupação era ambiental, como um todo. O problema da água foi abordado no final da década de 1970 e início de 1980, quando os profissionais brasileiros começaram a pensar em gerenciar a água (MOREIRA, 2006).

O planejamento e gestão de recursos hídricos dependem de informações confiáveis tanto no que diz respeito à demanda como à oferta da água. Essa última só poderá ser adequadamente estimada se existirem redes de monitoramento que gerem dados confiáveis sobre as variáveis que indiquem a quantidade disponível e a respectiva qualidade das águas. Interessa também conhecer a variabilidade espacial e temporal das águas atmosféricas, superficiais e subterrâneas (BRAGA et al., 2006). Neste sentido, o papel da universidade e dos pesquisadores, como cidadãos é tornar público o

conhecimento produzido, cumprindo sua responsabilidade social. Para Felicidade et al. (2006), a universidade é parte constitutiva da sociedade, cujo papel é de relevância incontestável, pois produz e difunde o conhecimento científico que nutre muitas concepções e práticas adotadas pelos usuários. As informações geradas pelos institutos de pesquisa, são necessárias à tomada de decisões pelos gestores e a interação contínua e permanente entre os gerentes e os pesquisadores, é vital para a implantação de políticas públicas em nível municipal, regional, estadual e federal (TUNDISI, 2005). Assim, essas informações resulte um passo a mais no conhecimento dos processos da natureza (GREENBERG et al., 2005).

Na Rio 92, Conferência das Nações Unidas sobre Meio Ambiente e Desenvolvimento, com a implementação da Agenda 21, foram propostas novas soluções para o gerenciamento de recursos hídricos, em níveis local, regional, nacional e internacional. Para Tundisi (2003), os elementos fundamentais para o gerenciamento integrado, em nível local, ou seja, de uma determinada bacia hidrográfica são os seguintes:

- Descentralização da gestão, implantação de instrumentos legais e ação através da organização institucional em nível de bacia hidrográfica;
- Proteção do hidrociclo e dos mananciais;
- Purificação e tratamento de águas (efluentes industriais e esgotos domésticos);
- Conservação da biodiversidade e dos habitats na bacia hidrográfica;
- Gerenciamento conjunto da quantidade e qualidade da água;
- Proteção do solo, prevenção da contaminação e eutrofização;
- Gerenciar conflitos e otimizar usos múltiplos adequando-os à economia regional;
- Monitoramento sistemático e permanente da qualidade e quantidade de água;
- Promoção de avanços tecnológicos na gestão integrada; monitoramento em tempo real, indicadores biológicos de contaminação;
- Ampliar a capacidade preditiva do gerenciamento por bacia hidrográfica e dar condições para a promoção de orientações estratégicas para prospecção e a procura de alternativas.

Segundo Braga et al. (2006), as informações básicas necessárias a um adequado gerenciamento dos recursos hídricos envolvem:

- Características físicas dos sistemas hídricos: relevo, hidrografia, geologia, solo, cobertura vegetal, ações antrópicas, obras hidráulicas entre outros;

- Comportamento hidroclimatológico: séries históricas e em tempo real de variáveis climáticas, pluviometria, fluviometria, sedimentometria e qualidade de água;
- Dados socioeconômicos: dados censitários sobre população, produção industrial, produção agrícola e ocupação rural e, principalmente, dados referentes ao uso e impacto dos recursos hídricos.

Segundo Martins e Felicidade (2006), a criação de mercados de direito de água implica prejuízos econômicos e ameaça a própria existência de excluídos das relações de propriedades do recurso. Nesse sentido, mesmo a simples cobrança pelo uso da água já traz consigo a possibilidade de gerar novos excluídos sociais. Submeter o acesso à água a relações lógicas de mercado significa não só privatizar e mercantilizar o ciclo hidrológico natural, mas também criar relações de domínio sobre as possibilidades de reprodução, tanto dos novos excluídos do acesso ao recurso quanto de outras espécies naturais. Contudo, a criação de mercados de direito da água não é uma forma alternativa de gestão dos recursos hídricos, mas uma nova frente de investimentos e acumulação de capital, mantendo, evidentemente, todas as características excludentes que o mercado resguarda.

4.4 Aspectos jurídicos da gestão das águas no Brasil

A lei máxima do Brasil trata do meio ambiente em diversos dispositivos, ou seja, é a Constituição Federal, promulgada em 5 de outubro de 1988, e especificamente o artigo 225, que consolida o direito ao meio ambiente ecologicamente equilibrado e à sadia qualidade de vida de todos (PINTO et al., 2008). Muitas das legislações existentes no Brasil se interligam, como é o caso da Lei Federal de Recursos Hídricos e o Código Florestal. O artigo 2º deste normativo enumera as áreas consideradas de preservação permanente (APP). Neste âmbito, por exemplo, as faixas marginais dos cursos de água têm proteção específica, tomando em conta a metragem de largura do curso de água. É o caso, também, do entorno de lagoas, lagos e reservatórios (BRASIL, 1965). O primeiro documento legal especificamente voltado às águas foi o Código de águas, cujo Decreto Federal é o nº 24.643, de 10 de julho de 1934, segundo o qual as águas poderiam ser de domínio público ou privado (BRASIL, 1934). Com o advento da Constituição Federal, as águas foram alçadas à categoria de bens de uso comum do povo (artigo 225), não mais se admitindo a propriedade privada das águas. Diz a Constituição Federal, em seu artigo 20, III, “São bens da União os lagos, rios e quaisquer correntes de água em terrenos

de seu domínio, ou que banhem mais de um Estado, sirvam de limites com outros países, ou se estendam a território estrangeiro ou dele provenham, bem como os terrenos marginais e praias fluviais” (PINTO et al., 2008). A Lei Federal nº 9.433, de 7 de janeiro de 1997, instituiu a Política Nacional de Recursos Hídricos (PNRH) e criou o Sistema de Informação de Gerenciamento de Recursos Hídricos (SINGREH). Em linhas gerais, a PNRH se fundamenta na noção de que a água, bem de uso comum do povo, é um recurso natural limitado e dotado de valor econômico, devendo sua gestão ser descentralizada e contar com a participação do Poder Público, dos usuários e das comunidades, bem como deve, sempre, proporcionar o seu uso múltiplo, fixando a bacia hidrográfica como unidade territorial para sua implementação e para a atuação do SINGREH. No âmbito do Estado de São Paulo, a Constituição Estadual prevê para esse sistema a obrigação de congregar órgãos estaduais, municipais e sociedade civil, reiterando os ideais de gestão participativa e descentralizada, respeitadas as particularidades de cada bacia hidrográfica (BRASIL, 1997). Destaca-se, ainda, a Lei Estadual de São Paulo 7.663, de 30 de dezembro de 1991, que estabeleceu normas de orientação à Política Estadual de Recursos Hídricos bem como ao SINGREH, criado pela Constituição Estadual (BRASIL, 1991). O Comitê de Bacias Hidrográficas Sorocaba Médio Tietê – CBH-SMT (2008), a lei 7.663/91 dividiu o Estado de São Paulo em vinte e duas Unidades de Gerenciamento de Recursos Hídricos (UGRHI's), ficando, cada uma delas, sob o gerenciamento de um Comitê de Bacia Hidrográfica (CBH). Cada UGRHI é identificada por um número. A bacia dos rios Sorocaba e Médio Tietê, por exemplo, recebeu o número 10 (UGRHI-10). As principais atribuições dos Comitês de Bacias Hidrográficas (CBH) são:

- aprovar o plano de bacia hidrográfica;
- elaborar os relatório de situação anuais;
- aprovar a proposta de aplicação de recursos financeiros a serem utilizados nas bacias hidrográficas e promover entendimento entre os usuários dos recursos hídricos.

O CBH-SMT subdividiu a UGRHI-10 em seis sub-bacias (Figura 2), que são:

Médio Tietê Superior: Abrange os municípios de Araçariguama, Cabreúva, Itu, São Roque e Salto;

Médio Tietê Médio: Abrange os municípios de Boituva, Cerquilha, Porto Feliz e Tietê;

Médio Tietê Inferior: Abrange os municípios de Anhembi, Bofete, Botucatu, Conchas, Pereiras, Porangaba e Torre de Pedra;

Alto Sorocaba: Abrange os municípios de Ibiúna e Vargem Grande Paulista;

Médio Sorocaba: Abrange os municípios de Alumínio, Araçoiaba da Serra, Iperó, Mairinque, Sorocaba e Votorantim;

Baixo Sorocaba: Abrange os municípios de Alambari, Capela do Alto, Cesário Lange, Laranjal Paulista, Piedade, Salto de Pirapora, Sarapu, Quadra, Tatuí e Jumirim.

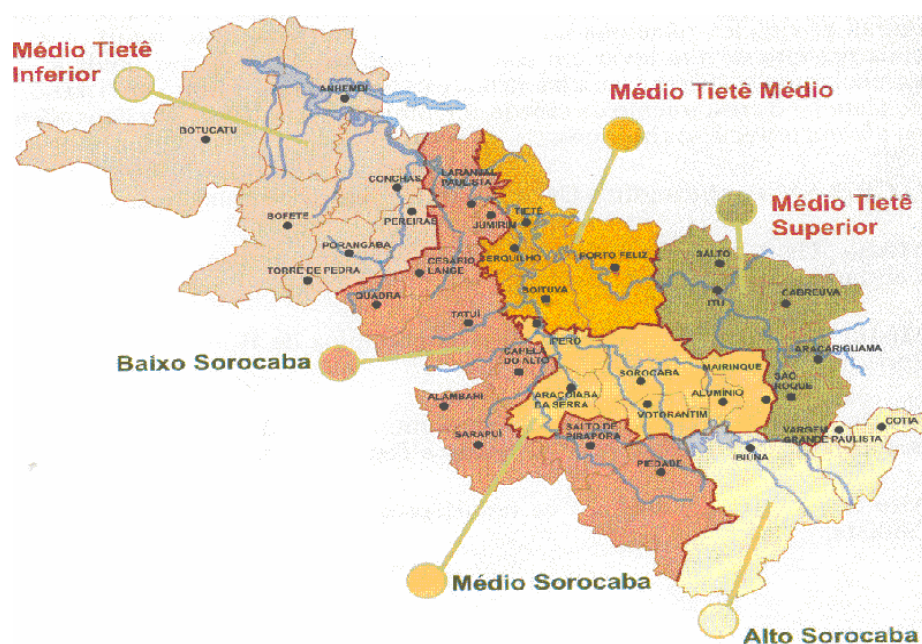


Figura 02- Subdivisão da UGRHI-10

Fonte: www.cbhsmt.com.br/comite

A Lei Federal nº 9.433, de 1997, também implantou a política sobre os recursos hídricos no Brasil e determina que os Comitês de Bacias Hidrográficas (CBH) são integrantes do SINGREH, sendo uma de suas atribuições estabelecer os mecanismos de cobrança pelo uso de recursos hídricos (BRASIL, 1997). É decorrência do princípio do usuário – pagador ou do poluidor – pagador, já consagrado no direito ambiental e cristalizado no artigo 4º, VII, da Lei Federal nº 6.938, de 1981, segundo o qual a Política Nacional de Meio Ambiente visará impor ao usuário uma contribuição pela utilização de recursos ambientais com fins econômicos, visto que aqueles que fizeram uso para fins econômicos deverão se responsabilizar pelos custos de tal poluição/utilização (BRASIL, 1981). A cobrança serve, ainda, como instrumento de indução do uso racional

da água. Isto porque será cobrado mais daquele que mais utilizar a água, seja em termos de quantidade (captação, por exemplo) ou qualidade (lançamento de efluentes, por exemplo), forçando, assim, os usuários a buscarem a adoção de métodos mais eficientes em suas atividades, preservando a quantidade e qualidade de água existente no corpo hídrico (BRASIL, 1997). Segundo o Sistema de Informação para o Gerenciamento de Recursos Hídricos - SINGRH (2008), os valores arrecadados com a cobrança pelo uso de recursos hídricos (captação/derivação, transporte e diluição de efluentes) constituirão em fonte orçamentária do FEHIDRO (Fundo Estadual de Recursos Hídricos) e serão aplicados prioritariamente na bacia hidrográfica em que foram gerados; serão utilizados no financiamento de estudos, programas, projetos e obras incluídos nos Planos de Recursos Hídricos da Bacia aprovados pelo Comitê e também no pagamento de despesas de implantação e custeio administrativo dos CBHs e suas Agências de Água.

Conforme a Coordenadoria de Assistência Técnica Integral - CATI (2008), no interior do Estado de São Paulo foi implantado o Programa de Microbacias Hidrográficas, em uma parceria entre o Governo do Estado e o Banco Internacional para a Reconstrução e o Desenvolvimento (BIRD), além de prefeituras municipais. O programa é executado pela Secretaria de Agricultura e Abastecimento, por meio da CATI, com o objetivo de estabelecer uma política de preservação do solo e da água. A atuação é feita em todo o Estado, incentivando as comunidades rurais a reverem ações, valores culturais e sociais, além de apoiar atividades que propiciam resultados positivos na recuperação ambiental e na qualidade de vida dessas comunidades de maneira sustentável.

4.5 Bacias Hidrográficas

A bacia hidrográfica, segundo Lima (2003), é a unidade de estudo que mais favorece o desenvolvimento de pesquisas relacionadas ao ciclo hidrológico e que se ajusta aos objetivos de planejamento agrícola e ambiental. Wiessman et al. (1972) apud Villela e Mattos (1975) definem bacia Hidrográfica como sendo uma área definida topograficamente, drenada por um curso d'água ou sistema conectado de cursos d'água tal que toda vazão efluente seja descarregada através de uma simples saída. A bacia hidrográfica é considerada como uma unidade de relevo que contribui para um único coletor de águas pluviais (Figura 3).



Figura 03- Desenho esquemático de uma Microbacia

Fonte: ANA, 2004

Segundo Lima (1996) apud Santos (2004), a bacia hidrográfica é uma área de captação natural da água da chuva que proporciona o escoamento para o canal principal e seus tributários, sendo seu limite superior, o divisor de águas (topográfico) e a delimitação inferior a saída da bacia. Ou ainda, segundo Silva et al. (2007a), bacia hidrográfica ou bacia de drenagem é uma área da superfície terrestre que drena água, sedimentos e materiais dissolvidos para uma saída comum, num determinado ponto de um canal fluvial, cujos limites são conhecidos como divisores de drenagem ou divisores de águas .

Aspectos Morfométricos

Para o estudo do uso e ocupação do solo em uma determinada microbacia hidrográfica, é necessário o conhecimento de alguns parâmetros, os quais fornecem bases para se inferir sobre os processos de identificação e compreensão do que está ocorrendo ou ocorreu neste ambiente geográfico.

As características físicas de uma bacia hidrográfica são elementos de grande importância para o seu comportamento hidrológico, existindo uma estreita correspondência entre o regime hidrológico e estes elementos, sendo de grande utilidade prática o seu conhecimento. Estas relações podem determinar indiretamente valores

hidrológicos em seções ou locais de interesse, nos quais faltem dados ou em regiões onde, devido a fatores de ordem física ou econômica, não seja possível a instalação de equipamentos de medição (VILLELA e MATTOS, 1975).

A área de uma bacia compreende a área delimitada pelo divisor de águas, sendo este elemento básico para o cálculo de suas características. Conforme Villela e Mattos (1975), a área de uma bacia é a área plana (projeção horizontal) inclusa entre seus divisores topográficos. Lima (1996) afirma que o parâmetro área é a variável de maior importância, sendo que esta deve ser definida com maior rigor, pois oferece características que influenciam na bacia hidrográfica.

Para Villela e Mattos (1975), as bacias hidrográficas dos grandes rios apresentam a forma de uma pêra ou de um leque, mas as pequenas bacias variam muito no formato, dependendo da estrutura geológica do terreno. Os mesmos autores relatam que existem vários índices utilizados para determinar a forma das bacias, relacionando-as com formas geométricas conhecidas. Na Figura 4 é apresentada a comparação das formas geométricas com o formato da microbacia hidrográfica. A- Bacia comparada com a forma de um círculo; B- Bacia comparada com a forma de um retângulo e C- Bacia comparada com a forma de um triângulo

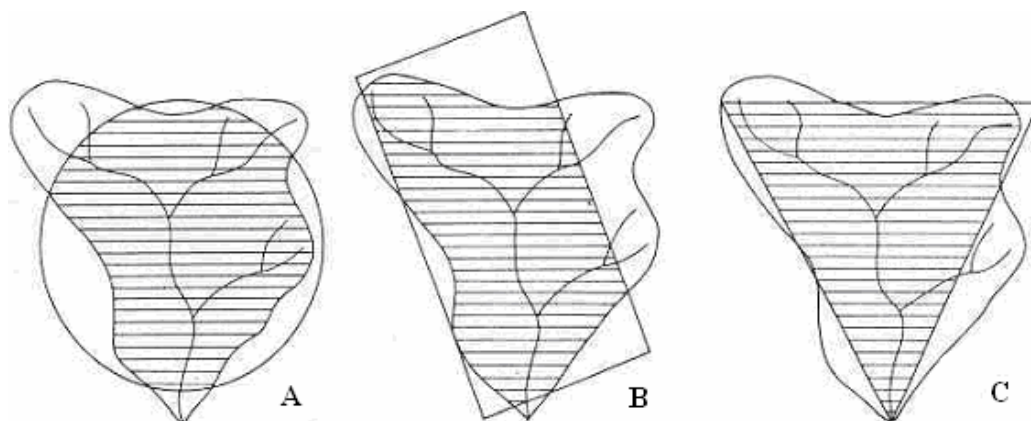


Figura 4- Formas das microbacias hidrográficas

Fonte: CHRISTOFOLETTI (1980)

Ainda segundo os autores, a forma superficial de uma bacia hidrográfica é importante, pois com base na mesma se pode inferir sobre o tempo de concentração ou, em termos gerais, determinar o tempo que a água leva dos limites da

bacia para chegar à saída da mesma. Dentre os parâmetros para os cálculos da forma de uma bacia hidrográfica pode-se citar:

Fator de forma (Ff)

Segundo Rocha (1997), quanto menor for o valor do fator de forma, mais próxima da figura geométrica será a forma da microbacia. Neste caso, as microbacias de formato retangulares ou triangulares são menos susceptíveis a enchentes que as circulares, ovais ou quadradas, que têm maiores possibilidades de chuvas intensas ocorrerem simultaneamente em toda a sua extensão, concentrando grande volume de água no tributário principal. Este parâmetro vai indicar a propensão de uma bacia hidrográfica à ocorrência de enchentes. As bacias com valores de fator de forma baixo, ou seja, mais próxima da figura geométrica, são menos sujeitas a enchentes do que uma bacia de mesmo tamanho, porém com maior fator de forma. Isso se deve ao fato de que uma bacia estreita e longa, com fator de forma baixo, não ter a possibilidade de ocorrências de chuvas intensas cobrindo simultaneamente toda sua extensão (CARDOSO, 2002).

Coefficiente de compacidade (Cc)

O coeficiente de compacidade é a relação entre o perímetro da bacia e a circunferência de um círculo de área igual à da bacia. O valor encontrado é adimensional, variando conforme a forma da bacia, independentemente de seu tamanho (VILLELA; MATTOS, 1975). Este índice relaciona a forma da bacia a um círculo. Quando os valores são iguais a unidade indicam bacia precisamente circular e quando superior, pode-se inferir a uma bacia alongada tendendo a um triângulo.

Índice de circularidade (Ic)

Este parâmetro também relaciona a área da bacia hidrográfica e a área de uma circunferência de mesmo perímetro que a bacia. Este índice foi proposto por Miller (1953) apud Christofletti, 1980, e citado por Lima (1996). Os índices encontrados demonstram a propensão da bacia ao risco de enchentes. Para Rocha (1997) quando a bacia tem o formato circular, o índice de circularidade é um, e quanto maior for o valor deste índice, maior será o perigo de enchentes, pois a concentração de água no tributário principal é maior, quando se tem chuvas intensas cobrindo toda sua extensão. Nestes casos, as bacias devem ser mais protegidas em cobertura florestal e conservação do solo.

Sistema de drenagem

Villela e Mattos (1975) afirmam que o sistema de drenagem de uma bacia hidrográfica é constituído pelo rio principal e seus tributários e que seus estudos são de extrema importância, pois indicam a maior e menor velocidades com que a água deixa a bacia hidrográfica ou melhor dizendo, define o escoamento de uma bacia. Para isto há necessidade de se conhecer a drenagem interna de uma bacia hidrográfica. Esse estudo visa conhecer seu ordenamento, ou seja, classificá-las.

Ordenamento dos cursos d'água

A classificação da ordem de um rio oferece parâmetros mediante os quais podem se conhecer o grau de ramificação e ou a bifurcação que se tem dentro da bacia hidrográfica, sendo atribuída a classificação de Strahler, como forma de classificar uma rede de drenagem. Strahler (1957) designou o ordenamento das redes de drenagem da seguinte forma: os canais primários são designados de 1ª ordem e a junção de dois canais primários forma um de 2ª ordem, e assim sucessivamente (Figura 5). Já um canal de uma dada ordem ligado a um canal de ordem superior não altera a ordem deste. A ordem do canal à saída da bacia é também a ordem da bacia.

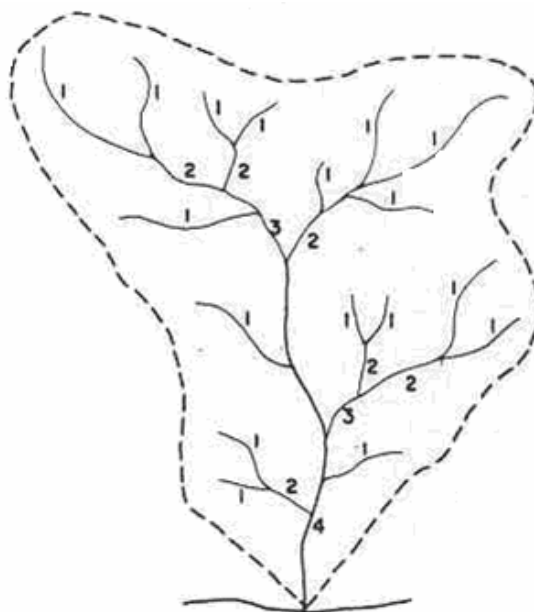


Figura 5- Sistema de classificação da rede de drenagem

Fonte: STRAHLER, 1957

Densidade de drenagem (Dd)

Horton (1945) definiu densidade de drenagem como sendo a relação entre o comprimento total dos canais e a área da bacia hidrográfica, sendo este índice considerado importante, pois reflete a influência da geologia, topografia, vegetação e solos de uma bacia hidrográfica, e está relacionado com o tempo gasto para o escoamento superficial da bacia. A densidade de drenagem varia inversamente com a extensão do escoamento superficial, portanto, fornece uma indicação da eficiência da drenagem da bacia. Esse índice varia de 0,5 Km/Km², para bacias com drenagem pobre, a 3,5 km/km² ou mais para bacias excepcionalmente bem drenadas (VILLELA; MATTOS, 1975).

Sinuosidade (Sin)

Relação entre o comprimento do rio principal e o comprimento de um talvegue, sendo este índice o fator que demonstra e controla a velocidade de escoamento de um rio (VILLELA; MATTOS, 1975).

Cardoso (2002) informa que quanto mais próximo da unidade for o resultado, menor será a sinuosidade do rio principal, conseqüentemente, menores os impedimentos naturais ao desenvolvimento desse curso d'água. Nesse contexto, a velocidade de escoamento de águas pluviais pelo curso principal tende a ser maior.

Declividade média (D%)

Conforme Lima (1996), a declividade de uma bacia hidrográfica tem relação importante com vários processos como o hidrológico, o escoamento, a infiltração e a umidade do solo, entre outros, pois este é um fator que regula o tempo de duração do escoamento superficial. Para Rocha (1997), a magnitude dos picos de enchentes e infiltração de água, causando, como consequência, um maior ou menor grau de erosão, dependem da declividade média da microbacia (que vai determinar maior ou menor velocidade de escoamento da água superficial), associada à cobertura vegetal e ao tipo e uso do solo.

Perfil longitudinal do rio principal da microbacia

O perfil longitudinal do rio principal de uma bacia hidrográfica é a forma didática de representar o comportamento da declividade do rio, desde a nascente até a foz.

Segundo Cardoso (2002), muitas vezes em razões de escalas reduzidas da base cartográficas, as curvas de níveis encontram-se reduzidas e, com isto, a representação do perfil exigirá exagero vertical.

4.6 Parâmetros de qualidade das águas

“As pesquisas que envolvem qualidade de água têm sido voltadas aos rios, represas e lagos, uma vez que as águas superficiais se constituem ainda na principal fonte de abastecimento. Em tais análises, a qualidade é definida em função de parâmetros físicos, químicos e biológicos” (DONATI, 1993; TRNOVEC, 1993; ROIG 1993; KABDASLI, 1993 apud CASTRO, 2003). Segundo Conte (1999), o levantamento de dados relativos a esses aspectos, pode contribuir para a formação de um banco de dados que poderá ser utilizado ou completado por outras pesquisas.

Callisto et al. (2002) afirmam que os múltiplos impactos antrópicos sobre os ecossistemas aquáticos têm sido responsáveis pela deterioração da qualidade ambiental de bacias hidrográficas extremamente importantes no território brasileiro. Segundo Galdean et al. (2001) apud Callisto et al. (2002), para a grande variabilidade de rios na natureza, é necessária a proposição de classificações regionais de rios naturais, devendo sempre considerar as condições específicas da região em que estão inseridos.

Estudos de Soares et al. (2006) visaram recompor a mata ciliar e de nascentes em trechos do ribeirão Guaratinguetá- SP, por meio de reflorestamento heterogêneo com espécies nativas e estudos dos fenômenos da natureza, associados à dinâmica da ocupação das terras imposta pelo homem (CARVALHO, 2006). Já, Ferreira et al. (2007) avaliaram o processo de regeneração natural da vegetação presente do entorno de uma nascente em Lavras – MG, como subsídio para sua recuperação e conservação.

A conservação das florestas em todos os biomas, as Áreas de Preservação Permanente (APP) (nascente e mata ciliar) e as Áreas de Reserva Legal (ARL - florestas), favorece a conservação da água e da biodiversidade. Isto é fundamental para preservar a vida na Terra, bem como para assegurar aos homens um banco de germoplasma “in situ”, como fonte viva de essências vegetais e de vida animal silvestre (RODRIGUES; CARVALHO, 2006).

Contudo, o uso de defensivos agrícolas na agricultura brasileira, para o controle de diversos tipos de pragas, vem sendo aplicado indiscriminadamente pelos agricultores resultando em graves problemas de contaminação do solo. A transferência dos

defensivos agrícolas do solo para a água ocorre, principalmente, pelo escoamento superficial e por lixiviação. No processo de escoamento superficial, esses compostos contaminam as águas superficiais e no de lixiviação, as águas subterrâneas.

As atividades agrícolas realizadas no Brasil são dependentes de defensivos agrícolas e demandam estudos do impacto desses produtos no ambiente. Seu uso no controle de pragas e doenças de diversos cultivos existentes nos estados brasileiros, vem colocando o país entre os maiores usuários desses compostos, conforme informações do Programa de Análise de Resíduos de Praguicidas em Alimentos da Agência Nacional de Vigilância Sanitária (ANVISA). Um Relatório desse programa, publicado em 2005, ressalta que o Brasil consumiu cerca de US\$ 4,2 bilhões desses agentes no ano anterior e quando avaliado o consumo nos dez países que representam cerca de 70% do mercado mundial, o Brasil aparece como o 4º maior consumidor (UNICAMP, 2006).

Os organoclorados são compostos sintéticos, com proibição de uso pela portaria 329 do Ministério da Agricultura (BRASIL, 1985), devido aos seus efeitos no meio ambiente e à saúde humana. Em ecossistemas aquáticos, os organoclorados são bioacumulados nos tecidos de espécies aquáticas devido a sua baixa hidrossolubilidade e em algumas espécies pode ocorrer, também, a biomagnificação, resultante da seqüência de etapas de bioacumulação que ocorrem ao longo da cadeia alimentar (BAIRD, 2002). A Organização Mundial de Saúde - OMS (1995) classifica os Organoclorados como "possivelmente cancerígenos para os seres humanos" e eles também têm, provavelmente, efeitos tóxicos sobre a reprodução humana.

O principal motivo da restrição do uso dos Organoclorados envolve sua toxicidade elevada para peixes e para grande parte da microbiota aquática, assim como seu elevado potencial de bioacumulação nos organismos com conseqüente contaminação em toda a cadeia alimentar, além de sua grande resistência à degradação microbiana e da elevada persistência em todos os compartimentos ambientais, pois o tempo de meia vida desses compostos é de alguns meses até cerca de 30 anos, dependendo do produto (GASPAR et al., 2005).

Os Piretróides são também sintéticos e apresentam estrutura e ação semelhante à piretrina, que é natural. São produzidos a partir de extrato de flores de piretreno (*Chrysanthemum cinerariifolium*). No grupo dos Piretróides, a Cipermetrina e a Deltametrina são classificadas como tipo II que, no homem, apresenta efeito sobre o Sistema Nervoso Central e caracteriza-se por uma intensa salivação, tremores grosseiros

generalizados e locomoção anormal, envolvendo rigidez da parte posterior do corpo (VAROLI, 2006). Os piretróides apresentam curta persistência no meio ambiente, alta atividade para insetos e baixa toxicidade para mamíferos e não há registro de acumulação em seres vivos (OVIEDO, 2003).

Os organofosforados foram os primeiros a substituírem os organoclorados, devido a sua biodegradabilidade. Nos estudos realizados por Das et al. (2005), os carbamatos e os organofosforados não apresentaram qualquer efeito residual no solo, devido à rápida degradação microbiana dos resíduos e seus metabólitos.

Segundo Guerra et al. (1999) apud Pessoa et al. (2006), as características próprias do local em que os produtos são aplicados possibilitam avaliar a tendência natural de transporte dos defensivos agrícolas, subsidiando informações imprescindíveis ao planejamento ambiental local. As avaliações dessas tendências devem priorizar aspectos que possibilitem visualizar sua interrelação com outros fatores do ambiente. Entre esses, citam-se os aspectos geológicos, pedológicos e uso e ocupação de solos já existentes como essenciais para caracterizar, avaliar e efetuar prognósticos de áreas agrícolas.

A preocupação com a contaminação de ambientes aquáticos aumenta, principalmente, quando a água é usada para o consumo humano. A Comunidade Econômica Européia estabeleceu $0,0001 \text{ mg.L}^{-1}$ como concentração máxima admissível de qualquer defensivos agrícolas em águas destinadas para o consumo humano (BRASIL, 2004). A EPA (Environmental Protection Agency) dos Estados Unidos e a OMS (1995) estabeleceram níveis máximos para estes compostos individuais em água destinada ao consumo humano, com base em estudos toxicológicos e epidemiológicos (DORES; FREIRE, 2001). A Resolução do CONAMA (2005) estabelece limites máximos de contaminantes em águas, dependendo do seu destino, sendo que, entre estes, estão alguns inseticidas organofosforados, organoclorados e carbamatos. No entanto, estas legislações não contemplam a maioria dos defensivos agrícolas em uso atualmente como, por exemplo, os piretróides. É importante que se estabeleçam formas de utilização dos dados coletados, permitindo que essas informações sejam úteis ao gestor dos recursos hídricos e à sociedade e que delas resulte um passo a mais no conhecimento dos processos da natureza (BRAGA et al., 2003).

A exemplo de muitos países desenvolvidos e em desenvolvimento, o Brasil vem sendo afetado pelos efeitos antrópicos ligados aos recursos hídricos desde a

sua descoberta, quando os primeiros colonizadores se estabeleceram no território brasileiro. As unidades de estudo que mais favorecem o desenvolvimento de pesquisas relacionadas à qualidade da água de rios são as bacias hidrográficas. Assim, o manejo das bacias deve contemplar a preservação de seus recursos, além de seus interferentes em uma unidade geomorfológica da paisagem como forma mais adequada de manipulação sistêmica dos recursos de uma região (CALHEIROS et al., 2004).

Trabalhos nacionais e internacionais denotam o conhecimento da estrutura e do funcionamento destes ecossistemas, viabilizando portanto o seu manejo e a maximização produtiva.

Estudos de qualidade de água foram realizados nos rios da Galícia, na bacia do rio Grande e em Castro, na Espanha, com o objetivo de obter informações sobre o seu estado atual em 4 estações que apresentavam cotas de contaminação de origem urbano, industrial e agrícola. Dentre os vários parâmetros analisados, o pH apresentou-se levemente ácido em todos os pontos; a condutividade elétrica estava elevada somente na foz, devido a salinidade do mar; o nitrito apresentou-se elevado somente na estação 2; o fosfato esteve abaixo do limite com aumento somente no seguimento final do rio e a concentração de OD superou os indicadores de qualidade nas duas bacias, apresentando níveis ótimos de oxigenação na água. Os resultados obtidos foram considerados satisfatórios e servem de preâmbulo para a realização de controle periódico Das águas dos rios da Galícia. (PRADA et al., 1993).

Judová e Janský (2005) estudaram o efeito do uso indiscriminado de fertilizantes em áreas rurais na República Tcheca, país membro da União Européia, e concluíram que a diminuição do escoamento de águas superficiais com esses elementos pode ser alcançada com a aplicação de medidas apropriadas às condições do solo e à demanda da agricultura e com o controle de erosão através do plantio de mata ciliar, de modo que a água com matéria orgânica não atinja o leito do rio.

O rio Arno, na Itália, é considerado um rio altamente poluído, que compreende 89 km desde a cidade de Nave di Rosano até a cidade de S. Giovanni allá Vena, onde ocorrem áreas industriais com seus efluentes não tratados, agricultura ao longo do rio, além de vários outros rios tributários e cidades que contribuem com a poluição. O gerenciamento e estratégias de controle da poluição através do OD e DBO, foram necessários para manter os teores de carga orgânica abaixo dos níveis considerados de segurança (CAMPOLO et al., 2002).

Chattopadhyay et al. (2005) avaliaram as práticas de uso e ocupação do solo em áreas urbanas e rurais e sua contribuição na deterioração da água na Bacia do Rio Chalakudy, em Kerala, na Índia, através do uso intensivo de compostos nitrogenados (nitrato e nitrito), o que inviabilizou o consumo dessas águas semelhante ao que ocorre com 70% dos recursos hídricos do país.

Blao et al. (2004) observaram que as atividades de aquicultura de camarões são responsáveis pelos baixos valores de OD em um ribeirão na província de Jiangsu (China), provocados pelo processo de degradação da matéria orgânica e consequente consumo de OD.

Passell et al. (2005) estudaram a qualidade da água da bacia transfronteiriça do Rio Grande, situada no sul do Colorado (USA), norte e centro do Novo México. As variáveis estudadas foram o pH, COT, nitrato, nitrito, amônia, nitrogênio total e fósforo total. Os resultados mostraram alterações significativas, que denunciaram contaminação em várias estações de coleta localizados nas proximidades das áreas urbanas.

Gana et al. (2007), avaliaram a biotoxicidade e a mutagenicidade provocadas pelos efeitos da poluição de origem industrial presentes em amostras de água na Bacia do Rio Salí, na Argentina. Além da determinação de parâmetros físico-químicos de qualidade de água, foram realizados bioensaios de ecotoxicidade para avaliar os efeitos genotóxicos e toxicidade em alguns tipos de plantas aquáticas.

No Brasil, Casagrande et al. (2006) analisaram o comportamento do OD nas bacias hidrográficas dos rios Amazonas (NE) e Piracicaba (SE); observaram que as baixas concentrações de OD registradas nos cursos d'água estão relacionadas às fontes pontuais de poluição decorrentes de ação antrópica, enquanto que os baixos índices de OD nas águas do Rio Amazonas são decorrentes de processos naturais, principalmente da oxidação da matéria orgânica.

Cunha et al. (2004) estudaram a qualidade da água em áreas urbanas e periurbanas no baixo Amazonas e Amapá e concluíram que a intensidade e as faixas de variação da concentração de coliformes termotolerantes, bem como de alguns parâmetros de qualidade de água em rios estuários foram usadas como indicadores de poluição e do grau de interferência antrópica, que resultam em desequilíbrio dos ecossistemas aquáticos.

Nos estudos de Veiga et al. (2006), no município de Paty Alferes, RJ, 70% das amostras coletadas apresentaram contaminação por organofosforados e

carbamatos, em águas superficiais e subterrâneas, o que colocaria a saúde da população local em risco. Peres e Moreira (2007) estudaram as implicações do uso de agrotóxicos para a saúde humana e o meio ambiente na região serrana do Rio de Janeiro, importante pólo agrícola estadual.

Strieder et al. (2006) mostraram que os padrões de distribuição dos macroinvertebrados bentônicos, em uma bacia hidrográfica, refletem as características ambientais e a qualidade da água nos diferentes segmentos ao longo do percurso do arroio Peão e no rio dos Sinos, RS.

Souza e Tundisi (2000) realizaram estudos da composição hidrogeológica entre as bacias hidrográficas do Rio Jaú e Jacaré-Guaçu (SP), situadas relativamente próximas uma da outra. Foram analisados a temperatura da água, pH, condutividade elétrica, Ferro e OD em 8 pontos de amostragem em cada rio, com coletas bimestrais durante um ano. Os autores concluíram que as características de cada sistema isolado (geologia, uso e ocupação de solo, impactos, etc.) são preponderantes, considerando a qualidade de água.

Carvalho et al. (2000) relatam as relações entre a atividade agropecuária (detecção de compostos organoclorados) e os parâmetros físico-químicos da água (OD, pH, fósforo total, temperatura e turbidez) nas microbacias do Ribeirão da Onça e do Ribeirão do Feijão, na região de São Carlos, oeste do Estado de São Paulo. Os valores obtidos, com exceção do fósforo total, foram elevados no verão e, comparativamente, a água do Ribeirão do Feijão é de melhor qualidade que a água do Ribeirão da Onça.

Silva et al. (2000) apresentaram dados referentes a determinações físico-químicas e de espécies químicas, definindo a qualidade da água do Rio Pardo (Bacia Hidrográfica do Rio Paranapanema), entre os municípios de Botucatu e Pardinho, durante o período de um ano (Fev./1995 a Jan/1996). Dos 8 locais de coleta, da nascente do Rio Pardo, na cidade de Pardinho, até à captação da água na cidade de Botucatu, foram considerados como críticos os pontos 5 e 6, por estarem a jusante da estação de tratamento de esgoto, e o ponto 3 pela sua localização a jusante da cidade de Pardinho. Nos demais pontos, os valores obtidos estavam abaixo dos limites máximos permitidos pela legislação. A contribuição da agricultura, no ponto 6, é intensa em função do uso frequente de fertilizantes fosfatados (fontes difusas), devido às características do solo da região. Conte e Leopoldo (2001) avaliaram a qualidade de água do Rio Pardo, também no período de um ano (Agos/1996 a Agos/1997), e, apesar de serem consideradas com qualidade satisfatórias

após o tratamento, durante grande parte do ano, em períodos de menor vazão o rio encontrava-se no limite da sua capacidade hídrica (96%), podendo haver prejuízo para o abastecimento da cidade de Botucatu. Em ambos os estudos (SILVA et al., 2000; CONTE; LEOPOLDO, 2001), após profunda análise das variáveis de qualidade de água, recomendou-se a implantação de práticas conservacionistas adequadas em toda a área da bacia, buscando minimizar as perdas de solo e de nutrientes, bem como o uso indiscriminado de agroquímicos e propondo a recuperação da mata ciliar.

Conte et al. (2001) avaliaram também o IQA, analisando os parâmetros pH, DBO, N, P, Turbidez, resíduo total, coliformes termotolerantes e OD em quedas de água na região de Botucatu. Os 2 pontos da cachoeira da Véu de Noiva (P₁ e P₂) e o P₄ da cachoeira da Marta se enquadraram como qualidade de água “Ótima”. O P₃ da cachoeira da Marta encontrava-se na faixa de qualidade “Boa”, com a detecção de coliformes termotolerantes devido à presença de bovinos nos seu entorno.

Valente et al. (1997) estudaram a poluição, na cidade de Botucatu, por esgoto sanitário lançado “in natura” no ribeirão Lavapés (Bacia Hidrográfica do Médio Tietê). Concluíram que, além de inviabilizar o uso da água no seu percurso e causar outros prejuízos, o esgoto contribui para agravar a eutrofização na represa de Barra Bonita. Dez anos mais tarde, com o início do tratamento de esgoto sanitário na cidade de Botucatu, Silva et al. (2007b) demonstraram a melhora da qualidade da água deste ribeirão e o menor impacto no seu entorno a jusante da cidade. Correa et al. (2006) analisaram a qualidade da água nas margens do Rio Tietê, na região de Botucatu e Usina da Barra Bonita SP, e encontraram números significativos de coliformes termotolerantes, mas o corpo de água é considerado própria para recreação.

Gralhóz e Nogueira (2006) avaliaram as condições do Córrego do Cintra, antes e depois da implantação do sistema de tratamento de esgoto por lagoas de estabilização (1996 e 2000). Foram analisados parâmetros hidrológicos, físico-químicos, microbiológicos e biológicos do córrego; os resultados observados indicaram relevante melhora em todos os parâmetros analisados, após o tratamento de esgoto.

Portanto, o conceito de monitoramento da qualidade da água é muito mais amplo do que a simples verificação dos padrões legais de qualidade de água. Deve atender à necessidade de responder o que está sendo alterado e por que estas modificações estão ocorrendo. O gerenciamento da qualidade da água precisa dessas

respostas para que as ações propostas sejam eficientes na redução dos danos ao meio ambiente, atuais e futuros (CONAMA, 2005).

Assim, as características de cada sistema isolado (geologia, uso e ocupação de solo, impactos, etc.) são preponderantes, considerando-se a qualidade de água. A poluição dessas águas por contaminantes, tanto biológicos como químicos, é um problema de âmbito mundial. É importante que se estabeleçam formas de monitoramento, permitindo que as informações geradas sejam úteis ao gestor dos recursos hídricos e à sociedade e que delas resulte um passo a mais no conhecimento dos processos da natureza (BRAGA et al., 2003).

5 MATERIAL E MÉTODOS

5.1 Área de estudo e pontos de coleta de amostras

O município de Botucatu está localizada na região centro-sul do Estado de São Paulo a 230km da capital e se enquadra entre as coordenadas 22°52'20" S e 48°26'37" W Greenwich. (CONTE et al. 2001).

O município apresenta uma geomorfologia que propicia a formação de quedas d'água, cujo relevo, chamado "Cuesta", é divisor de águas entre as Bacias Hidrográficas do Rio Paranapanema e a do Rio Tietê. Esta área compreende 3 regiões a saber: Depressão Periférica, Frente ou Front e Reverso da Cuesta de Botucatu, com altitudes variando de 400 a 950 metros, sendo que o ponto mais elevado se encontra no Distrito de Rubião Júnior, próximo à nascente do córrego em estudo, o Córrego do Cintra. As condições de relevo bastante diversa e a posição geográfica, próxima ao Trópico de Capricórnio, contribuem para dificultar o estabelecimento de um tipo climático padrão. Contudo, alguns autores classificam o clima como mesotérmico, com chuvas relativamente abundantes e certas características de um regime litorâneo. Para outros autores, chega a apresentar características continentais, o que sugeriria tipo climático tropical de altitude (SOUZA et al., 2003).

Quanto ao tipo de solo, é predominante em 44% do território municipal o chamado podzólico vermelho-amarelo e integrado para latossolo vermelho-

amarelo (RPv RLv), que é recomendado para as culturas de mandioca, feijão e café. Outro tipo predominante em 32% do território é o latossolo vermelho-amarelo fase arenosa (Lva) que é recomendado para as culturas de abacaxi, citros, abóbora, café, forrageiras em geral. O restante compreende entre a terra roxa legítima e outros solos de menores abrangências (SOUZA et al., 2003).

A Microbacia do Córrego do Cintra está localizada na região noroeste da cidade de Botucatu; nasce dentro do Campus da UNESP de Rubião Junior e segue seu fluxo ao norte até a Bacia Hidrográfica do Tietê (GALHÓZ; NOGUEIRA, 2006).

Foram analisadas amostras de água coletadas estrategicamente em 8 pontos diferentes, sendo que 6 pontos (1 a 6) estão dentro desta microbacia e 2 pontos (7 e 8) estão a jusante da foz, que é divisor de águas da Microbacia do Rio Araquá, onde está localizado o Parque Ecológico Pavuna, com suas cachoeiras (Figura 6). Para avaliar o comportamento de algumas variáveis durante o período de estudo, foram elaborados o perfil do curso de água (Cintra/Araquá) em termos de altitude e os totais pluviométricos mensais obtidos no Depto de Recursos Naturais/Ciências Ambientais – FCA/Lageado – UNESP – Botucatu. Com o propósito de mostrar a região estudada, bem como os pontos de coleta e o aspecto da água em cada ponto no Córrego do Cintra, as Figuras numeradas de 1 a 9 estão disponíveis no Apêndice II. Este córrego apresenta 2 nascentes, a saber: a primeira é considerada difusa por apresentar vários “olhos d’água” e estar localizada sob um lago e no seu entorno, ambos localizados no Jardim Botânico. Neste local era lançado todo o esgoto gerado no Campus da Unesp até o ano de 1996 e para verificar a qualidade da água, no presente estudo, consideramos o P₁ (Figura 6) localizado a 300 metros a jusante do lago; a segunda nascente está localizada sob a Estação de Tratamento de Esgoto pelas Lagoas de Estabilização (P₂). As Figuras 10 e 11 (Apêndice II) mostram os trabalhos de terraplanagem referente a construção das lagoas de estabilização realizada no ano de 1997, e a canalização da nascente seguindo rumo norte, onde despeja suas águas a jusante da ETE – SABESP.

Quanto ao sistema de tratamento de esgoto por lagoas de estabilização, este consiste em um tratamento biológico, composto por uma lagoa anaeróbia e duas facultativas. A lagoa anaeróbica recebe o esgoto bruto coletado pela rede de esgoto do Campus da UNESP, o qual favorece a eficiência da decomposição da matéria orgânica em condições anaeróbias. Já a primeira lagoa facultativa recebe o efluente da

lagoa anaeróbia, por gravidade, na qual ocorrem os processos de decomposição da matéria orgânica, de predominância aeróbia e, em seguida, o efluente tratado da primeira lagoa flui por gravidade para a lagoa facultativa secundária (última lagoa), onde também ocorrem os processos de decomposição de predominância aeróbia (SOUZA, 2005).

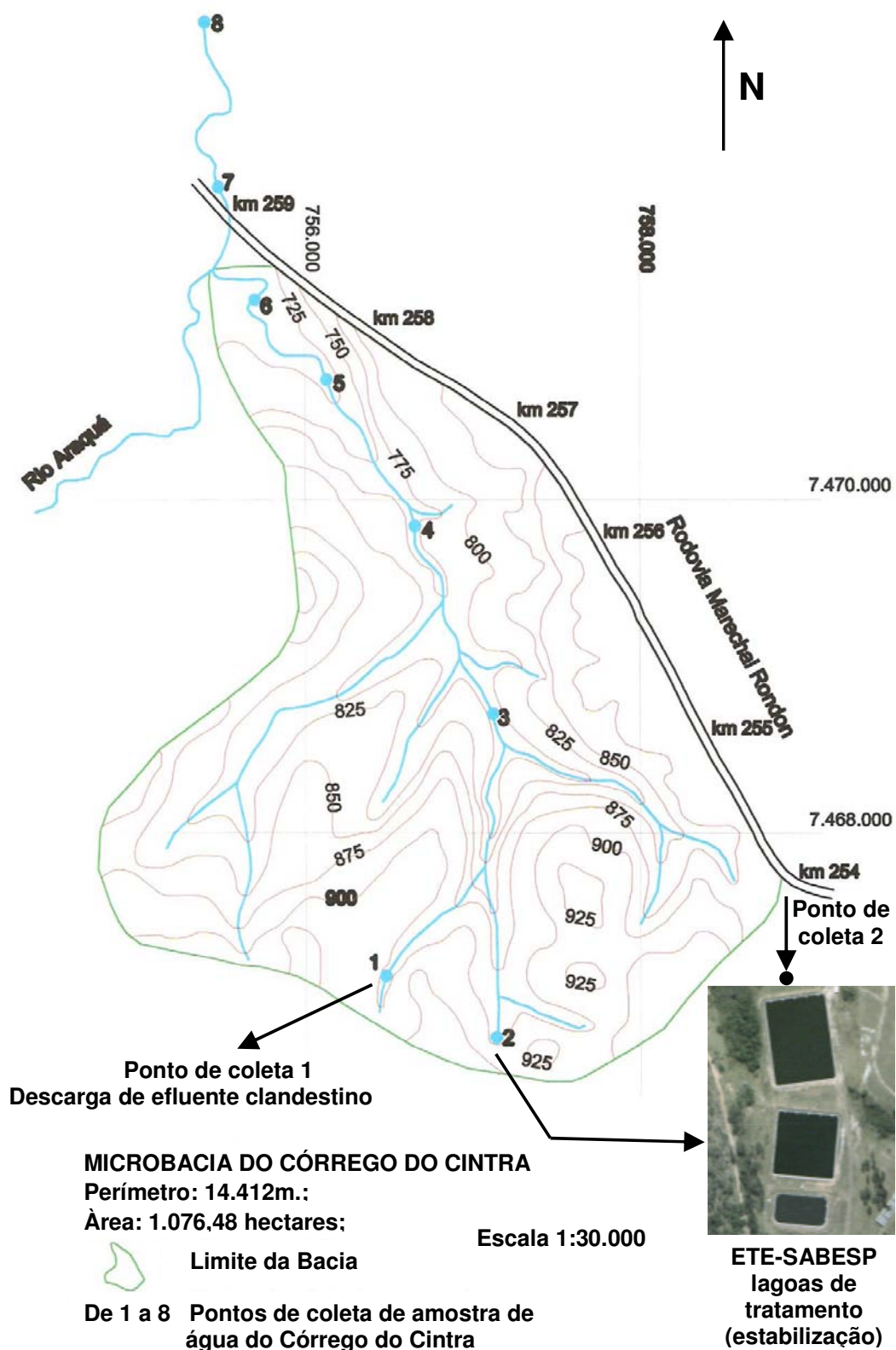


Figura 6 – Microbacia do Córrego do Cintra

Os critérios para a escolha destes pontos foram as contribuições das sub-bacias de drenagem dos principais afluentes no Córrego do Cintra, em função das ações antrópicas por parte da população urbana e/ou rural, além das condições físicas e facilidade de acesso (Tabela 1).

Tabela 1 - Descrição dos pontos de coletas na região estudada

Pontos de amostragem	Localização	Distância da nascente (m)	Altitude (m)	Vegetação natural	Área de plantio	Conservação do solo
P ₁	A jusante da nascente	225	851	Ausente	Jardinagem	Ausente
P ₂	A jusante da lagoa de estabilização	616	832	Ausente	Reflorestamento	Presente
P ₃	A montante do bairro Vista Alegre	2.061	785	Presença	Agricultura E pomares	Presente
P ₄	A jusante do Bairro Vista Alegre	3.305	763	Ausente	Agricultura e Pastagem	Presente
P ₅	Loteamento Boa Esperança	4.327	757	Ausente	Agricultura, Pastagem, casas	Presente
P ₆	Próximo a Rod. Mar. Rondon Km 258	5.102	741	Ausente	Agricultura e Pastagem	Presente
P ₇	Próximo a Rod. Mar. Rondon Km 259	6.098	734	Ausente	Agricultura e Pastagem	Presente
P ₈	Área de Proteção Ambiental (APA)	7.280	616	Presente	Ausente	Presente

O uso e ocupação do solo da Microbacia Hidrográfica do Córrego do Cintra ocorre com uma variedade de culturas, cuja área total é de 1.076,48 hectares. A distribuição da mata existente, pastos e áreas cultivadas está descrita na Tabela 2.

Tabela 2 - Descrição da Ocupação do Solo e medidas das áreas ocupadas

OCUPAÇÃO DO SOLO	ÁREA DE OCUPAÇÃO (Ha)	(%)
Pastagem	586,1383	54,45
Mata	155,6534	14,46
Agriculturas	142,24	13,21
Bairro Vista Alegre	94,3068	8,76
Distrito de Rubião Junior	41,4989	3,86
Eucalipto	39,021	3,62
Loteamentos C. Bonito e B. Esperança	17,6216	1,64

Dados obtidos através do Sistema de Planimetria Digitalizada (SILVA et al., 1993).

Amostragem

Quanto à periodicidade das coletas de amostras de água, estas foram realizadas por um período de 12 meses (de Junho/2005 a Maio/2006), bimestralmente. Cada coleta foi realizada após, pelo menos, 5 dias de estiagem para não comprometer a condição natural do ambiente pela diluição das águas das chuvas.

As amostras foram coletadas na metade do corte transversal do rio, a aproximadamente 10 cm da superfície da água, de acordo com Souza e Derísio (1977). As amostras destinadas às determinações dos parâmetros físico-químicos e espécies químicas foram coletadas em frascos de polietileno (a primeira água coletada serviu à lavagem dos frascos de coleta e a segunda à amostragem).

Para o oxigênio dissolvido, foi utilizado um coletor (Figura 7) adequado à retirada de ar do meio, construído segundo as recomendações da Companhia de Tecnologia e Saneamento Ambiental - CETESB (1988) e as amostras de água foram coletadas em frascos de tampa esmerilhada (frascos para Demanda Bioquímica de Oxigênio – DBO), onde o oxigênio dissolvido é fixado imediatamente. Posteriormente, as amostras foram transportadas até o Departamento de Química e Bioquímica do Instituto de Biociências (IB), UNESP, Botucatu, onde foram realizadas as análises. Para a determinação microbiológica, as coletas foram realizadas em sacos plásticos adequados e previamente esterilizados. Após a conservação em gelo, as amostras foram imediatamente levadas ao Departamento de Microbiologia e Imunologia /IB para análise.

As amostras de água para análise de defensivos agrícolas foram coletadas em vidro âmbar de 1L de capacidade a profundidade de 30 a 40 cm. As amostras, devidamente identificadas, foram mantidas sob refrigeração durante o transporte e armazenamento.

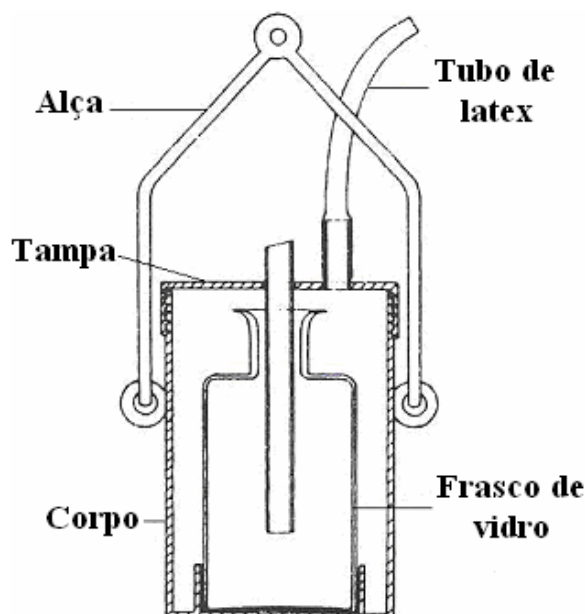


Figura 7 – Garrafa de OD ou batiscafo

Fonte: CETESB, 1988

5.2 Cálculos dos parâmetros morfométricos da microbacia

Análise morfométrica da microbacia hidrográfica foi realizada através dos seguintes parâmetros: área, forma, drenagem e relevo da bacia.

Área de drenagem e forma da bacia hidrográfica

No estudo da área de drenagem e forma da bacia hidrográfica foram considerados os seguintes parâmetros: área, perímetro, coeficiente de compacidade, fator de Forma e o índice de circularidade.

Os parâmetros área (A) e o perímetro (P) da bacia foram determinados através de medidas realizadas pelo programa AutoCAD Map 2000, utilizando-se de cartas do Brasil (1:50.000) e geração de um mapa através da digitalização em scanner; com auxílio do Sistema de Planimetria Digitalizada, as feições de interesse (rede de drenagem, cobertura vegetal, culturas, pastos, áreas cultiváveis, etc) foram registradas na área da microbacia (Tabela. 3). Este programa permite fazer a avaliação do objeto de estudo por meio de mesa digitalizadora (SILVA et al., 1993).

A forma da bacia hidrográfica oferece índices que demonstram se uma bacia é ou não propensa ao risco de ocorrer enchentes. Para determiná-la, é necessário calcular o Ff, o IC e o Cc.

De acordo com a proposta de Villela e Mattos (1975), o fator de forma foi calculado conforme a fórmula abaixo:

$$Ff = A/L^2; \text{ onde:}$$

Ff - fator de forma (adimensional);

A - área da bacia (Km^2) e L - comprimento axial da bacia (Km).

O índice de circularidade foi obtido com uso da expressão proposta por Miller (1953) citado por Christofletti (1980) e por Lima (1996).

$$IC = 4 \pi A / C^2; \text{ onde:}$$

IC = Índice de Circularidade

A = Área da bacia (Km^2) e

C = Área do círculo de perímetro igual ao da bacia considerada (Km).

O coeficiente de compacidade segundo Villela e Mattos (1975) é obtido pela fórmula:

$$Kc = 0,28 \cdot P/\sqrt{A}; \text{ onde:}$$

A - área da bacia (Km^2) e

P – perímetro da bacia (Km).

Drenagem da bacia

A densidade de drenagem foi calculada seguindo a determinação de que a densidade de drenagem (Dd) é a relação entre o somatório das ravinas, canais e tributários e a área da bacia, segundo (ROCHA, 1997):

$$Dd = \Sigma l (R, C, T) / A; \text{ onde:}$$

D= Densidade de drenagem (Km/Km^2 ou em Km/ha);

$\Sigma l (R, C, T)$ = Somatório dos comprimentos das ravinas, canais e tributários (Km) e

A= Área da bacia em (Km^2 ou em ha).

A sinuosidade (Sin) da bacia foi calculada segundo a fórmula proposta por Villela e Mattos (1975):

$$\text{Sin} = L/Lt; \text{ onde:}$$

L – comprimento rio principal (Km) e

Lt – comprimento de um talvegue (Km).

O Relevo da bacia hidrográfica

A declividade média (D%) da bacia hidrográfica foi calculada pela expressão abaixo, proposta por Horton (1914):

$$D\% = 100 \cdot D \cdot L/A; \text{ onde:}$$

D% = Declividade média da bacia (%);

D = Equidistância vertical das curvas de nível (km);

L = Comprimento total das curvas de nível da bacia (km) e

A = Área total da bacia (km²).

Cada alinhamento foi calculado pela fórmula acima e após calculadas as declividades de todos os alinhamentos, calculou-se a média aritmética.

A representação do perfil longitudinal do curso d'água principal (Figura8) permitiu que se obtivesse a visualização do comportamento do relevo que acompanha o canal principal, desde a sua nascente até o ponto de deságüe (foz).

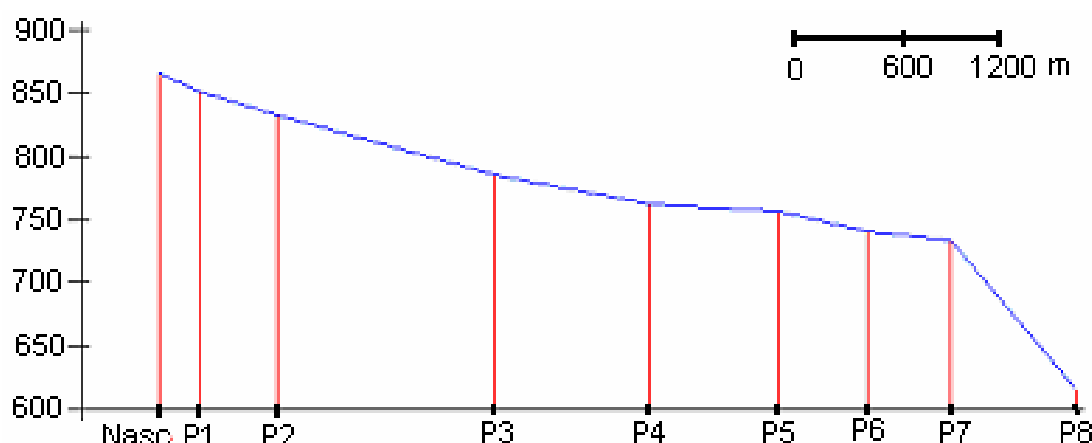


Figura 8 – Perfil do Córrego do Cintra/Araquá em termos de altitude

5.3 Variáveis estudadas

As variáveis estudadas foram: Atributos organolépticos – Aspecto da água, Odor, Cor e Turbidez; Físico-químicos - Condutividade Elétrica (CE), Oxigênio Dissolvido (OD), Oxigênio Consumido (OC), Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO₅), Carbono Orgânico Total (COT); Espécies Químicas: Nitrato (N-NO₃⁻), Nitrito (N-NO₂⁻), Fosfato (PO₄³⁻). Estas análises foram realizadas no laboratório do Departamento de Química e Bioquímica do Instituto de Biociências (IB) da Unesp Campus de Botucatu. Os parâmetros Microbiológicos (Coliformes Totais e Termotolerantes) foram determinados no laboratório de Microbiologia do IB e os Defensivos agrícolas (Carbamatos,

Organofosforados, Organoclorados e Piretróides) foram analisados no laboratório de Toxicologia (CEATOX) do IB. Somente as Temperaturas do ar e da água, pH, Odor e o Aspecto da água é que foram determinados no momento da coleta (in situ).

5.3.1 Análise dos atributos organolépticos da água

As substâncias que afetam a aparência da água ou influem na estabilidade deste para o consumo são avaliadas e fixadas de acordo com as condições da área e as técnicas para seu controle, tendo em vista o perigo e a inocuidade microbiana da água (GONÇALVES, 2003) e são descritos a seguir.

O aspecto da água determinado pela percepção visual do leito do córrego no momento da coleta podendo-se classificar em turva, levemente turva e límpida.

O odor é determinada pela percepção olfativa por 2 ou 3 pessoas no momento da coleta.

A cor foi determinada no colorímetro visual modelo DLNH-100, Del Lab, por comparação da amostra com a escala de comparação do aparelho, tomando como referência a água destilada (transparente), podendo variar de 0 a 100 mg/Pt.10⁻¹L.

A turbidez foi determinada através de Turbidímetro Turbiquant, Merck modelo 1500T, cuja unidade é a UNT (Unidade Nefelométrica de Turbidez).

Análises dos atributos físico-químicos

As temperaturas da superfície da água e do ar foram medidas no momento da coleta, através de um termômetro digital de campo acoplado ao pHmetro da marca Quimis.

A Condutividade Elétrica (CE), em $\mu\text{S.cm}^{-1}$ (micro Siemens por centímetro), foi determinada utilizando-se um condutivímetro (digital) da Digimed, e corrigida para a temperatura de 25°C.

As leituras de pH das amostras foram realizadas utilizando-se pHmetro Quimis, modelo Q 400 MT com eletrodo de vidro combinado.

O teor de oxigênio dissolvido (OD) na água foi determinado pelo método de Winkler modificado, conforme descrito em CETESB (1989), Golterman et al. (1991); Greenberg et al. (2005). O método fundamenta-se em fornecer à amostra de água, um composto oxidável pelo oxigênio presente na mesma, o hidróxido manganoso, medindo-se a quantidade de composto oxidado. Quanto maior a quantidade de oxigênio na

amostra, maior será a quantidade do composto que foi oxidado. A análise é feita logo após a coleta.

O método para determinação do Oxigênio Consumido (OC) fundamenta-se na determinação da quantidade de oxigênio que é consumido na água em análise, devido principalmente ao teor de matéria orgânica nela existente, sendo, portanto, um informativo do seu grau de poluição, utilizando o permanganato de potássio como reagente principal na determinação (ADAD TAJRA, 1982; GREENBERG et al. 2005).

O método utilizado para cálculo da Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO₅) foi o mesmo utilizado para o OD. Diferencia-se somente com relação ao dia de sua determinação, ou seja, no 5º dia após a determinação do OD⁰. Como as águas coletadas apresentam um teor de OD significativo, não houve a necessidade de diluí-las para a escolha daquelas que levassem à depleção de OD. A escolha dos pontos 2, 4 e 8 foi estratégica, em função da área de influência. O P₂ foi escolhido devido à presença de efluente tratado da ETE-SABESP; o P₄, devido à proximidade do bairro Vista Alegre, considerando possíveis lançamentos clandestinos e o P₈ devido à presença de áreas agropastoris localizados a montante.

Para as análises de Carbono Orgânico Total (COT) em águas, foi utilizado o método do carbono orgânico não purgável (CONP) e utilizado um analisador TOC Shimadzu, modelo TOC-v CPH/CPN que é controlado por computador compatível e software em ambiente Window. Faixa de detecção 4 ppb a 25.000 ppm (SHIMADZU..., 2001).

As amostras coletadas são conservadas em frascos rotulados. A solução presente nos frascos é analisada quanto ao conteúdo de COT, o valor obtido no aparelho é diretamente proporcional à quantidade de COT da amostra (GREENBERG et al, 2005)

5.3.2 Parâmetros Microbiológicos – Coliformes Termotolerantes e Totais

O método microbiológico adotado foi a técnica de diluição de tubo múltiplo, recomendado por Greenberg et al. (2005).

As amostras coletadas em sacos plásticos esterilizados foram analisadas no máximo 3 horas após a coleta ou, no máximo, após 24 horas sob refrigeração. Para a verificação da presença de coliformes fecais, três alças do tubo positivo de maior diluição foram semeadas em três tubos contendo meio *E. coli* broth e

posteriormente incubados em banho-maria a 44,5°C por 24 horas. A positividade foi verificada pela turvação do meio e pela produção de gás.

5.3.3 Espécies Químicas

As variáveis estudadas foram: Fosfato, Nitrito e Nitrato.

Fosfato

O método usado para determinação de fosfato total (PO_4^{3-}) é o de azul de molibdênio, com bismuto como catalisador, denominado método do ácido molibdicobismutofosfórico, que consiste na digestão e posterior determinação espectrofotométrica. Em meio ácido, os íons ortofosfato, molibdato e bismuto reagem para formar um heteropoliácido complexo (ácido molibdicofosfórico) de cor azul, de natureza ainda não conclusivamente estabelecida e/ou aceita, cuja intensidade de cor é proporcional à quantidade de ortofosfato ácido (H_2PO_4^-) inicialmente incorporado ao heteropoliácido (GOLDMAN; HARGIS, 1969; WATANABE; ONSSEN, 1965).

Nitrato (N-NO_3^-) e Nitrito (N-NO_2^-)

A determinação de nitrito e nitrato é fundamentada na diazotização (formando um corante azo avermelhado), pela reação de Griess-Ilosvay, que ocorre entre o nitrito e a α -naftilamina, N-(1-naftilo) etilenodiamina, conjugada à sulfanilamida. A medida é realizada por espectrofotometria, de acordo com Taras (1958); Rodier (1975); Williams (1979); Golterman et al. (1991); Crompton (1996).

Numa primeira alíquota da amostra, determinou-se somente o nitrito e, numa segunda alíquota da amostra, o cádmio metálico “cobreado” foi utilizado para redução do nitrato a nitrito, para novamente ser determinado como nitrito.

5.3.4 Defensivos agrícolas

Típos de defensivos agrícolas analisados, métodos cromatográficos e padrões utilizados

Os pontos 2, 4 e 8 foram estrategicamente escolhidos para a análise de defensivos agrícolas, de acordo com a área de influência. O P₂ foi escolhido devido à presença de efluente tratado da ETE-SABESP e ao possível uso das substâncias no controle de pragas, nas dependências do Campus e no seu entorno; o P₄ devido à proximidade (a jusante) do bairro Vista Alegre, presença de áreas agriculturáveis no seu

entorno e ausência de mata ciliar; o P₈, apesar de ser área de APA, pode ter influência das áreas agropastoris localizadas a montante (Figura 6).

Para as análises qualitativas dos defensivos agrícolas (Carbamatos, Organofosforados e Organoclorados) nas amostras de água do Córrego do Cintra, foi utilizada a Técnica Cromatográfica – CCD (sílica gel G). Para a técnica CCD, utilizou-se cromatoplaças (20 x 20) na fase estacionária de sílica gel G (0,25 mm de espessura), ativada a 110°C (durante 1 hora) e fase móvel n-hexano/éter etílico (90/10), com soluções padrão de inseticidas organoclorados - Aldrin, DDT, Dieldrin e δ HCH (1 mg/ml em n-hexano) e revelador Rodamina β (sol. 0,25% etanol). Para os padrões de organofosforados – Diazinon, Malation e Clorpirifos, foi usado como revelador o cloreto de paládio (1% HCL), submetido a aquecimento a 100°C por 30 minutos. Os padrões para carbamatos foram: Carbofuran, Aldicarb e Carbaril, e como revelador também foi utilizado o cloreto de paládio, submetido a aquecimento a 100°C por 30 minutos ou Rodamina β e posterior nebulização com Na₂CO₃ a 10% (MORAES et al., 1991; BRITO FILHO, 1983).

A análise dos inseticidas Piretróides foi determinada por cromatografia líquida de alta eficiência (CLAE), em cromatógrafo mod. CG 480 C (CG Analítica Ltda) com detector ultravioleta (λ = 266).

A presença de piretróides nas amostras foi comparada às curvas padrão dos princípios ativos - Cipermetrina e Deltametrina. As medidas quantitativas foram determinadas pela técnica padrão e pelas medidas de áreas dos picos dos cromatogramas (BISSACOT; VASSILIEF, 1997).

5.4 Tratamento estatístico

Com o objetivo de verificar o comportamento de cada variável nos diferentes locais, foram realizadas análises de variância seguidas do teste de Tukey (Tukey's Studentized Range – HSD), no nível de 5% de significância. Os gráficos utilizados para apresentar a dispersão e assimetria dos dados das variáveis estudadas em função do período do experimento são do tipo Box-Whisker-plot que contém informações relativas ao primeiro quartil (25% dos dados estão abaixo desse valor), Mediana (50% dos valores) e terceiro quartil (75% dos valores), além de pontos discrepantes denominados *outliers*. Estes gráficos são representados por retângulos cuja base inferior representa o primeiro quartil, o traço no interior representa a mediana e a extremidade superior o

terceiro quartil (ZAR, 1999). Desta maneira o Boxplot exibirá um sumário completo dos dados de cada variável de forma simples.

6 RESULTADOS E DISCUSSÃO

6.1 Parâmetros morfométricos da microbacia

Alguns dos importantes parâmetros morfométricos importantes da Microbacia do Córrego do Cintra foram determinados e estão expressos na Tabela 3.

Tabela 3 - Resultado dos dados fisiográficos da Microbacia do Córrego do Cintra

Medidas preliminares	A	10,76 km ²
	P	14,41 km
	Lp	5,56 km
	Cr	11,86 km
	Lr	4,86 km
	Lm	3,56 km
	L	5,23 km
Forma da Microbacia	Ff	0,39
	Cc	1,23
	Ic	0,65
Sistema De Drenagem	W	3 ^a ordem
	Dd	1,104
	Sin	Km ² km
Relevo	D%	13,27%

A= Área, P= Perímetro, Lp= Comprimento do rio principal, Cr= Comprimento da rede de drenagem, Lr= Comprimento, em linha reta, Lm= Largura média, L= Comprimento axial, Cc= Coeficiente de compactidade, Ic= Índice de circularidade, Dd= Densidade de drenagem, Sin= Sinuosidade do curso d'água, D%= Declividade média, Ff= Fator de forma, W= Ordenação.

Quanto menor for o Ff, mais alongada será a bacia e portanto diminuirão os riscos de concentração rápida da água das chuvas para o canal principal, diminuindo os assoreamentos, inundações e degradação ambiental. Analisando a forma da microbacia do Cintra, observa-se na parte inferior da bacia o vértice de um triângulo que coincide com a foz do Cintra no Rio Araquá e a base está próxima aos pontos 1 e 2, a jusante do Campus da Unesp (Figura 6). Um Ff=0,39 considerado baixo ou próxima de uma figura geométrica, de acordo com Rocha (1997), indica que a forma está próxima de um estreito (foz) e alongado triângulo, portanto, com escoamento mais rápido e baixa suscetibilidade à enchente ou à degradação.

Com relação ao Cc, segundo Villela e Mattos (1975), os valores iguais a unidade indicam uma bacia precisamente circular e totalmente sujeita a enchentes enquanto com respeito às bacias com Cc sempre superiores a 1,00 pode-se inferir que seja baixa a probabilidade de enchentes. Visto que para a microbacia em estudo o Cc=1,23 e sua forma é triangular, pode-se inferir que esta seja sua característica.

Miller (1953), apud Christofoletti (1980), e citado por Lima (1996), quanto mais circular for a bacia, ou seja, mais próxima da unidade (1,00), mais propensa esta será a inundação. A microbacia em estudo, já referida como de forma triangular, apresenta Ic=0,65, considerada baixa, ou seja, inferior à unidade, revela não ser propensa a enchentes.

A densidade de drenagem reflete a influência da origem geológica, da topografia, dos tipos de solo, da vegetação e das intensidades de precipitação, infiltração e escoamento superficial da água. No presente estudo, considerando a microbacia como de 3ª ordem (STRAHLER, 1957) e Dd=1,104 Km²/Km que, segundo Villela e Mattos (1975), é considerada média (drenagem baixa= 0,5 Km/km² e drenagem elevada=3,5 Km/km²), infere-se que esta bacia apresenta um substrato relativamente permeável, proporcionando maior infiltração da água, com elevada relação infiltração/deflúvio.

A Sin da presente microbacia é igual a 1,144, considerada de boa velocidade de escoamento de águas pluviais, segundo Villela e Mattos (1975).

A D% calculada em 13,27% na microbacia tem relação importante com vários processos hidrológicos, tais como: a infiltração da água das chuvas e a umidade do solo, dentre outros. É um dos principais fatores que regulam o tempo de duração do escoamento superficial e de concentração da água das chuvas no canal principal (LIMA, 1996). Com essas características morfométricas e relevo local classificado como suave ondulado a ondulado no P₁ a P₆, segundo a Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária - EMBRAPA (1999), infere-se a existência de excelentes condições para a agricultura agroecológica e para o restabelecimento da qualidade da água da nascente à sua foz.

Segundo Piroli (2002) apud Santos (2004), a maior parte da área do Município de Botucatu SP (82 %), está situada em declividade entre 0 e 12 %. A microbacia do Córrego do Cintra classifica a declividade na faixa acima de 12%, o que corresponde a 18% da área do município.

Nos estudos realizados em 10 microbacias do Rio Capivara em Botucatu, SP, Araujo Jr et al., (2002) também revelam que o relevo predominante no município é o suave ondulado a ondulado. Quando suavemente ondulado, as colinas apresentam declives suaves e formam vales em “V” abertos e, quando ondulados, as colinas ou morros são mais declivosos e os vales em “V” mais fechados.

Rodrigues (2004), em seus estudos sobre a morfometria da bacia hidrográfica do Rio Araquá, na qual está inserida a microbacia do presente estudo, concluiu que aquela encontra-se relativamente estável do ponto de vista da conservação ambiental e potencial hidrológico.

Em particular, o Córrego do Cintra apresenta alguns pontos críticos com relação ao aspecto ambiental, a serem considerados. No entanto, do ponto de vista hidrológico, este córrego apresenta características semelhantes. Analisando a Tabela 2 ou observando a Figura 1 (Apêndice II), a ocupação por pastagem é dominante (54,45%) em P₄, P₅ e P₆, seguida de áreas da APA, restrita nos pontos 1 a 3, com 14,46 % (fora da microbacia) e áreas agrícolas (porção superior dos pontos 4, 5 e 6) com 13,21%. Nas demais áreas estão os loteamentos, áreas residenciais e as plantações de eucaliptos. Considerando-se a soma da área de eucalipto e mata, obtém-se o total de 18,08% (Tabela 2) e, segundo Araujo Jr et al. (2002), a área mínima de cobertura florestal que uma bacia deve ter é de 25%, quando esta apresenta-se com declividade média de até 15%.

Com essas informações, infere-se que as margens do Córrego do Cintra, sendo uma área de APP, sua recuperação e preservação da nascente são essenciais

no raio mínimo de 50m, de tal forma que esteja protegida (CONAMA, 2002). Considerando a área de mata e plantação de eucalipto na Tabela 2 (18,08%), esforços são exigidos para o reflorestamento de pelo menos mais 6,92% de área degradada nesta microbacia. Preservar os afluentes de pequeno porte, como é o caso do Cintra, através da recomposição da mata ciliar em áreas do entorno dos pontos 1, 2, 4, 5 e 6 é exigir o mínimo necessário para preservar a microbacia, e também, para proteger os grandes rios que recebem suas águas (Rio Tietê, Rio Paraná) da possível contribuição no processo de eutrofização.

6.2 As análises organolépticas da água

Aspecto da água

Segundo Gonçalves (2003), o aspecto visual da água é resultado de uma interação de cores da matéria orgânica solúvel presente e de altos teores de ferro. A análise do aspecto da água foi realizada através da percepção visual do leito do córrego no momento da coleta. Na Tabela 4 observa-se que os pontos 1, 2, 5, 6, e 7 foram os que mais persistiram no aspecto “Turvo”, nas 6 coletas. O P₁ refere-se ao ponto localizado a jusante da nascente do Córrego do Cintra, que ainda recebe carga de esgoto clandestino não tratado do Campus; o P₂ recebe todo o efluente tratado da ETE-SABESP do Campus da Unesp e os pontos 5, 6 e 7 estão localizados em áreas agrícolas e de irrigação, onde pode ter ocorrido escoamento dessas águas nos períodos que antecediam as coletas. Já os pontos 3, 4 e 8 apresentaram-se límpidos na maioria das coletas devido à contribuição de rios tributários e distanciamento dos lançamentos nos pontos 1, 2 e áreas agrícolas.

Tabela 4 – Aspecto da água nos pontos de coleta

Coletas	Jun/2005	Set/2005	Nov/2005	Jan/1/2006	Mar/2006	Maio/2006
P ₁	Turvo	Turvo	Turvo	Turvo	Turvo	Turvo
P ₂	<i>Límpido</i>	Turvo	Turvo	L. Turvo	Turvo	Turvo
P ₃	<i>Límpido</i>	<i>Límpido</i>	<i>Límpido</i>	L. Turvo	<i>Límpido</i>	<i>Límpido</i>
P ₄	<i>Límpido</i>	<i>Límpido</i>	<i>Límpido</i>	<i>Límpido</i>	<i>Límpido</i>	<i>Límpido</i>
P ₅	<i>Límpido</i>	Turvo	L. Turvo	Turvo	Turvo	Turvo
P ₆	<i>Límpido</i>	Turvo	<i>Límpido</i>	L. Turvo	L. Turvo	<i>Límpido</i>
P ₇	Turvo	Turvo	L. Turvo	L. Turvo	<i>Límpido</i>	<i>Límpido</i>
P ₈	<i>Límpido</i>	<i>Límpido</i>	L. Turvo	Turvo	<i>Límpido</i>	<i>Límpido</i>

Odor

Segundo Von Sperling (1995), o sabor é a interação entre o gosto (salgado, doce, azedo, amargo) e o odor (sensação olfativa). O odor de origem antropogênica (esgoto doméstico, industrial) apresenta como produto indesejável da decomposição da matéria orgânica, o gás sulfídrico (H_2S). As análises pela percepção olfativa no momento da coleta foram comparadas nas 6 coletas (Tabela 5). A presença de odor característico de esgoto se restringiu ao P_2 (ETE-SABESP) e em algumas amostras coletadas na proximidade da nascente do córrego (P_1). No P_5 a detecção de odor ocorreu uma vez (Jun/2005), o que sugere ter havido algum lançamento pontual de resíduo na área agrícola. De acordo com a legislação vigente, o art. 42º (CONAMA, 2005), como a microbacia do Córrego do Cintra ainda não foi enquadrada em nenhuma classe em função dos resultados das análises de qualidade de água obtidas no presente estudo, será enquadrada na Classe 2. Para o parâmetro odor como previsto no Art. 14, para as Classes 1 e 2, este deveria estar ausente. Na Tabela 5 verifica-se que os pontos 1 e 2 apresentaram esta característica na maioria das coletas e o P_5 somente em Jun/2005 possivelmente devido a um lançamento no período de coleta.

Tabela 5 – Odor da água nos pontos de coleta

Coletas	Jun/2005	Set/2005	Nov/2005	Jan/1/2006	Mar/2006	Mai/2006
P_1	S/odor	C/odor	S/odor	S/odor	C/odor	S/odor
P_2	C/odor	C/odor	C/odor	C/odor	C/odor	C/odor
P_3	S/odor	S/odor	S/odor	S/odor	S/odor	S/odor
P_4	S/odor	S/odor	S/odor	S/odor	S/odor	S/odor
P_5	C/odor	S/odor	S/odor	S/odor	S/odor	S/odor
P_6	S/odor	S/odor	S/odor	S/odor	S/odor	S/odor
P_7	S/odor	S/odor	S/odor	S/odor	S/odor	S/odor
P_8	S/odor	S/odor	S/odor	S/odor	S/odor	S/odor

Cor

A coloração da água bruta pode ser devido à presença de vegetais, ácidos húmicos e fúlvicos ou ser de origem antropogênica como é o caso dos resíduos industriais (tinturarias, tecelagem, produção de papel) e do esgoto doméstico (VON SPELING, 1995). Segundo Nuvolari et al. (2003) e Schirmer et al. (2007), no trecho de decomposição anaeróbia, além da água e do gás carbônico, forma-se o gás sulfídrico, amônia, mercaptanas, escatóis e outros, sendo vários destes responsáveis pela formação de cor escura além de maus odores.

A cor da água é determinada pela comparação do nível de cor de água destilada (transparente) com a cor da água da amostra, através do colorímetro visual, podendo variar de 0 a 100 mg/Pt.10⁻¹L. Nos estudos de Gonçalves (2003), o baixo valor de cor observado em um córrego qualquer não garante que a água seja de boa qualidade.

O valor da cor da água do Córrego do Cintra, no P₁ e P₂, é elevado devido à carga orgânica presente e, à medida que se distancia desses pontos, considerados críticos, ocorre o efeito de diluição provocado pela entrada das águas dos rios tributários (Figura 6). Nos estudos de Souza (2005), nas lagoas de estabilização (P₂), tanto a cor como o odor da água mantiveram-se no mesmo padrão cor verde e odor desagradável, o que caracteriza a presença de esgoto doméstico e de outros interferentes. Observando-se os valores médios e o desvio padrão para a variável Cor (Tabela 6), o P₁ e o P₂ diferem estatisticamente com relação aos demais pontos, o que demonstra o comprometimento da qualidade da água. Quanto aos outros pontos, não variaram entre si possivelmente devido ao efeito de diluição provocado pelos rios contribuintes localizados a montante destes pontos. Este comportamento facilmente pode ser observado na Figura 9. Os demais pontos, as medianas são visíveis em função dos resultados médios obtidos. Ao se comparar os resultados obtidos em todas as coletas e pontos ao valor máximo permitido de acordo com o Art. 15 do CONAMA (2005) Classe II, verifica-se que não excederam o valor de 75 mgPt.L⁻¹ (Tabelas 1 a 8 - Apêndice I).

Tabela 6 - Média e Desvio padrão referente a variável Cor

Local	Cor	
	Média	Desvio padrão
P ₁	55,0A	±23,4
P ₂	49,2AB	±25,8
P ₃	15,0BC	±5,5
P ₄	15,0BC	±5,5
P ₅	18,3BC	±8,2
P ₆	19,2BC	±6,6
P ₇	23,3BC	±10,3
P ₈	20,0C	±10,5
Valor de p	<0,001	

Médias seguidas de letras iguais não diferem estatisticamente entre si ao nível de 5% de significância

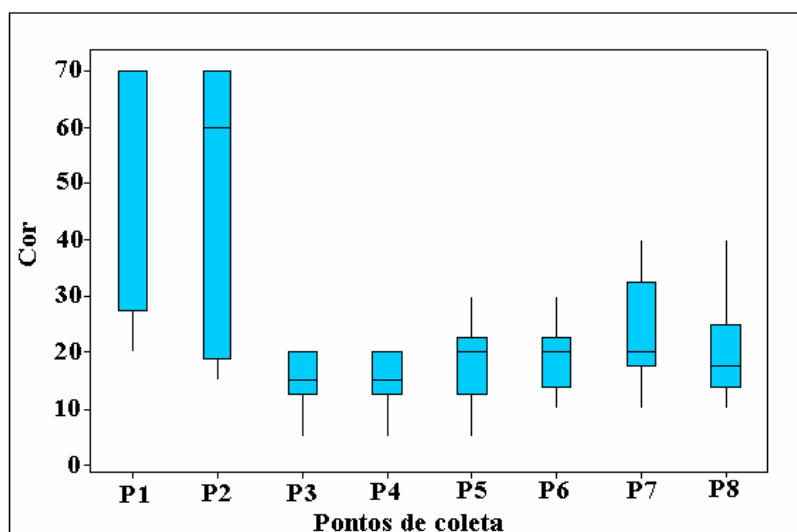


Figura 9- Medidas de comparação de nível de cor da água nos pontos de coleta

Turbidez

Dentre os parâmetros físicos afetados pelos sedimentos, ocasionados por processos erosivos do solo ou resíduos de origem antropogênica nos cursos d'água, a turbidez é o parâmetro que melhor demonstra a dificuldade da entrada de luz na coluna d'água.

No presente estudo, a turbidez da água em P₁ variou estatisticamente com relação aos demais pontos (Tabela 7). Em P₂ obteve-se valor mais elevado com relação aos pontos 3 a 8, mas não variaram estatisticamente entre si. No entanto, ao se observar a Tabela 2 (Apêndice I), os valores do P₂ atingiram a máxima de 16 e mínima de 3,72 NTU e as medianas estão entre os valores 11,9 e 12,7NTU, como mostra o gráfico Boxplot (Figura 10). No Art. 15, CONAMA (2005), estabelece valor máximo de 100UNT para a Classe II, portanto apesar dos valores significativos encontrados nos pontos 1 e 2 (Tabela 7), os resultados encontrados não são comprometedores.

Pode-se fazer uma correlação dos resultados da cor e da Turbidez da água, cujos valores foram representativos (Figuras 9 e 10), pois os resultados demonstraram que os fatores antrópicos, as alterações físicas do leito do córrego, o efeito de diluição das águas e as corredeiras também interferem diretamente na turbidez. A turbidez da água normalmente é elevada na estação chuvosa e baixa na seca, devido ao aumento de partículas suspensas (PANHOTA; BIANCHINI JR, 2003). No estudo realizado nas lagoas de estabilização (SOUZA, 2005), localizadas a montante do P₂ do presente estudo, foram

obtidos valores médios elevados no período de chuvas (43,97 NTU) e médias baixas na seca (17,45UTU). No entanto, no presente trabalho, respeitou-se um período que antecede as coletas de 5 dias de estiagem para que não houvesse comprometimento da condição natural da água.

Tabela 7 - Médias e Desvios padrão referentes à Turbidez

Local	Turbidez (NTU)	
	Média	Desvio padrão
P ₁	18,5A	±7,4
P ₂	10,8B	±5,0
P ₃	4,6B	±1,8
P ₄	5,9B	±2,8
P ₅	6,5B	±2,5
P ₆	6,9B	±2,7
P ₇	7,6B	±2,7
P ₈	6,8B	±2,1
Valor de p	<0,001	

Médias seguidas de letras iguais não diferem estatisticamente entre si ao nível de 5% de significância

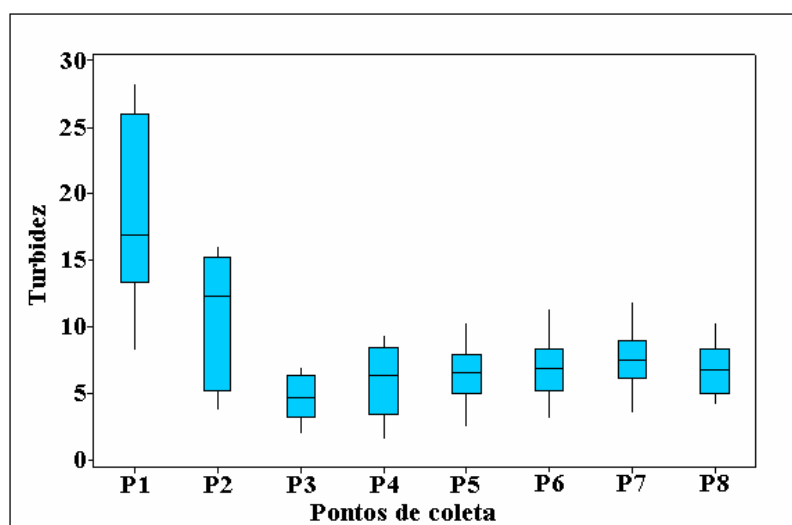


Figura 10 - Medidas da Turbidez (NTU) da água nos pontos de coleta

6.3 Parâmetros físico-químicos

pH

No presente estudo, obteve-se média anual de pH próximo da neutralidade (7,1 e 6,9) nos P₁ e P₂, respectivamente. Próximo a nascente (P₁) existem lançamentos esporádicos de esgoto “in natura” diretamente no córrego, o que altera sensivelmente os parâmetros analisados em algumas coletas. Souza (2005), em seu estudo

nas lagoas de estabilização (ETE_SABESP), as medidas de pH durante o período analisado estavam entre 9,56 a 10,13, valores esses considerados normais para o efluente tratado. Atualmente, a Sabesp monitora o sistema semestralmente, cujos valores mantêm-se no mesmo padrão de medidas, o que comprova sua eficiência. As águas residuárias do tratamento são lançadas no Córrego do Cintra, em um ponto localizado a jusante do P₁ (615 m), sob efeito de diluição somente por parte das águas oriundas da nascente (Figura 6).

Na Tabela 8, os pontos 1 e 2 não apresentaram valores de pH variáveis estatisticamente entre si, bem como os pontos localizados nas áreas entre P₃ e P₇ apresentaram valores médios de pH que variaram de 7,7 a 7,8 não diferindo também estatisticamente entre si (Tabela 8), devido a reações químicas alcalinas que ocorrem no percurso do córrego, possivelmente por apresentar, com exceção do P₃, região de intensa influência agrícola e pastagem. Na Tabela 2, a descrição da Ocupação do Solo e as medidas das áreas ocupadas na microbacia (P₁ a P₆), em ordem decrescente, mostram o predomínio da pastagem, seguida de mata e agricultura, podendo também ser vista na Figura 1 – Apêndice II. O predomínio de área natural é observado no entorno do P₃ e P₈.

Tabela 8 - Médias e Desvios padrão referentes ao pH

Local	pH	
	Média	Desvio padrão
P ₁	7,1B	±0,7
P ₂	6,9B	±0,4
P ₃	7,8AB	±0,6
P ₄	7,8AB	±0,6
P ₅	7,7AB	±0,6
P ₆	7,7AB	±0,6
P ₇	7,8AB	±0,6
P ₈	8,2A	±0,5
Valor de p	0,021	

Médias seguidas de letras iguais não diferem estatisticamente entre si ao nível de 5% de significância

A Figura 11 mostra as variações de pH ocorridas ao longo do córrego e uma medida discrepante (P₆) em relação ao comportamento dos demais valores (*outlier*).

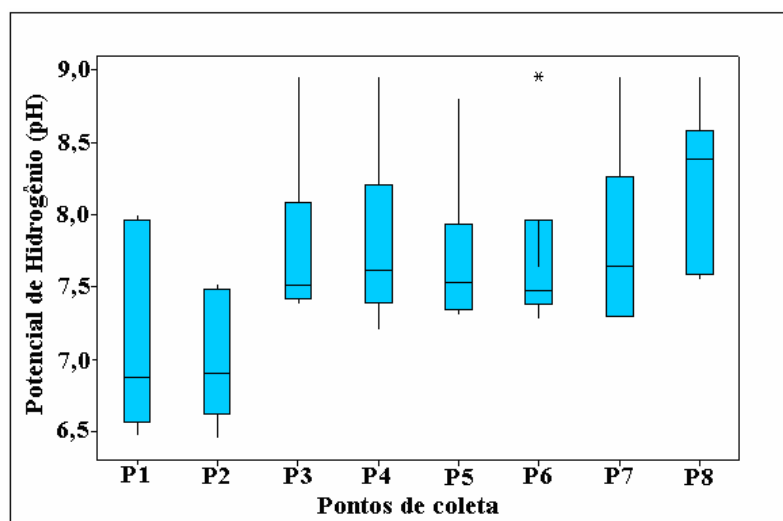


Figura 11 - Medidas do pH da água nos pontos de coleta

Ao se observar a Tabela 6 (Apêndice I), nota-se que o pH 8,95 difere daqueles pontos que variaram entre 7,27 e 7,63. É observada também na Tabela 8, a média anual do pH alcalino no P₈ (8,2) e que, apesar de não variar estatisticamente, ocorreu uma variação significativa observado na Figura 11. O local das coletas, neste ponto, está localizado na base da cachoeira (Figura 9 – Apêndice II), com represamento de água (ambiente lântico), onde possivelmente acumulam espécies alcalinas carregadas ao longo do córrego, principalmente originadas de áreas agriculturáveis (P₄ a P₇).

Um outro aspecto a ser considerado é a localização do P₈ por ser uma região diferenciada e apresentar mata exuberante, considerada APA (Tabela 1). Na Figura 9 (Apêndice II), observa-se o predomínio do basalto no local da coleta, o que pode ser visto a partir do P₇ devido à localização na Cuesta Basáltica (APA), onde o córrego corre sobre lajedos. Segundo Araujo et al. (2002), o solo original no município de Botucatu é o basalto metáfiro e provavelmente diabásico (eruptivas basálticas), mas Segundo Leinz e Amaral (1980), os termos ácidos, básicos ou neutro das rochas, nada tem a ver com os respectivos caracteres químicos. Por outro lado, Press et al. (2006), afirmam que as rochas sofrem um processo muito lento de intemperismo químico ou alteração química seguida de intemperismo físico, cujas partículas formadas devido a desagregação mecânica tornam o ambiente alterado quimicamente. Nas rochas basálticas, por exemplo, os silicatos presentes são meteorizados na presença de água por hidrólise, tornando-se mais alcalinos.

Os dados Pluviométricos obtidos no período de estudo são representados na Figura 12, onde se pode observar que os totais de Outubro e Dezembro/2005 e de Janeiro, Fevereiro e Março de 2006 superaram 150 mm de chuva.

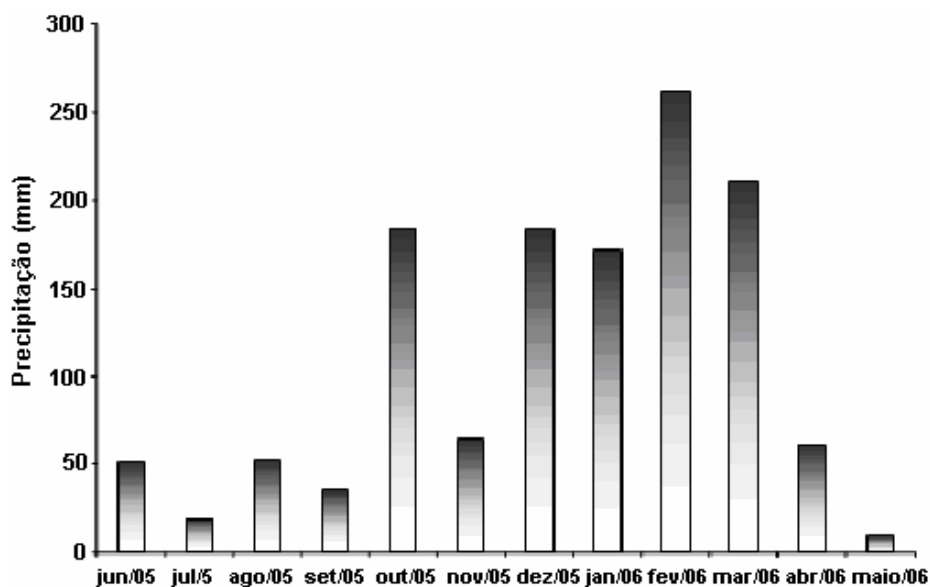


Figura 12 - Totais pluviométrico mensais no período de junho/2005 a maio/2006

Os resultados dos parâmetros medidos não foram influenciados significativamente pela pluviosidade mesmo nos períodos de elevado índice (Out/05 a Mar/06) devido ao período de 5 dias de estiagem que antecederam as coletas. Da mesma forma as amostras de Junho e Setembro/2005 apresentaram caráter ligeiramente ácido nos pontos 1 e 2 (Tabelas 1 e 2 – Apêndice I), não havendo nenhuma relação com a pluviosidade, que se manteve entre 35,1 e 63,8mm de chuva nos referidos meses. Marques et al. (2007) observaram a diminuição do pH e a presença de defensivos nas amostras de água de escoamento superficial, nos períodos chuvosos em que a pluviosidade foi superior a 300 mm demonstrando o efeito da lixiviação de defensivos agrícolas na Bacia Hidrográfica do Rio Ribeira, SP. No caso do uso da água de irrigação, Bassoi (2005) afirma que a água que retorna da irrigação também tem qualidade inferior àquela captada; haja visto que o carreamento de solo, de fertilizantes e defensivos agrícolas, altera a qualidade da água do manancial. A pluviosidade também ocasiona provável efeito de diluição dos ácidos orgânicos liberados pelo trecho do solo alagadiço para dentro do ribeirão (CARVALHO et al. 2000; MORETO e NOGUEIRA, 2003). No presente estudo, os índices foram inferiores a 262,7 mm de chuva. Apesar da variação do pH em vários

pontos, as medidas não excederam os limites entre 6 e 9, estabelecidos pelo Art. 14 do CONAMA (2005).

Temperatura do ar e da água

As variações de temperatura fazem parte do regime climático normal e corpos de água naturais apresentam variações sazonais e diurnas. A temperatura superficial é influenciada por fatores tais como latitude, altitude, estação do ano, período do dia, taxa de fluxo da água e profundidade do corpo de água. A elevação da temperatura em um corpo d'água geralmente é provocada por despejos industriais (indústrias canavieiras, por exemplo) e usinas termoeletricas (CETESB, 2007a). Nas margens dos rios circundadas por floresta, a tendência à menor temperatura do ar e da água é constatada devido ao sombreamento, que reduz a radiação incidente (CARVALHO et al., 2000).

No presente estudo, além de ocorrer o lançamento de esgoto não tratado e tratado nos pontos 1 e 2, respectivamente, o Córrego do Cintra tem suas margens desprovidas de mata ciliar (Tabela 1), o que permite que a luz solar incida diretamente na lâmina d'água e, portanto, pode influenciar na temperatura d'água. Gralhóz e Nogueira (2006) observaram temperaturas mais elevadas em pontos mais próximos ao despejo de efluente “in natura” no primeiro período (1996) ou recém saídos da estação de tratamento, no segundo período de estudo (2000), no Córrego do Cintra, se comparada com as medidas do trecho final. Na presente pesquisa, observou-se este comportamento somente no P₂; nos outros pontos a temperatura da água variou de acordo com a sazonalidade e não de acordo com as descargas de efluentes, demonstrando uma menor atividade metabólica dos microorganismos. Estatisticamente, de acordo com as Tabelas 9 e 10, as médias das temperaturas não variaram. Entretanto, houve variação de temperatura da água em cada ponto e coleta nos meses de inverno (as temperaturas chegaram a 15,8°C) e de verão (temperaturas de até 23,7 °C), como pode ser observado nas Tabelas 1 a 9 (Apêndice I).

Tabela 9 - Média e Desvio padrão referente a Temperatura da água

Local	Temperatura da água (°C)	
	Média	Desvio padrão
P ₁	19,4 A	±2,2
P ₂	21,4 A	±1,8
P ₃	19,0 A	±2,4
P ₄	20,0 A	±2,3
P ₅	19,8 A	±2,2
P ₆	19,8 A	±2,5
P ₇	19,9 A	±2,4
P ₈	19,2 A	±2,1
Valor de p	0,74	

Médias seguidas de letras iguais não diferem estatisticamente entre si ao nível de 5% de significância

Considerando que as coletas foram realizadas no período da manhã (7:00 às 12:00h.) e que todas as coletas foram iniciadas pelo P₈ (7:00 h) ao P₁ (12:00h), observa-se que a temperatura da água permanece constante, com exceção do P₂ que apresentou temperatura mais elevada (11:30 h) com relação aos demais pontos. Isso ocorre devido ao fato do P₂ localizar-se a jusante da lagoas de tratamento de esgoto (Figura 1 – Apêndice II), onde as águas estão expostas diretamente aos raios solares, sem presença de mata natural (Tabela 2), além de apresentarem carga orgânica em decomposição, sob intensa atividade metabólica dos microorganismos. Já o P₁ é desprovido de mata natural, porém, apresenta vegetação de várzea próxima a nascente, o que protege o “espelho d’água” da incidência direta da luz solar. Entretanto, a variação significativa da temperatura do ar nas quatro estações do ano, nas 6 coletas e em todos os pontos, atingiu a máxima de 27,4°C e mínima de 13,0°C (observado nas Tabelas 1 a 9 - Apêndice I).

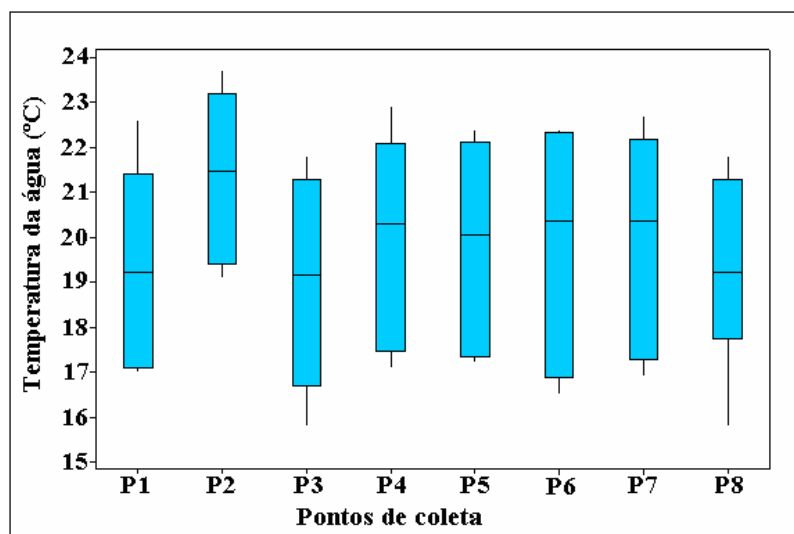


Figura 13 - Medidas da média da Temperatura da água (°C) nos pontos de coleta

Para a temperatura do ar (Figura 14), observa-se que no P₈ esta é mais baixa, em função do horário de coleta (7:00 h) e o sombreamento da mata natural (Figura 1 – Apêndice II), o que torna a temperatura mais amena. À medida que as coletas são realizadas, do P₈ ao P₄, a temperatura do ar aumenta em função do horário e da exposição dos raios solares nas áreas desprovidas de mata ciliar (Tabela 2). Nos pontos 2 e 3 houve uma redução na média anual da temperatura do ar em várias coletas. Nas Tabelas 2 e 3 (Apêndice I), é observado que as temperaturas baixas obtidas em Jun/05 e Maio/06 nesses pontos diferem das dos outros pontos no mesmo período. Isso pode ter ocorrido devido à ausência de luz solar no dia da coleta (dia nublado), descartando a possibilidade de influências do entorno do ponto em estudo.

Tabela 10 - Média e Desvio padrão referente a Temperatura do ar

Local	Temperatura do ar (°C)	
	Média	Desvio padrão
P ₁	22,5A	±3,4
P ₂	20,2A	±2,7
P ₃	20,4A	±2,9
P ₄	22,2A	±3,2
P ₅	22,2A	±2,9
P ₆	21,2A	±2,8
P ₇	19,6A	±2,9
P ₈	18,4A	±3,6
Valor de p	0,27	

Médias seguidas de letras iguais não diferem estatisticamente entre si ao nível de 5% de significância

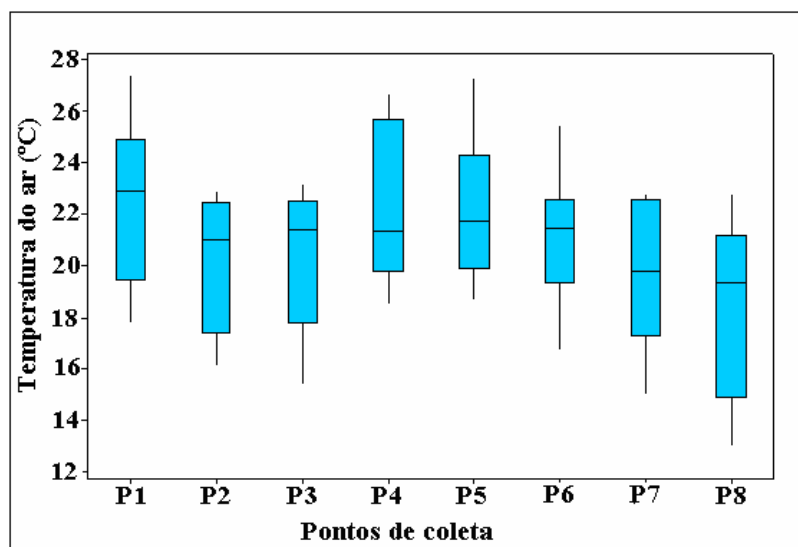


Figura 14 - Medidas da Temperatura do ar (°C) nos pontos de coleta

Condutividade Elétrica (CE)

A CE pode ser relacionada com o índice pluviométrico. Em períodos de baixo índice de pluviosidade ocorre o aumento das concentrações de sais e nos períodos de maior ocorrência de chuvas ocorre o efeito da diluição destes no corpo de água (CETESB, 2007b). Psilovikos et al. (2006) verificaram que, normalmente, os baixos valores da CE coincidem com os elevados níveis de água do rio Nestos (Bulgária), devido ao efeito de diluição.

Souza (2005) estudou a qualidade do efluente tratado nas Lagoas de Tratamento de esgoto (ETE- SABESP), localizadas a montante do P₂ do presente estudo e verificou que não houve interferência significativa relacionada aos períodos úmido e seco. Observou-se, no presente estudo, que a partir do P₂ (ETE – SABESP) a CE tende a diminuir gradativamente, devido à entrada das águas de rios tributários a montante (Figura 6) e que somente nos pontos 2 a 4 (Tabela 10), os valores médios anuais de CE superaram $100\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$, valor esse indicativo de ambiente impactado (CETESB, 2007a). Estudos realizados por Gralhóz e Nogueira (2006), no mesmo córrego, mostraram que a CE reduziu drasticamente em 2000, com a implantação da ETE-SABESP, e que foi visível o decaimento no sentido nascente-foz. Observou-se também neste estudo que tanto no 1º quanto no 2º período, no inverno (baixa pluviosidade) a CE se elevou consideravelmente e no verão ocorreu o inverso, devido ao efeito de diluição dos sais dissolvidos.

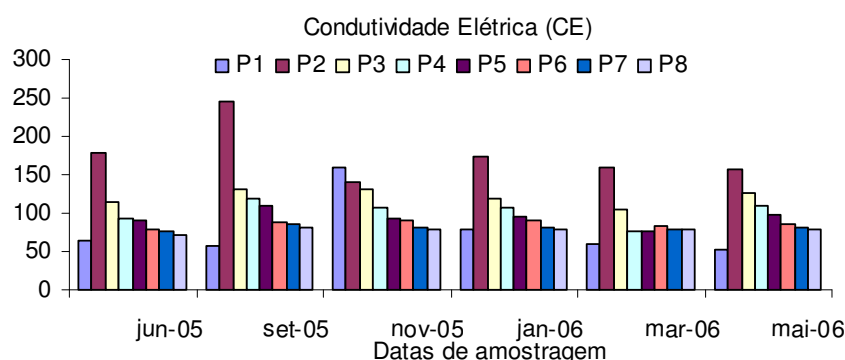


Figura 15- Medidas da Condutividade elétrica ($\mu\text{S.cm}^{-1}$) da nascente à foz

A Figura 15 ilustra a depleção da CE no sentido nascente-foz em todos os pontos de coletas. Na Tabela 11, o P_2 apresentou a maior média ($175,6 \mu\text{S.cm}^{-1}$) e, entre todas as coletas, o menor valor encontrado foi de $139,4 \mu\text{S.cm}^{-1}$ e o maior de $246 \mu\text{S.cm}^{-1}$ (Tabela 2 – Apêndice I), o que representa sério comprometimento na qualidade de água. No âmbito geral, com exceção dos pontos 2 e 3, houve uma aparente similaridade para a CE em todos os pontos, pois não variaram estatisticamente (Tabela 11). O P_3 teve média inferior ao P_2 , porém, ainda considerada elevada, e diferiu também dos pontos seguintes; à medida que se distanciaram desse ponto, os rios tributários situados a montante (Figura 6) contribuíram para o efeito de diluição da carga orgânica e, conseqüentemente, para a redução dos valores. Os pontos 1, 5, 6, 7 e 8 foram os que apresentaram as menores médias.

Tabela 11 - Média e Desvio padrão referente a CE

Local	CE ($\mu\text{S.cm}^{-1}$)	
	Média	Desvio padrão
P_1	78,2C	$\pm 40,4$
P_2	175,6A	$\pm 37,2$
P_3	121,4B	$\pm 10,5$
P_4	101,9BC	$\pm 14,8$
P_5	94,1BC	$\pm 10,8$
P_6	86,4BC	$\pm 4,8$
P_7	80,6C	$\pm 2,8$
P_8	77,9C	$\pm 3,2$
Valor de p	<0,001	

Médias seguidas de letras iguais não diferem estatisticamente entre si ao nível de 5% de significância

A Figura 16 ilustra as características de cada ponto de coleta frente os resultados apresentados na Tabela 11. É observado claramente o efeito de diluição dos sais dissolvidos gerados pela mineralização da matéria orgânica presente nos pontos 1 e 2 com suas respectivas diminuições graduais à medida que se afastam desses focos de contaminação.

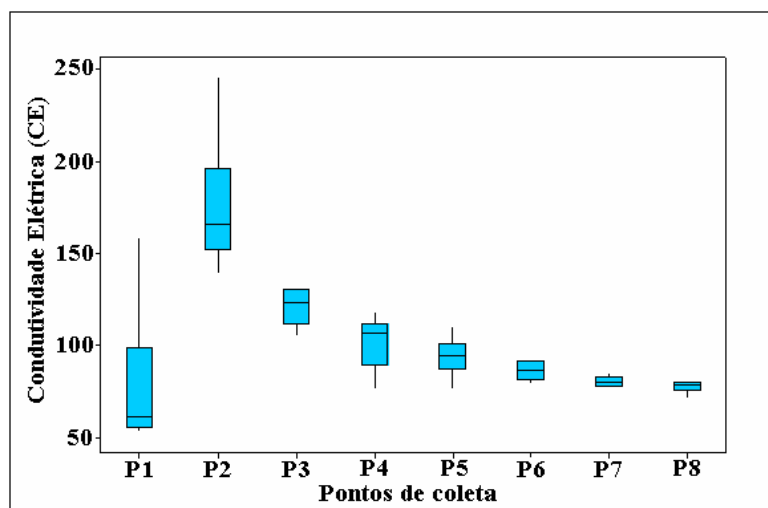


Figura 16 - Médias da Condutividade Elétrica ($\mu\text{S}.\text{cm}^{-1}$) nos pontos de coleta

Oxigênio Dissolvido (OD)

OD é um dos parâmetros que melhor demonstra a recuperação do ecossistema aquático e a degradação da matéria orgânica, mas não deve ser o único fator a ser considerado, pois a sua concentração será afetada por diversos outros fatores e não somente pela ação antrópica. As baixas concentrações de OD representam um agente inibidor da biota no meio aquático (Nuvolari et al. 2003) e, segundo Chapman e Kimstach (1992), as concentrações de OD inferiores a $5\text{mgO}_2.\text{L}^{-1}$ podem afetar o ecossistema aquático; teores inferiores a $2\text{mgO}_2.\text{L}^{-1}$ podem levar à morte a maioria dos seres aquáticos. Nos pontos 1 e 2 do presente estudo, os teores médios de OD não diferiram entre si, mas diferiram dos outros pontos (Tabela 12).

Tabela 12 - Média e Desvio padrão referente o OD

Local	OD (mgO ₂ .L ⁻¹)	
	Média	Desvio padrão
P ₁	4,4C	±2,3
P ₂	4,9BC	±1,1
P ₃	7,2 A	±1,3
P ₄	7,4 A	±0,4
P ₅	6,9AB	±0,6
P ₆	7,4 A	±0,8
P ₇	7,9 A	±0,9
P ₈	8,6 A	±0,6
Valor de p	<0,001	

Médias seguidas de letras iguais não diferem estatisticamente entre si ao nível de 5% de significância

Nos pontos 3 a 8, os valores médios não variaram estatisticamente no período, mas observa-se a ascendência dos teores até o P₈, que variaram significativamente entre 7,86 e 9,46mgO₂.L⁻¹ (Tabelas 3 a 9- Apêndice I). O mesmo ocorreu nos estudos realizados por Gralhóz e Nogueira (2006) nos 2 períodos, sendo que próximo ao despejo de efluentes as condições chegavam a ser anóxicas ou próximo de zero, quando nos trechos médios do córrego se apresentavam sinais de recuperação. Este fato é justificado pela acentuada declividade observada na Figura 7, com diferença de 235m entre a nascente (P₁) e o último ponto (P₈). A presença de inúmeras quedas d'água provoca a turbulência e consequente oxigenação da água permitindo elevada oxidação da matéria orgânica presente. Segundo Nuvolari et al. (2003), a maior introdução do oxigênio nas águas se dá no nível do mar devido à maior pressão atmosférica provocada pela coluna de ar sob a interface da água e o contrário, quanto maior altitude, menor a pressão atmosférica e, consequentemente, menor a introdução de oxigênio. O Córrego do Cintra situado entre 616 e 851 m de altitude, apresenta uma pressão parcial dos gases, mas com a declividade acentuada favorece a dissolução desses que é diretamente proporcional ao grau de turbulência das águas. Janzen e Schulz (2006) estudaram experimentalmente em laboratório a interação entre a turbulência gerada no fundo e a interferência de gases através da interface ar-água. Constatou-se que as altas concentrações de OD são extraídas da superfície e levadas para o seio do fluido, diminuindo o OD superficial conforme a turbulência provocada.

A Figura 17 mostra o aumento gradativo da concentração do OD no sentido montante-jusante do Córrego do Cintra. No P₁ ocorreu a depleção de OD, com

teores mínimos de 0,5 e máximos de $7,47\text{mgO}_2\cdot\text{L}^{-1}$ e para o P₂ a variação dos teores foi entre a mínima de 3,19 e a máxima de $5,87\text{mgO}_2\cdot\text{L}^{-1}$ (Tabelas 1 e 2 – Apêndice I). Segundo o CONAMA (2005), no Art. 15, para águas Classe 2, é estabelecido um limite de OD não inferior a $5\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ em qualquer amostra. Nas Tabelas 1 e 2 (Apêndice I), os valores foram inferiores a este limite em quase todas as coletas nos pontos 1 e 2, o que indica sério comprometimento na qualidade da água.

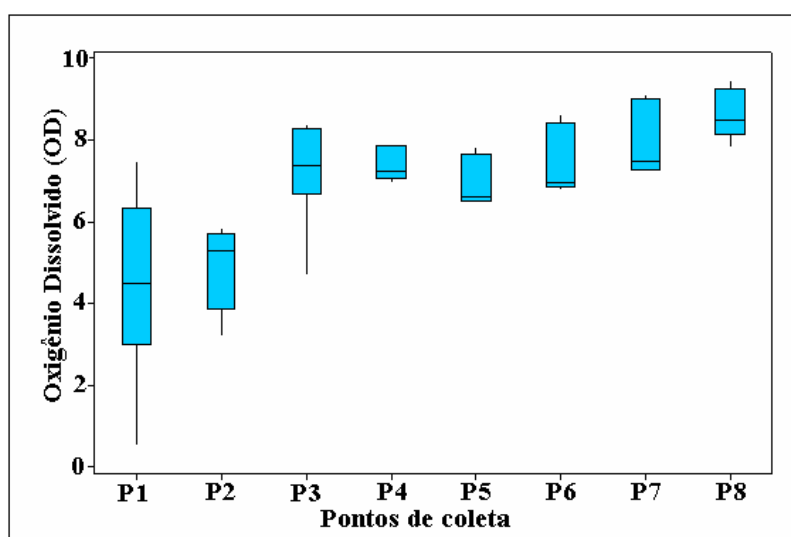


Figura 17 - Médias do Oxigênio Dissolvido ($\text{mgO}_2\cdot\text{L}^{-1}$) nos pontos de coleta

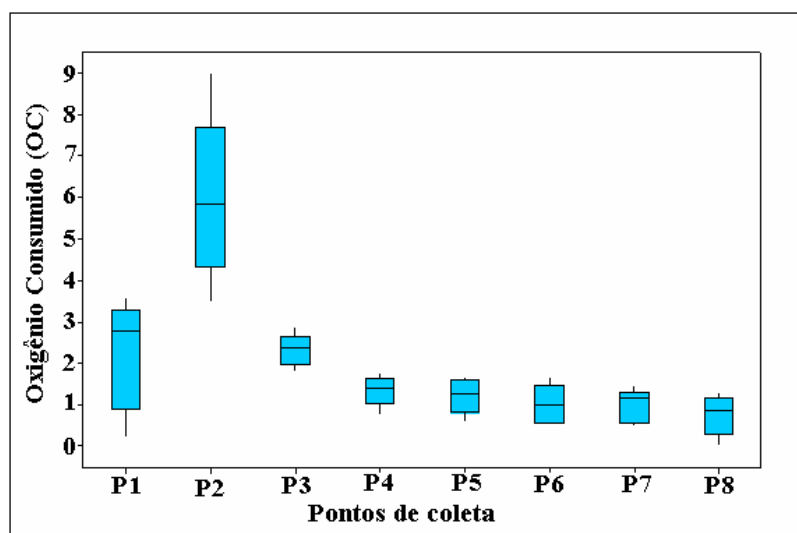
Oxigênio Consumido (OC)

O OC em P₂ variou significativamente com relação aos outros pontos devido à elevada carga orgânica presente e consequente consumo de oxigênio. Souza (2005), em seu estudo nas lagoas de estabilização (P₂), verificou a quantidade de carga orgânica com potencial energético elevado, equivalente a aproximadamente 30% em média do poder calorífico da gasolina, e semelhante ao do eucalipto. Isso representaria um elevado consumo de oxigênio para a sua degradação. Nos demais pontos (Tabela 13), observa-se a diminuição gradativa do consumo do OD em função da redução da carga orgânica ao longo do córrego. Com isso, do P₃ ao P₈, observa-se a gradativa recuperação da qualidade d'água e, na Figura 18, o Boxplot demonstra claramente este comportamento.

Tabela 13: Média e Desvio padrão referentes ao OC

Local	OC (mgO ₂ .L ⁻¹)	
	Média	Desvio padrão
P ₁	2,2B	±1,3
P ₂	5,9A	±2,0
P ₃	2,3B	±0,4
P ₄	1,3B	±0,4
P ₅	1,2B	±0,4
P ₆	1,0B	±0,5
P ₇	1,0B	±0,4
P ₈	0,7B	±0,5
Valor de p	<0,001	

Médias seguidas de letras iguais não diferem estatisticamente entre si ao nível de 5% de significância

Figura 18 - Médias do Oxigênio Consumido (mgO₂.L⁻¹) nos pontos de coleta

A Figura 19 demonstra o comportamento dos parâmetros OD e OC, utilizando-se as concentrações médias expressas nas Tabelas 11 e 12. À medida que ocorre a elevação do OD, os valores de OC diminuem consideravelmente devido à redução da matéria orgânica presente na água ao longo do córrego.

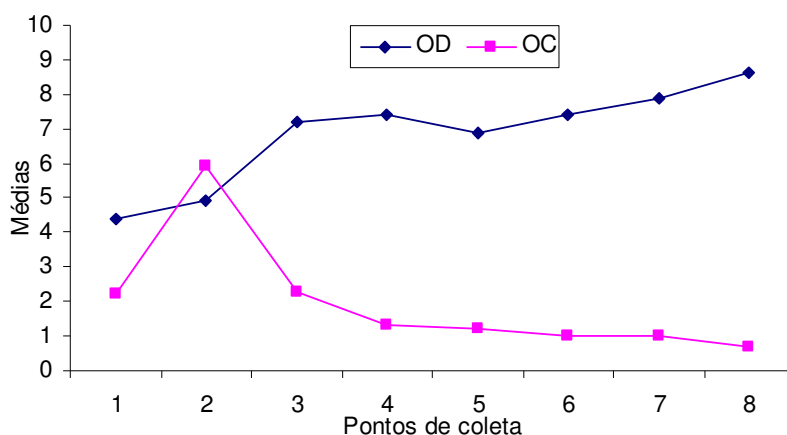


Figura 19 - Variação espacial das concentrações médias de OD e OC ($\text{mgO}_2\cdot\text{L}^{-1}$).

Carbono Orgânico Total (COT)

O efeito da diluição provocada pela influência dos rios tributários é observado na Figura 6 ou na Figura 1 (Apêndice II) e deve ser considerado para todos os parâmetros analisados no presente estudo, inclusive para o COT. Na Tabela 14, observa-se que o COT não variou estatisticamente, mas apresentou um teor médio significativo no P_1 ($30,6\text{mgO}_2\cdot\text{L}^{-1}$). Observa-se que o mesmo comportamento vem ocorrendo com os outros parâmetros neste estudo, com exceção do OD, ou seja, a diminuição gradativa a partir do P_2 até o P_8 , devido ao efeito de diluição e pela mineralização da matéria orgânica ao longo do córrego. Souza (2005), em seus estudos realizados nas lagoas de estabilização localizadas a montante do P_2 do presente estudo, encontrou teores de COT que variaram de 7,3 a $18,9\text{mgO}_2\cdot\text{L}^{-1}$, considerados condizentes com os valores atuais, que apresentaram mínima de 10,86 e máxima de $19,33\text{mgO}_2\cdot\text{L}^{-1}$ (Tabela 2 – Apêndice I).

Tabela 14 - Média e Desvio padrão referentes ao COT

Local	COT ($\text{mgO}_2\cdot\text{L}^{-1}$)	
	Média	Desvio padrão
P_1	30,6A	$\pm 42,4$
P_2	16,6A	$\pm 6,3$
P_3	10,5A	$\pm 3,9$
P_4	9,7A	$\pm 4,9$
P_5	8,7A	$\pm 4,7$
P_6	10,4A	$\pm 8,4$
P_7	10,6A	$\pm 8,0$
P_8	8,5A	$\pm 7,8$
Valor de p	0,28	

Médias seguidas de letras iguais não diferem estatisticamente entre si ao nível de 5% de significância

Dos pontos analisados para este parâmetro, somente o P₁, em Nov/05, apresentou valor elevado ($115,7\text{mgO}_2\cdot\text{L}^{-1}$) devido, provavelmente, ao lançamento de poluentes no período da coleta; nas outras coletas, os teores variaram de 7,63 a $29,34\text{mgO}_2\cdot\text{L}^{-1}$. A Figura 20 ilustra o comportamento desta variável em todos os pontos sendo que o P₁ se apresenta-se assimétrico e com potencial *outliers*, onde a mínima foi de 7,63 e a máxima de $115,7\text{mgO}_2\cdot\text{L}^{-1}$.

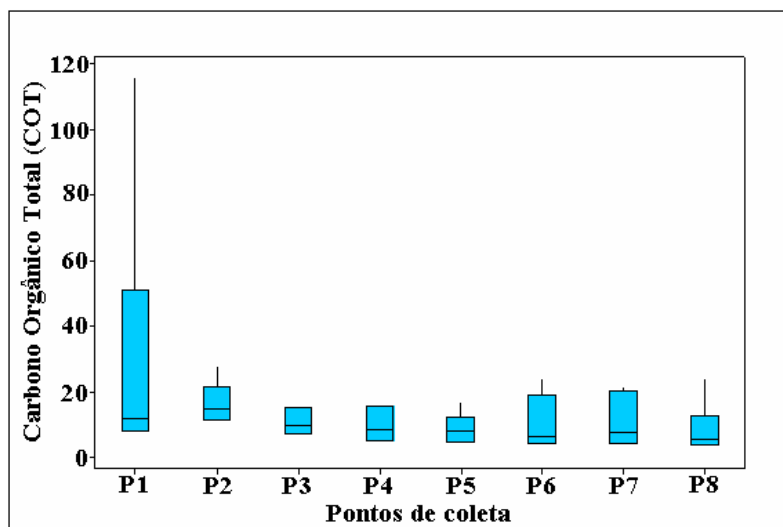


Figura 20- Médias do COT ($\text{mgO}_2\cdot\text{L}^{-1}$) nos pontos de coleta

A Figura 21 representa significativa interação entre o COT e o pH, pois, segundo Nuvolari et al. (2003), quanto maior a carga orgânica (COT), menor o pH devido aos subprodutos do processo respiratório da degradação microbiana com liberação de CO_2 , o qual, devido a sua elevada solubilidade na água, é convertido a ácido carbônico. O inverso ocorre quando o teor do COT é reduzido (P₃ a P₈) e o pH se eleva gradativamente. Segundo Valente et al. (1997), a maior concentração de ácido carbônico ocorre em ambientes eutróficos (P₂), pois este é consumido pela absorção fotossintética (varia do dia para a noite) pelas algas, mas em ambientes lóticos (corredeiras), como é o caso do Cintra, a suspensão de sedimentos do córrego, que é provocada pela turbulência das águas, dificulta o processo de fotossíntese e diminui a proliferação de algas. Já a alcalinidade da água nos pontos distantes da contaminação (P₁ e P₂) tem influência, também, das espécies alcalinas carregadas para o córrego na região de influência agrária ou em função do tipo do solo, cujo processo chamado Calagem corrige o pH considerado ácido.

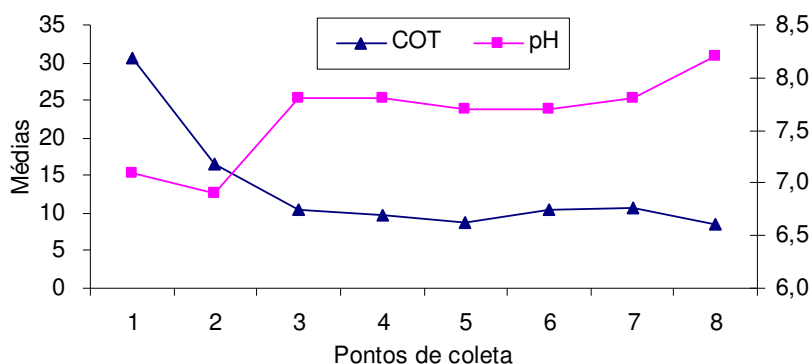


Figura 21- Variação espacial das concentrações médias do COT (mgO₂.L⁻¹) e o pH

Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO₅)

A DBO₅ é a quantidade de oxigênio necessário para oxidar a matéria orgânica biodegradável, pela decomposição microbiana aeróbia, para uma forma inorgânica estável em um determinado período (CETESB, 2007a). Segundo Greenberg et al. (2005), a DBO₅ mostra a quantidade de oxigênio consumido em 5 dias de incubação a 20°C para a decomposição biológica da matéria orgânica presente na água e em efluentes, a qual é composta de uma variedade de compostos em vários estados de oxidação.

Para a determinação da DBO₅, os pontos 2, 4 e 8 foram estrategicamente escolhidos em função da área de influência, não havendo necessidade de analisar os outros pontos considerando a carga orgânica reduzida. O P₂ foi escolhido devido a presença de efluente tratado da ETE-SABESP, o P₄ devido proximidade do Bairro Vista Alegre considerando possíveis lançamentos clandestinos e o P₈ devido a presença áreas agropastoris localizados a montante (Tabela I).

A DBO₅ (Tabela 15) variou estatisticamente somente no P₂, com média elevada (4,4mgO₂.L⁻¹) e, semelhante às outras variáveis, os teores diminuem gradativamente à medida que se distanciam das fontes geradoras de poluição, devido ao efeito de diluição dos rios tributários e à baixa carga orgânica (COT). Nos estudos de Gralhóz e Nogueira (2006), as cargas de DBO₅ nos pontos 1 e 2 do presente estudo reduziram-se 10 vezes do primeiro (1996) para o segundo período estudado (2000), além de mostrar uma marcada recuperação do córrego no eixo longitudinal. Da mesma forma, observou-se uma menor demanda de O₂ nos P₄ e P₈ devido ao elevado teor de OD (Figura 17) e melhora da qualidade d'água. Segundo o Art. 15, Classe 2 do CONAMA (2005), os

valores para a DBO_5 não devem exceder $5,0\text{mgO}_2\cdot\text{L}^{-1}$. Os valores médios observados na Tabela 15 e na maioria das coletas (Tabela 2 – Apêndice I) não excederam os limites máximos permitidos.

Tabela 15 - Média e Desvio padrão referente a DBO_5

	DBO ₅ (mg O ₂ .L ⁻¹)	
Local	Média	Desvio padrão
P ₁	4,4A	±0,9
P ₂		
P ₃		
P ₄	1,3B	±0,5
P ₅		
P ₆		
P ₇	0,6B	±0,4
P ₈		
Valor de p	<0,001	

Médias seguidas de letras iguais não diferem estatisticamente entre si ao nível de 5% de significância

Na Figura 22, o Boxplot mostra o comportamento da DBO_5 nos pontos analisados, demonstrando a redução da oxidação da matéria orgânica ao longo do curso d'água.

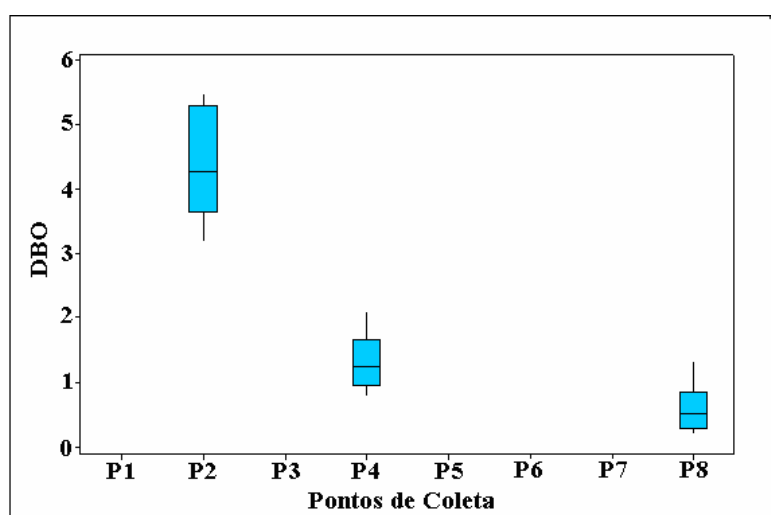


Figura 22 - Médias da DBO_5 da água ($\text{mgO}_2\cdot\text{L}^{-1}$) nos pontos de coleta

A Figura 23 mostra a tendência da DBO_5 diminuir em cada ponto à medida que os níveis de COT também diminuem (Figura 20), sendo que o inverso ocorre

com o OD (Figura 17), pois há a redução gradativa da demanda de oxigênio em função da redução da matéria orgânica.

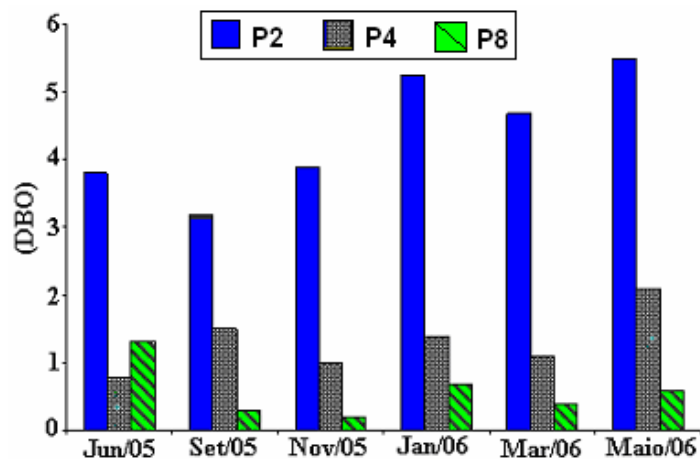


Figura 23 - Medidas da DBO₅ (mgO₂.L⁻¹) nos pontos 2, 4 e 8

6.4 Espécies Químicas

Nitrato (N-NO₃⁻) e Nitrito (N-NO₂⁻)

Quanto aos compostos nitrogenados presentes em corpos d'água, o N-NO₂⁻ é a forma intermediária, de curta duração, após a oxidação da amônia (NH₃) pelas bactérias nitrossomonas, enquanto o N-NO₃⁻ é a forma oxidada a partir dos nitritos pelas bactérias nitrobacter, sendo característico de poluição mais antiga (NUVOLARI et al., 2003). As principais fontes naturais de nitrato para águas superficiais são as rochas ígneas, drenagem de solos, restos de animais e plantas (CHATTOPADHYAY et al., 2005). Quanto às outras fontes, podemos citar aquelas de origem antrópica, como revela o presente estudo.

Para o N-NO₃⁻, com exceção do P₂, a variação média do período estudado não diferiu estatisticamente para os demais pontos. Os valores médios para o N-NO₃⁻ diminuíram gradativamente do P₂ ao P₈ (Tabela 16), devido ao efeito da diluição causada pela entrada de rios tributários (Figura 6) que causa a redução de seus teores ao longo do córrego (médias de 1,96 mg.L⁻¹ a 0,58 mg.L⁻¹). O mesmo não ocorre no P₁ (0,72 mg.L⁻¹), pois o efluente ali lançado é bruto e recente e o processo de oxidação da matéria orgânica está sendo apenas iniciado, não sendo significativa a produção de N-NO₃⁻.

Nos pontos localizados próximo às áreas agrícolas (P₃ a P₇), os teores não apresentaram variação significativa. Em consequência do uso de fertilizantes em áreas rurais, Marques et al. (2007) detectaram resíduos de agrotóxicos, contendo

compostos nitrogenados (N-NO_3^-), somente quando a pluviosidade ultrapassava 300 mm de chuva. No presente estudo, nas datas de coletas, os índices sempre foram inferiores a 211,2 mm de chuva. Contudo, a principal fonte poluidora no córrego (P_2) não sofre interferências da pluviosidade e atividade da lixiviação do solo no sistemas ETE-SABESP. A redução do teor de N-NO_3^- ao longo do percurso do córrego deve-se à elevada oxigenação da água, devido ao processo de fotossíntese na lagoa de estabilização e ao sistema lótico do córrego, por causa da acentuada declividade a jusante, mostrada no perfil longitudinal do mesmo (Figura 7). Nos estudos realizados por Moreto e Nogueira (2003) e Panhota e Bianchin (2003), foi observado o decréscimo do nitrato no período chuvoso, associado ao efeito de diluição. O valor máximo permitido para o Nitrato, expresso no Art. 14, Classe 2 do CONAMA (2005), é de 10 mg.L^{-1} , portanto, todos os valores obtidos no presente estudo são inferiores a este e ao valor médio de $1,96 \text{ mg.L}^{-1}$.

Tabela 16 - Média e Desvio padrão referentes a Nitrato

Local	Nitrato (mg.L^{-1})	
	Média	Desvio padrão
P_1	0,72AB	$\pm 0,00$
P_2	1,96A	$\pm 0,99$
P_3	1,73AB	$\pm 0,82$
P_4	0,85AB	$\pm 0,39$
P_5	0,67AB	$\pm 0,39$
P_6	0,61AB	$\pm 0,11$
P_7	0,55B	$\pm 0,12$
P_8	0,58B	$\pm 0,00$
Valor de p	0,014	

Médias seguidas de letras iguais não diferem estatisticamente entre si ao nível de 5% de significância

Na Figura 24, o Boxplot mostra a diminuição gradativa, a partir do P_3 , dos teores de N-NO_3^- até o último ponto. Os teores de N-NO_3^- no P_1 não foram detectados na maioria das coletas, por se tratar de esgoto recente; o mesmo ocorre no P_8 , devido à ausência desses compostos na área agrícola (P_3 a P_7) e, também, por causa do efeito da diluição (Tabelas 3 a 9 – Apêndice I).

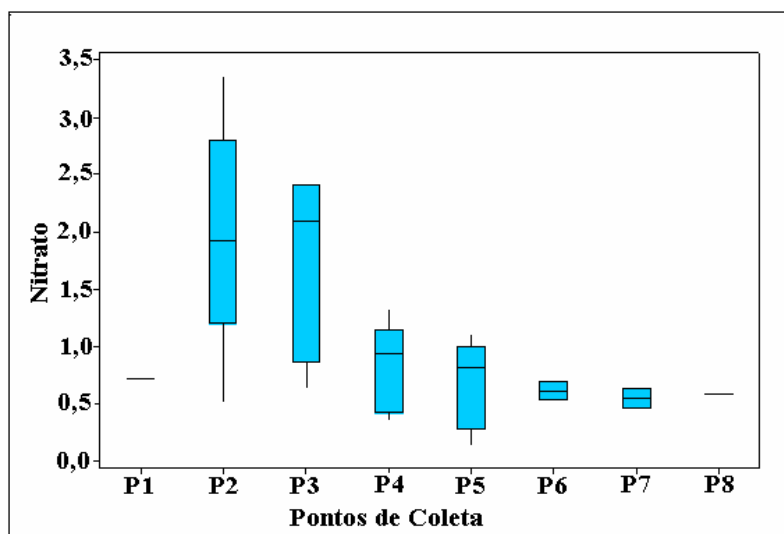


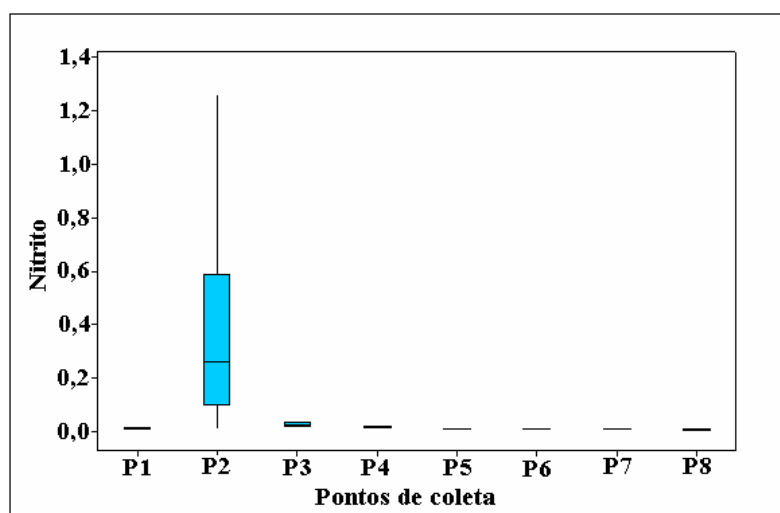
Figura 24 - Médias do Nitrato da água (mg.L^{-1}) nos pontos de coleta

Observa-se na Tabela 17 que, com exceção do P_2 ($0,38 \text{ mg.L}^{-1}$), a variação média de N-NO_2^- no período não diferiu estatisticamente. A Figura 25 mostra a divergência do N-NO_2^- no P_2 em relação aos demais pontos. O valor mínimo foi de $0,009$ e o máximo foi de $1,26 \text{ mg.L}^{-1}$. O elevado teor de N-NO_2^- no P_2 deve-se ao processo de nitrificação dos compostos orgânicos ali presentes. Gralhóz e Nogueira (2006) revelaram que no segundo período de estudo (2000), tanto os teores de N-NO_2^- como os de N-NO_3^- são mais elevados próximo da fonte poluente, demonstrando que o sistema ETE-SABESP está contribuindo para o processo inicial de mineralização da matéria orgânica, mas não como remoção do nutriente. O valor máximo permitido para Nitrito expresso no Art. 14, Classe 2 do CONAMA (2005) é de 1 mg.L^{-1} , portanto, todos os valores obtidos no presente estudo são inferiores a este e ao valor médio de $0,38 \text{ mg.L}^{-1}$, exceto para a amostragem do P_2 realizado em setembro de 2005, cujo valor foi de $1,26 \text{ mg.L}^{-1}$ (Tabela 2 – Apêndice I).

Tabela 17 - Média e Desvio padrão referente a Nitrito

Local	Nitrito (mg.L ⁻¹)	
	Média	Desvio padrão
P ₁	0,0093B	±0,00
P ₂	0,38A	±0,45
P ₃	0,02B	±0,009
P ₄	0,012B	±0,003
P ₅	0,008B	±0,001
P ₆	0,006B	±0,001
P ₇	0,006B	±0,002
P ₈	0,004B	±0,001
Valor de p	0,002	

Médias seguidas de letras iguais não diferem estatisticamente entre si ao nível de 5% de significância

Figura 25 – Médias do Nitrito da água (mg.L⁻¹) nos pontos de coleta

Fosfato (PO₄³⁻)

O fósforo é relativamente raro nos sistemas naturais e necessário para manter o crescimento da população de algas em expansão, sendo sua demanda, em relação aos compostos nitrogenados (nitrato e nitrito), muito maior. A forma dissolvida ou particulada deste composto em ambientes aquáticos é transformada em partículas orgânicas, matéria viva vegetal, pelo metabolismo das plantas (TUNDISI, 2005). No Córrego do Cintra, os teores de PO₄³⁻ não diferiram estatisticamente entre os pontos (Tabela 18), porém, houve um aumento significativo no P₂ devido ao lançamento e degradação contínua do esgoto em tratamento no ETE-SABESP. Segundo Galhóz e Nogueira (2006), no segundo período (2000), os teores de PO₄³⁻ foram elevados próximo

da lagoa de estabilização e houve uma marcante redução longitudinal do mesmo no sentido nascente-foz. Da mesma forma, no presente estudo, a jusante do P₂ observa-se a diminuição gradativa devido aos efeitos de diluição. Nos pontos 3 a 7 não houve elevação significativa para os teores de PO₄³⁻, embora em áreas agrícolas seja comum o uso de agroquímicos fosfatados, pois estes compostos são menos vulneráveis à lixiviação. O Art. 15, da Classe 2 do CONAMA (2005), estabelece como limite máximo para o Fósforo (P), em ambientes intermediários e tributários diretos de ambientes lênticos a concentração de 0,050mg.L⁻¹. Com os resultados obtidos na forma de PO₄³⁻ (Tabela 18), ao se fazer a estequiometria para valores médios de Fósforo (P), as concentrações obtidas nos pontos foram: P₁=0,085mg.L⁻¹, P₂=0,210mg.L⁻¹, P₃=0,075mg.L⁻¹, P₄=0,052mg.L⁻¹ e P₅=0,052mg.L⁻¹ e para os pontos 6, 7 e 8, os valores foram inferiores ao máximo permitido.

Tabela 18 - Média e Desvio padrão referente ao Fosfato

Local	Fosfato (mg.L ⁻¹)	
	Média	Desvio padrão
P ₁	0,26A	±0,21
P ₂	0,64A	±0,23
P ₃	0,23A	±0,31
P ₄	0,16A	±0,14
P ₅	0,16A	±0,16
P ₆	0,08A	±0,09
P ₇	0,02A	±0,003
P ₈	0,08A	±0,00
Valor de p	0,06	

Médias seguidas de letras iguais não diferem estatisticamente entre si ao nível de 5% de significância

A Figura 26 mostra o decaimento dos teores de PO₄³⁻ ao longo do córrego e na Tabelas 1 a 6 (Apêndice I), em todos os pontos, observa-se que a variação foi pontual em função do período das coletas

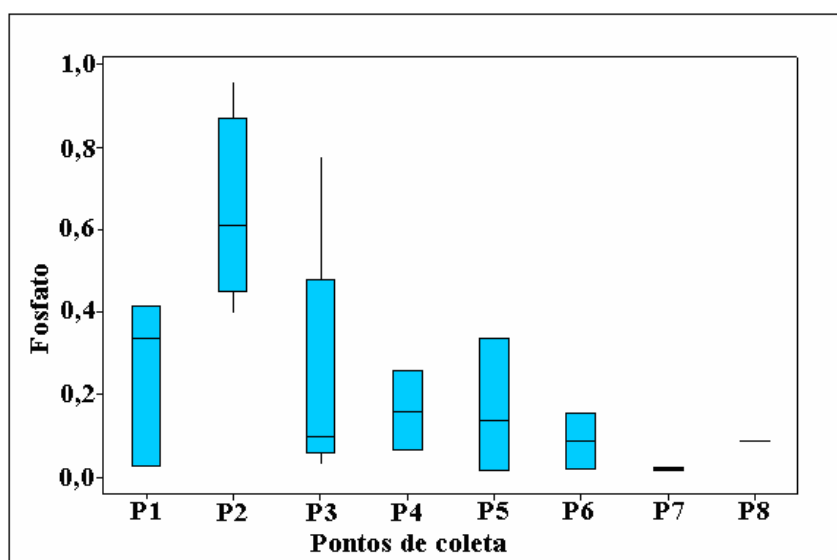


Figura 26 - Medidas do Fosfato Total nos pontos de coleta

A eutrofização dos ecossistemas aquáticos é resultado do enriquecimento com nutrientes, principalmente fósforo e nitrogênio, através de descargas excessivas de águas residuárias ou despejos agrícolas não tratados (TUNDISI, 2005). Apesar das reduzidas concentrações destes nutrientes (Nitrato, Nitrito, etc), com exceção do Fósforo que superou o limite máximo nos pontos 1 a 5, a auto-depuração deste corpo d'água é observada no presente estudo e a represa da Barra Bonita (Rio Tietê), ao receber as águas do Cintra que deixou de possuir suas características originais de águas de nascentes, possivelmente sofre os efeitos causados pela entrada deste tributário que pode contribuir para o processo de eutrofização da mesma.

6.5 Parâmetros Microbiológicos

Coliformes Termotolerantes

As bactérias coliformes (Termotolerantes e Totais) estão presentes tanto em águas naturais como em águas contaminadas por esgoto, diferenciando somente a origem da bactéria (SILVA et al., 1998a). Aspectos microbiológicos foram estudados por Macedo (2001), constatando que o esgoto doméstico bruto, geralmente, contém mais de 3 milhões de coliformes por 100mL e bactérias coliformes, como *Escherichia coli* e os estreptococos fecais (enterococos), em média de 50 milhões por grama. A contaminação por esgoto ou pela presença de animais representa importante fator econômico e à saúde pública, pois muitos patógenos podem ser transmitidos ao homem (BRASIL, 2004). No

presente estudo, constatou-se que esgoto bruto vem sendo despejado clandestinamente, originado nas dependências do Campus de Botucatu, embora os números não tenham variado estatisticamente no P₁ e os números de coliformes termotolerantes sejam inferiores a 460NMP/100mL no período de coleta e, nos pontos 2, 3, 4 e 5, em várias coletas (Tabela 9 – Apêndice I). De acordo com a resolução 274, de 29 de novembro de 2000 (CONAMA, 2000), o Art. 2º, no 1º parágrafo considera como satisfatórias para o uso de recreação de contato primário (mergulho, natação), as águas com coliformes termotolerantes inferiores a 1000NMP/100mL em 80% do conjunto de amostras e impróprias, aquelas em que se obteve na última amostragem, números superiores a 2.500NMP/100mL. Para os demais usos, não deverá ser excedido o limite de 1000NMP/100mL de coliformes termotolerantes em 80% ou mais de, pelo menos, 6 amostras coletadas durante o período de um ano, com frequência bimestral.

Dos focos pontuais de contaminação no período estudado, os pontos 2 (ETE), 4 (jusante do bairro Vista Alegre) e 5 (Agropastoril) revelaram presença de termotolerantes devido à presença humana e de animais nessas áreas (Figura 27). Conte et al. (2001) também detectaram a presença de coliformes termotolerantes no entorno de quedas d'águas, devido a áreas de pastagem e presença de bovinos. Nos estudos de Gralhóz e Nogueira (2006), as bactérias termotolerantes e totais estiveram presentes em todas as amostras, tanto no primeiro quanto no segundo período. No segundo período houve uma redução de 10⁵ vezes no ponto próximo do despejo (P₂) e números elevados foram encontrados nos trechos médios e inferior do córrego, o que faz os autores afirmarem, mais uma vez, o aparecimento de novas fontes de eutrofização/contaminação.

Tabela 19: Média e Desvio padrão referente a Coliformes termotolerantes

Local	Coliformes termotolerantes (NMP/100mL)	
	Média	Desvio padrão
P ₁	284A	±98
P ₂	673 A	±978
P ₃	637 A	±989
P ₄	1104 A	±1183
P ₅	629 A	±1006
P ₆	113 A	±115
P ₇	284 A	±98
P ₈	240 A	±154
Valor de p	0,48	

Médias seguidas de letras iguais não diferem estatisticamente entre si ao nível de 5% de significância

O Boxplot revela números elevados para coliformes termotolerantes do P₂ ao P₅, sendo o maior valor obtido no P₄, onde variou de 240 a 2.400 NMP/100mL (Figura 27). Observa-se que no P₁, local onde ocorre o lançamento de esgoto, as quantidades são reduzidas comparados com as dos outros pontos. Na Tabela 9 (Apêndice I), observa-se que o P₁ apresentou números que variaram de 240 a 260 NMP/100mL em todas as coletas e no P₂ os números estiveram entre 23 e 460NMP/100mL, com exceção da coleta de Maio/06, com número de 2.400NMP/100mL. Esperá-va-se, nestes locais, números maiores, como foi encontrado por Galhóz e Nogueira (2006) no ponto após o tratamento de esgoto (2º período), mas observando resultados de OD, por exemplo, verifica-se que existiu, nestes pontos, depleção de oxigênio considerado limitante para crescimento microbiano. Outro fator que deve ser levado em conta é a existência de substâncias que inibem o crescimento microbiano como bases, ácidos, substâncias orgânicas, etc, oriundas dos laboratórios de pesquisa. Nos outros pontos, por estarem distantes destes focos, devido ao efeito de diluição pelas águas dos tributários, o ambiente tornou-se mais favorável para o crescimento microbiano.

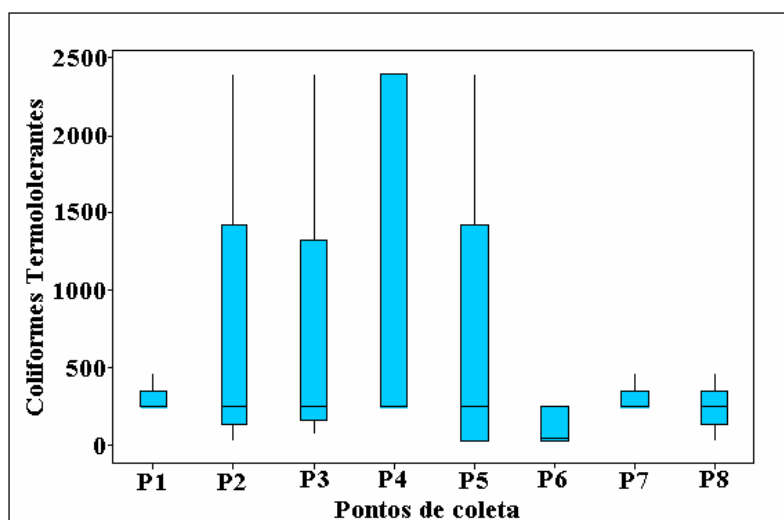


Figura 27: Coliformes termotolerantes (NMP) nos pontos de coleta

Em estudos realizados em rios da região de Botucatu e de outras regiões do Estado de São Paulo, foram identificadas sérias contaminações por coliformes termotolerantes. Correa et al. (2006) analisaram a qualidade da água nas margens do Rio Tietê e encontraram números de coliformes termotolerantes considerados normais para a recreação. Nos estudos de Silva et al. (1998b), os coliformes termotolerantes, em águas

para irrigação e dessedentação de animais em rios de Botucatu, são elevados da nascente à foz pela presença humana, através de atividades agropastoris, presença de condomínios e uso de fossas sépticas. Valente et al. (1999) revelaram, através da avaliação bacteriológica dos recursos hídricos do município de Eldorado – Vale do Ribeira (SP), que a população periférica faz uso de águas provenientes dos rios e de poços artesianos da região, apresentando maior frequência de contaminação por coliformes termotolerantes decorrentes de ausência de saneamento básico e de hábitos de higiene pessoal, com eliminação direta de matéria fecal nesses tipos de recursos hídricos.

Exemplos de estudos de contaminação, por coliformes termotolerantes, os corpos d'água acima citados, refletem a situação dos rios próximos das cidades do Brasil. O Córrego do Cintra é mais um exemplo e ao associarmos os dados de contaminação por coliformes aos parâmetros físicos-químicos analisados até agora, podemos prever futuros riscos à saúde pública das populações ribeirinhas, animais de estimação e daqueles que utilizam suas águas para o lazer.

Coliformes totais

As quantidades de coliformes totais são relevantes, já que na natureza estão presentes em grandes números e variedades. A Tabela 20 mostra que os números de Coliformes totais não variaram estatisticamente. Os números expressos na Tabela 9 (Apêndice I) indicam a variação em cada ponto e coleta.

Tabela 20: Médias e Desvios padrão referentes a Coliformes Totais

Local	Coliformes totais (NMP/100mL)	
	Média	Desvio padrão
P ₁	167AA	±102
P ₂	190 A	±94
P ₃	607 A	±1005
P ₄	368 A	±419
P ₅	282 A	±466
P ₆	153 A	±118
P ₇	210 A	±66
P ₈	197 A	±97
Valor de p	0,72	

Médias seguidas de letras iguais não diferem estatisticamente entre si ao nível de 5% de significância

O P₃, em Jan/06, apresentou 2.400 NMP/100ml de Coliformes totais e nas outras coletas os números variaram de 64 a 93 NMP/100ml (Tabela 8 – Apêndice I). O Boxplot mostra o declínio do número de coliformes nos subsequentes

pontos de coleta, onde P₃ apresentou o maior número (Figura 28). A exemplo dos coliformes termotolerantes, esperava-se também elevados valores para os pontos 1 e 2, mas considera-se as mesmas justificativas quanto à inibição do crescimento microbiano por parte de substâncias oriundas de laboratórios de pesquisa do campus da Unesp.

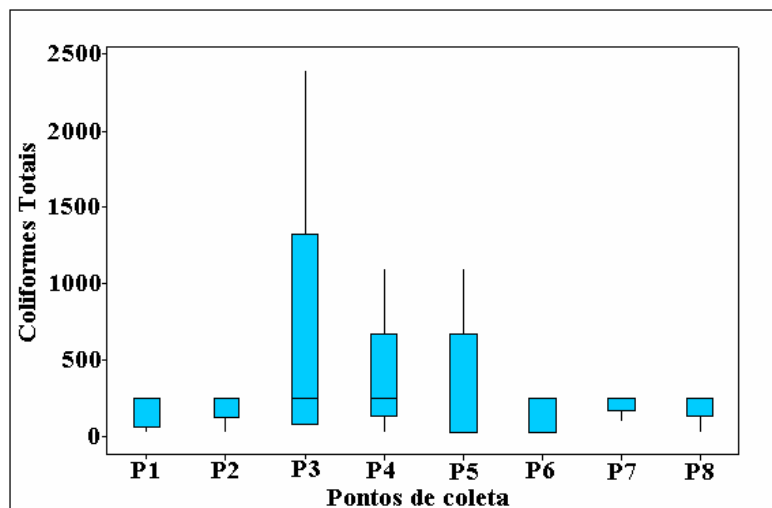


Figura 28 - Coliformes Totais (NMP) nos pontos de coleta

6.6 Defensivos agrícolas

Paumgartten (1993) e Peres e Moreira (2007) avaliaram riscos e estimaram a probabilidade que os defensivos agrícolas têm de produzir efeitos adversos no indivíduo em condições particulares de exposição. O processo fornece dados para decisões e ações no sentido de reduzir ou eliminar os riscos e consistem em identificação do perigo, avaliação da exposição, avaliação dose-resposta e caracterização do risco. No Córrego do Cintra, estes compostos foram analisados nos pontos 2, 4 e 8, estrategicamente escolhidos em função das áreas de influência no seu entorno, para avaliar os possíveis riscos à saúde e promover ações para minimizar seus efeitos.

A Tabela 3 relata a distribuição da ocupação e uso do solo na Microbacia Hidrográfica do Córrego do Cintra com as variedades de culturas, distribuição da mata existente, pastos e áreas cultiváveis. Essa distribuição influencia sensivelmente nos resultados encontrados no presente estudo, pois os defensivos agrícolas estão presentes nestas áreas, onde normalmente ocorre o uso destes compostos. Como resultados das análises realizadas nas amostras coletadas em P₂ (Tabela 21) foram detectados os seguintes compostos: Organoclorado nas duas primeiras coletas (Junho e Setembro/2005) e Piretróides (Cipermetrina) somente na última coleta (Maio/2006) com teor de 0,001mg.L⁻¹.

Nestas coletas, o índice pluviométrico (Figura 12) foi de 51,2 mm, 35,1 mm e 8,7 mm de chuva, respectivamente e mesmo com estes baixos valores totais de chuva, os defensivos agrícolas foram detectados. A detecção desses compostos em P₂ pode ter ocorrido em função da grande área de abrangência no entorno deste ponto. Dentre eles, o Distrito de Rubião Junior que possui uma população de 3.420 habitantes, segundo o último censo do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística - IBGE (2008), onde o uso de Piretróides, por exemplo, é muito comum como repelente de insetos em domicílios, podendo ser destinado de forma inadequada juntamente com o esgoto gerado e destinado às lagoas de tratamento biológicas. Nas áreas adjacentes ao Campus da Unesp e em áreas situadas à jusante da estação de tratamento biológico, observadas na Tabela 1, existem áreas de agriculturas onde, provavelmente, é feito o uso de defensivos agrícolas. Já no Campus da Unesp, as empresas prestadoras de serviços ou os próprios servidores obedecem a portaria nº 9 do Centro de Vigilância Sanitária - CVS (2008), devidamente registrados no Ministério da Saúde - MS (2004), para o controle de insetos, roedores e de outros animais nocivos à saúde no interior de instalações, em edifícios públicos ou coletivos, etc., bem como a manipulação e aplicação de desinfetantes domissanitários (inseticidas, rodenticidas e repelentes), evitando assim o uso dos organoclorados.

Tabela 21 - Determinações de defensivos agrícolas realizadas nas 6 coletas no P₂

Perímetro	Organoclorados	Organofosforados	Carbamatos	Piretróides
Data	Teste Qualitativo	Teste Qualitativo	Teste Qualitativo	Teste Quantitativo
27/6/2005	Positivo	N.D.	N.D.	N.D.
12/9/2005	Positivo	N.D.	N.D.	N.D.
21/11/2005	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
23/1/2006	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
20/3/2006	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
22/5/2006	N.D.	N.D.	N.D.	0,001mg.L ⁻¹ Cipermetrina

No P₄ (Tabela 22), assim como no P₂, os organoclorados foram detectados nas mesmas datas de coleta (Junho/2006 e Setembro/2005) e, considerando serem extremamente persistentes e de difícil degradabilidade, podem ser encontrados no meio ambiente e estar presentes no sistema de tratamento biológicos por lagoas, sendo gradualmente liberados para o córrego do Cintra. Assim, os organoclorados detectados (P₂, P₄ e P₈), podem ser devido apenas ao uso antes da sua proibição. Além disso, o CONAMA (2005) apresenta limites máximo permitido para estes compostos, sendo assim, não é proibido por lei a sua detecção em águas brutas.

Os Piretróides (Cipermetrina e Deltametrina) foram encontrados em teores que variaram de 0,003 a 0,11mg.L⁻¹, nas três primeiras coletas referentes aos meses de junho, setembro e novembro de 2005. Novamente, verificou-se baixo índice pluviométrico, na ordem de 51,2 mm, 35,1 mm e 63,8 mm de chuva, neste período (Figura 12). Neste caso, considerando as características dos locais em termos de uso e ocupação do solo e a localização a jusante do bairro Vista Alegre (Tabela 1), estão presentes áreas de diversas culturas como hortaliças, cana de açúcar, alfafa, milho e pomares. Com o baixo índice pluviométrico mensal, infere-se que neste ponto ocorreram possíveis pontos de irrigação, em áreas de plantio nas proximidades do córrego, levando à contaminação de suas águas por esses compostos.

Tabela 22 - Determinações de defensivos agrícolas realizadas nas 6 coletas no P₄

Parâmetros	Organoclorados	Organofosforados	Carbamatos	Piretróides
Data	Teste Qualitativo	Teste Qualitativo	Teste Qualitativo	Teste Quantitativo
27/6/2005	Positivo	N.D.	N.D.	0,003mg.L ⁻¹ Cipermetrina
12/9/2005	Positivo	N.D.	N.D.	0,11mg.L ⁻¹ Cipermetrina
21/11/2005	N.D.	N.D.	N.D.	0,004mg.L ⁻¹ Deltametrina
23/1/2006	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
20/3/2006	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
22/5/2006	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.

Já para o P₈ (Tabela 23), detectou-se somente a presença de defensivo agrícola Organoclorado em novembro/2005, sendo que, apesar da proibição do seu uso, sua presença seria justificada pelas áreas desflorestadas a montante nos pontos 5, 6 e 7 com atividade agropastoril. O P₈ está inserido em Área de Proteção Ambiental (APA), com exuberante vegetação e acesso restrito no seu entorno, com pouca possibilidade de contaminação no local (Tabela 1). O índice pluviométrico no período também se apresentou baixo, com 63,8 mm de chuva, permitindo inferir também a irrigação e o escoamento das águas no córrego (Figura 12).

Tabela 23 - Determinações de defensivos agrícolas realizadas nas 6 coletas no P₈

Parâmetro	Organoclorados	Organofosforados	Carbamatos	Piretróides
Data	Teste Qualitativo	Teste Qualitativo	Teste Qualitativo	Teste Quantitativo
27/6/2005	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
12/9/2005	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
21/11/2005	Positivo	N.D.	N.D.	N.D.
23/1/2006	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
20/3/2006	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
22/5/2006	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.

Geralmente os defensivos agrícolas em períodos de elevada pluviosidade, são carregados pelo escoamento superficial das águas. Já em solos argilosos, considerados solos impermeáveis, o escoamento é facilitado e é mais freqüente encontrá-los nas águas superficiais do rio (GASPAR et al. 2005). O potencial de escoamento elevado faz com que o contaminante esco superficialmente, seja em suspensão ou adsorvido a pequenos agregados ou torrões, tornando o solo menos exposto à condição de contaminação. Nesse caso, os cursos d'água tendem a ser comprometidos (GOMES et al. 2002). A pluviosidade baixa nos períodos de coleta, no presente estudo, é diferente dos estudos de Marques et al. (2007) que observaram, em períodos de chuva, a tendência de aumento das concentrações de defensivos agrícolas em rios, devido à maior lixiviação do solo pelas águas pluviais. Segundo Celeste e Cárceres (1988), em geral nas áreas agriculturáveis com presença de rios, fatores como o tamanho da partícula do sedimento e a porcentagem de matéria orgânica apresentam influência direta na concentração de compostos agrícolas. Nos córregos e ribeirões, os sedimentos são constantemente “lavados” e o processo de sedimentação é menor, enquanto em lagos ou reservatórios esse processo é mais favorecido. Dependendo das características físico-químicas, o resíduo destes compostos pode tanto se ligar ao material particulado em suspensão, como se depositar no sedimento de fundo ou ser absorvido por organismos, podendo ainda serem acumulados (TOMITA; BEYRUTH, 2002).

A resolução 357 do CONAMA (2005) não estabelece limites máximos permitidos para os piretróides em águas de rios, mas a Portaria nº 518 do MS (BRASIL, 2004) apresenta limite de $0,020\text{mg.L}^{-1}$ para as águas de consumo humano. Para efeito de comparação dos resultados obtidos, as concentrações dos Piretróides nos pontos estudados variaram de 0,001 a $0,11\text{mg.L}^{-1}$, ou seja, 5,5 vezes mais elevadas em águas do Córrego do Cintra, comparando-o com o índice para as águas de consumo humano. Nos estudos de Bissacot (1995) apud Conte e Leopoldo (2001), a cipermetrina pode provocar a síndrome “CS”, caracterizada por movimentos desordenados dos membros superiores e inferiores, além de salivação intensa, alergias, convulsões e perda de consciência, quando o indivíduo é exposto a doses elevadas. Conte e Leopoldo (2001) revelam que a cipermetrina apresenta valor máximo permitido de $0,05\text{mg.L}^{-1}$ para o leite, uma vez que na época não havia parâmetro para os recursos hídricos. Assim, foi considerado esse mesmo valor para a água e calcularam que uma pessoa adulta precisaria tomar 176,47 litros de água por dia,

para estar ingerindo uma quantidade tóxica, tendo por base a maior concentração de cipermetrina encontrada nas amostragens no Rio Pardo, que foi de 0,017 mg.L⁻¹. Entretanto, ressaltaram a necessidade de se considerar os efeitos em crianças e na cadeia alimentar através de novos estudos. No caso da água, atualmente é considerado inofensivo à população consumidora adulta e deve considerar os efeitos em crianças e na cadeia alimentar através de novos estudos.

Gaspar et al. (2005) avaliaram o risco de defensivos agrícolas aplicados no município de Arari (MA). Através de análise qualitativa, detectaram a presença de resíduos de Piretróides e Organoclorados em cerca de 20% das amostras de águas superficiais analisadas e, embora o método de detecção empregado tenha sido qualitativo, causou grande preocupação. Nos estudos de Veiga et al. (2006), 70% das 135 amostras coletadas apresentaram contaminação por organofosforados e carbamatos em águas superficiais e subterrâneas, o que colocaria a saúde da população local em risco.

No presente estudo, entre todos os defensivos agrícolas, somente organoclorados (qualitativo) e piretróides (quantitativo) foram detectados. Segundo a CETESB (2007a), os organofosforados, além de apresentarem vida curta no ambiente, são muito difíceis de serem detectados na água. Já os carbamatos possuem rápida degradação, dependendo das condições físicas e microbiológicas do meio ambiente (PARREIRA et al., 2001). Além dos focos de contaminação detectados no P₁ e P₂, identificados pelos parâmetros físico-químicos, os defensivos agrícolas detectados nos P₂, P₄ e P₈ sofrem influências da agricultura local e como o objetivo do estudo foi detectar a contaminação e presença destes compostos na água do córrego, um futuro estudo poderá ser realizado com a finalidade de detectar os mesmos e outros compostos quantitativamente, além de identificar as fontes de contaminação no Córrego do Cintra.

7 CONCLUSÃO

Os parâmetros de qualidade de água analisados no presente estudo revelam alterações de origem antrópica no Córrego do Cintra. Dentre os mais representativos podemos citar:

- A depleção do OD no P₁ e sua elevação gradativa ao longo do córrego;
- A CE atingiu médias anuais superiores a $100\mu\text{Scm}^{-1}$ somente no P₂, valor esse indicativo de ambiente impactado;
- O OC e a DBO₅ diminuíram gradativamente ao longo do córrego, o que indica a melhoria da qualidade da água;
- O pH nos pontos 1 e 2 estavam próximo da neutralidade e nos pontos 3 a 7, elevaram-se gradativamente, denotando presença de espécies alcalinas oriundas de áreas agrícolas;
- Os coliformes termotolerantes foram encontrados com valores superiores ao máximo permitidos para recreação primária nos pontos 2 a 5 em pelo menos uma coleta. Para os demais usos, os valores são considerados satisfatórios;
- Foram detectados organoclorados nos pontos 2, 4 e 8 em várias coletas, onde a montante dos pontos 4 e 8, são áreas agrícolas desprovidas de mata ciliar;
- Para os piretróides, somente nos pontos 2 e 4 ocorreu contaminação na ordem de 5,5 vezes mais elevados comparados aos valores máximos permitidos pelo MS;

- A morfometria da microbacia infere que a mesma não é propensa a enchentes e que o escoamento de águas pluviais é rápido, além de apresentar substrato relativamente permeável, proporcionando elevada relação infiltração/deflúvio. O relevo é caracterizado como suave-ondulado a ondulado nos pontos 1 a 6, inferindo baixa degradação e boas condições para a agricultura agroecológica e para o restabelecimento da qualidade da água da nascente à foz.

Portanto, analisando resultados, a auto-depuração deste corpo d'água é observada. No entanto, a represa da Barra Bonita, Rio Tietê, a jusante da região estudada, ao receber as águas alteradas do Cintra, possivelmente sofre os efeitos da carga orgânica gerada, ocorrendo um impacto cumulativo deste tributário e podendo contribuir para a eutrofização sobre o reservatório do Tietê.

Ações corretivas são propostas na fonte de lançamento pontual de esgoto, com a identificação e reintegração do efluente bruto no sistema tronco da ETE no P₁, visando preservar a nascente e o maior rigor no monitoramento dos efluentes tratados (P₂) minimizando seus efeitos no córrego. Para as fontes difusas (P₃ a P₇), a utilização de práticas mecânicas e vegetativas, como a recomposição da mata ciliar na extensão do córrego, reflorestamento, terraços em nível para conter possíveis erosões, uso e ocupação do solo com educação continuada junto aos agricultores, através da implantação de sistema agroecológico e estímulo à práticas conservacionistas implicarão na melhor qualidade da água do córrego para toda a população ribeira, para a dessedentação de animais e recreação nas cachoeiras (P₈), sem causar danos à saúde dos frequentadores.

8 REFERÊNCIAS

ADAD TAJRA, J. M. **Controle químico da qualidade de água**. Rio de Janeiro: Guanabara Dois, 1982. p. 34-35.

ALLAN, J. D. **Stream ecology**: structure and function of running waters. London: Chapman e Hall, 1995. 388 p.

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS. **Bacia hidrográfica**. Brasília, DF, 2004. Disponível em: <<http://www.ana.org.br>>. Acesso em: 28 ago. 2004.

ARAUJO JUNIOR, A. A. et al. Diagnóstico físico conservacionista de 10 microbacias do Rio Capivara – Botucatu (SP), visando o uso racional do solo. **Irriga**, Botucatu, v. 7, n. 2. 2002.

BAIRD, C. **Química ambiental**. 2. ed. Porto Alegre: Bookman, 2002. 622 p.

BASSOI, K. L. Poluição das águas. In: PHILIPPI JR, A.; PELICIONI, M. C. F. **Educação ambiental e sustentabilidade**. São Paulo: Manole, 2005. cap. 7, p. 175-194.

BISSACOT, D. Z. Determinação de resíduos de inseticidas piretróides sintéticos em leite e sangue de bovinos. Botucatu, 1995. 113p. Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas) – Instituto de Biociências, Universidade Estadual Paulista.

BISSACOT D. Z.; VASSILIEFF, H. P. L. C. Determination of flumethrin, deltamethrin, cypermethrin, and cyhalothrin residues in the milk and blood of lactating dairy cows. **Journal of Analytical Toxicology**, Gainesville, v. 21, p. 398-405, 1997.

BLAO, X.; ZHUHONG, D.; XLAORONG, W. Impact of the intensive shrimp farming on the water quality of the adjacent coastal creeks from Eastern China I. **Marine Pollution Bulletin**, Amsterdam, v. 48, n. 5-6, p. 543-553, 2004.

BRAGA, B.; PORTO, M.; TUCCI, C. E. M. Monitoramento de quantidade e qualidade das águas. In: REBOUÇAS, A. C.; BRAGA, B.; TUNDISI, J. G. **Águas doce no mundo e no Brasil**. 2. ed. São Paulo: Escrituras, 2006. cap.5, p. 145-160.

BRAGA, B. et al. **Introdução à engenharia ambiental**. 2. ed. São Paulo: Prentice Hall, 2003. 305 p.

BRANCO, S. M. As águas e os microorganismos: amebas, bactérias e vírus. Presença nas águas naturais, nas águas poluídas e nas águas residuárias. In: SECRETARIA DOS SERVIÇOS E OBRAS PÚBLICAS. **Desinfecção de águas**. São Paulo, 1974. p. 1-4.

BRASIL. Decreto 24.643, de 10 de julho de 1934. Decreta o Código de Águas. **Diário Oficial da União**, Rio de Janeiro, 10 de julho de 1934. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/decreto/d24643.htm>. Acesso em: dia mês ano.

BRASIL. Lei nº 4.771, de 15 de setembro de 1965. Institui o novo Código Florestal. Disponível em: https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/L4771.htm. Acesso em: 20 de agos. 2008.

BRASIL. Lei n. 6938, de 2 de setembro de 1981. Dispõe sobre a política nacional do meio ambiente, seus fins e mecanismos de formulação e aplicação, e dá outras providências.

Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/legiano1.cfm>>. Acesso em: 20 de out. 2008.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Lei n. 7.663, de 30 de dezembro de 1991. Estabelece normas de orientação à Política Estadual de Recursos Hídricos bem como ao Sistema Integrado de Gerenciamento de Recursos Hídricos. Disponível em: <http://www.rda.znc.com.br/legislacao/lei10/legisl_view>. Acesso em: 25 de out. 2008.

BRASIL. Lei n. 9.433, de 8 de Janeiro de 1997. Institui a política nacional de recursos hídricos, cria o sistema nacional de gerenciamento de recursos hídricos, regulamenta o inciso XIX do art. 21 da Constituição Federal, e altera o art. 1º da Lei nº 8.001, de 13 de março de 1990, que modificou a Lei nº 7.990, de 28 de dezembro de 1989. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/legiano1.cfm>>. Acesso em: 23 de Out. 2008.

BRASIL. Ministério da Saúde. Secretaria de Vigilância em Saúde. Secretaria de Vigilância em Saúde. Coordenação Geral de Vigilância em Saúde Ambiental. Portaria n. 518, de 25 de março de 2004. Estabelece os procedimentos e responsabilidades relativos ao controle e vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade, e dá outras providências. Disponível em: <<http://www.agrolab.com.br>>. Acesso em 10 set. 2007.

BRITO FILHO, D. Praguicidas: organoclorados, organofosforados e carbamatos. In: _____. **Toxicologia humana**. Curitiba: Itaipu, 1983. p. 241-291.

CALHEIROS, R. O. et al. **Preservação e recuperação das nascentes (de água e de vida)**. Piracicaba: Comitê de Bacias Hidrográficas de dos Rios PCJ–CTRN, 2004. 53 p.

CALLISTO, M. et al. Aplicação de um protocolo de avaliação rápida da diversidade de habitats em atividades de ensino e pesquisa (MG-RJ), rev. **Acta Limnológica Brasiliensia**, Porto Alegre, v. 14, n. 1, p. 91-98, 2002.

CAMPOLO, M.; ANDREUSSI, P.; SOLDATI, A. Water quality control in the river Arno (Italy). **Water Research**, , Amsterdam, v. 36, p. 2673-2680, 2002.

- CARDOSO, L. G. **Características físicas de bacias hidrográficas**: alguns índices. Botucatu: UNESP, Faculdade de Ciências Agrônômicas, 2002. 10 p. Textos da disciplina Avaliação e Uso de Bacias Hidrográficas do programa de pós-graduação em Energia na Agricultura.
- CARVALHO, A. R.; SCHLITTLER, F.H.M.; TORNISIELO, V. L. Relações da atividade agropecuária com parâmetros físicos químicos da água. **Química Nova**, São Paulo, v. 23, n. 5, p. 618-622, 2000.
- CARVALHO, J. L. A floresta e a conservação da água. In: RODRIGUES, V. A.; BUCCI, L. A. **Manejo de microbacias hidrográficas**: experiências nacionais e internacionais. Botucatu: FEPAF, 2006. p. 80-87.
- CASAGRANDE, C. A. et al. Efeitos naturais e antrópicos nas alterações dos teores de oxigênio dissolvido: uma comparação entre as Bacias do Rio Amazonas e Piracicaba. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, Rio de Janeiro, v. 11, n. 221-231, 2006.
- CASTRO, S. M. P. **Caracterização qualitativa das águas das cachoeiras Marta, Canela e Véu de Noiva situadas no município de Botucatu – SP**. 2003. 125 p. Monografia (Bacharelado em Ciências Biológicas)–Instituto de Biociências, Universidade Estadual Paulista, Botucatu, 2003.
- CELESTE, M. F.; CÁCERES, O. Resíduos de praguicidas organoclorados no sedimento da represa do Ribeirão do Lobo (broa) – São Carlos, SP. **Ciência e Cultura**, Campinas, v. 40, n. 9, p. 900-905, 1988.
- CENTRO DE VIGILÂNCIA SANITÁRIA. Portaria nº 9. Norma técnica para empresas prestadoras de serviço em controle de vetores e pragas urbanas. Disponível em: <<http://www.c.v.c.saude.sp.gov.br>>. Acesso em: 22 ago. 2008.
- CHAPMAN, D.; KIMSTACH, V. Selection of water quality variables. In: CHAPMAN, D. (Ed.). **Water quality assessment**. Louisiana: UNESCO, 1992. p. 59-126.

CHATTOPADHYAY, S.; RANI, L. A.; SANGEETHA, P. V. Water quality variations as linked to landuse pattern: a case study in Chalakudy river basin, Kerala. **Current Science**, Bangalore, v. 89, p. 2163-2169, 2005.

CHISTOFOLETTI, A. **Geomorfologia**. 2. ed. São Paulo: Edgard Blüchler, 1980. 149 p.

COMPANHIA DE TECNOLOGIA E SANEAMENTO AMBIENTAL. **Guia de coleta e preservação de amostras de água**. São Paulo, 1988. 151 p.

_____. **Determinação de oxigênio dissolvido**: método de Winkler modificado pela azida sódica. São Paulo, 1989a. 169 p.

_____. **Variáveis de qualidade de água**. São Paulo, 2007a. Disponível em: <<http://www.cetesb.sp.gov.br/agua/rios/variaveis.asp>>. Acesso em: 03 de fev. 2007a.

_____. **Significado sanitário**: parâmetros de qualidade. São Paulo, 2007b. Disponível em: <<http://www.cetesb.sp.gov.br/agua/rios/parametros.htm>>. Acesso em: 23 jul. 2007b.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. Resolução CONAMA n. 329, de 2 de setembro de 1985. Proíbe, em todo território nacional, a comercialização, o uso e a distribuição dos produtos agrotóxicos organoclorados, destinados à agropecuária, dentre outros. Disponível em <http://www.agricultura.gov.br>. Acessado em 30/jul/2008.

_____. Resolução CONAMA n. 1, de 23 de jan. de 1986a. Dispõe sobre transporte de produtos perigosos em território nacional. Brasília, DF, 1986. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/>>. Acesso em: 28 ago. 2004.

_____. Resolução CONAMA n. 20, de 18 de junho de 1986b. Dispõe sobre a classificação das águas doces, salobras e salinas do Território Nacional. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/port/conama/>. Acesso em 20 de ago. 2008.

_____. Resolução CONAMA n. 274, de 29 de novembro de 2000. Revisa os critérios de balneabilidade em Águas Brasileiras. Disponível em : < <http://www.mma.gov.br/port/conama/>> . Acesso em: 28 ago. 2008.>

_____. Resolução CONAMA n.303, de 20 março de 2002. Dispõe sobre parâmetros, definições e limites de Áreas de Preservação Permanente.
<http://www.mma.gov.br/port/conama/>.

_____. Resolução CONAMA n.357, de 17 março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes para seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de afluentes e dá outras providências.
<http://www.mma.gov.br/port/conama/>.

CONTE, M. L. **Aspectos quantitativos e qualitativos das águas da Bacia Experimental do Rio Pardo, região de Botucatu, SP**. 1999. 157 f. Tese (Doutorado em Agronomia/Área de Concentração em Energia na Agricultura)–Faculdade de Ciências Agrônômicas, Universidade Estadual Paulista, Botucatu, 1999.

CONTE, M. L.; LEOPOLDO, P. R. **Avaliação de recursos hídricos: Rio Pardo, um exemplo**. São Paulo: Editora UNESP, 2001. 141 p.

CONTE, M. L.; ARANTES, L. A.; BREDAS, C. C.; CASTRO, A. M. C. LEOPOLDO, P. R.; Qualidade de água em cachoeiras turísticas da região de Botucatu – SP: avaliação preliminar. *Ciência Geográfica*, Bauru, v. 2, n. 19, p. 59-63.

COORDENADORIA DE ASSISTÊNCIA TÉCNICA INTEGRAL. Programa Estadual de Microbacias Hidrográficas. Portal do Governo do Estado de São Paulo.
<www.cati.sp.gov.br/cati/-projetos/pemh/pemg.php>. Acesso em: 20 nov. 2008.

CORRÊA, T. A. F. et al. Microbiological evaluation of hydric resources provided by the Tiete River, District of Vitoriana, Botucatu, SP, Brazil. **Arquivos do Instituto Biológico**, São Paulo, v. 73, n. 3, p. 283-286, 2006.

CROMPTON, T. R. Nitrogen-containing anions: nitrate and nitrite. In: _____.

Determination of anions. Berlin: Springer, 1996. p. 217-241.

CUNHA, A. C. et al. Qualidade microbiológica da água em rios de áreas urbanas e periurbanas no baixo Amazonas: o caso do Amapá. **Engenharia Sanitária Ambiental**, Rio de Janeiro, v. 9, n. 4, p. 322-328, 2004.

CVS. (Centro de Vigilância Sanitária). Norma técnica para empresas prestadoras de serviço em controle de vetores e pragas urbanas. Disponível em <http://www.saude.sp.gov.br>. Acessado em 22/ago/2008.

DAS, A.C, CHAKRAVARTY, A., SEN, G, SUKUL, P, MUKHERJEE, D.A. Comparative study on the dissipation and microbial metabolism of organophosphate and carbamate insecticides in orchard and fluvaquent soils of West Bengal. *Chemosphere* (Oxford). v. 58, p. 579-584, 2005.

DONATI, M. Sanitary quality of water supply for human consumption in Capeche. **Salud Publica**, México, v. 26, n. 1, p. 55-66, 1993.

DORES, E.F.G.C, FREIRE, E.M.D. **Contaminação do ambiente aquático por pesticidas: estudo de caso: águas usadas para consumo humano em Primavera do Leste, Mato Grosso: análise preliminar.** Química Nova. São Paulo, v. 24, n. 1, p. 27-36, 2001.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. **Sistema brasileiro de classificação de solos.** Rio de Janeiro, 1999. 412 p.

ENCICLOPÉDIA compacta Isto É. São Paulo, 1999. Disponível em: <http://www.sected.rj.gov.br/redeescola/especialistaS>>. Acesso em : 10 jan. 1999.

FELICIDADE, N.; MARTINS, R. C.; LEME, A. A. Uso e Gestão dos Recursos Hídricos no Brasil: velhos novos desafios para a cidadania. In: FELICIDADE, N.; MARTINS, R. C.

A água como valor social: considerações acerca de uma prática acadêmica em torno do tema. 2006. p. 3-16.

FERREIRA, M. J.; FERREIRA, C. W.; BOTELHO, S. A. Avaliação da regeneração natural do entorno de uma nascente como estratégia para sua recuperação. **Revista Brasileira de Biociências**, Porto Alegre, v. 5, n. 1, p. 573-575, 2007.

GALDEAN, N.; CALLISTO, M.; BARBOSA, F. A. R. Biodiversity assessment of benthic macroinvertebrates in altitudinal lotic ecosystems of Serra do Cipó (MG. BRASIL). Brazil. **Journal of Biology**, v. 61, p. 1-4, 2001.

GAN, J. M. et al. Industrial effluents and surface waters genotoxicity and mutagenicity evaluation of a river of Tucuman, Argentina. **Journal of Hazardous Materials**, v. 155, p. 403-406, 2008.

GASPAR, S. M. F. S. et al. Avaliação de risco de pesticidas aplicadas no município de Arari, Maranhão, Brasil: base para programa de controle ambiental do Rio Mearim. **Revista de Ecotoxicologia e Meio Ambiente**, Curitiba, n. 15, p. 43-54, 2005.

GOMES, M. A. F.; SPADOTTO, C. A.; PESSOA, M. C. P. Y. Avaliação da vulnerabilidade natural do solo em áreas agrícolas: subsídio à avaliação do risco de contaminação do lençol freático por agroquímicos. **Revista de Ecotoxicologia e Meio Ambiente**, Curitiba, n. 12, p. 169-179, 2002.

GONÇALVES, C. S. **Qualidade de águas superficiais na microbacia hidrográfica do Arroio Lino Noma Boêmia – Agudo – RS**. 2003. 89 p. Dissertação (Mestrado Agronomia: Biodinâmica do solo)-Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2003.

GOLDMAN, H. L.; HARGIS, L. G. Phosphate: containing anions: determination of anion. **Analytical Chemical**, v. 41, p. 490, 1969.

GOLTERMAN, H. L.; CLYMO, R. S.; OHNSTAD, M. A. M. **Methods for physical and chemical analysis of freshwaters**. 3rd ed. Oxford: Blackwell Scientific Publications, 1991. 2178 p.

GRALHÓZ, G.; NOGUEIRA, M. G. Eutrofização e contaminação crônica de um riacho de Cuesta (Córrego do Cintra) e avaliação do sistema de tratamento de esgotos. São Carlos: Instituto Internacional de Ecologia e Gerenciamento Ambiental; Academia Brasileira de Ciências; Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico, 2006. p. 119-140.

GREENBERG, A. E. et al. (Eds.). **Standard methods for examination of water and wastewater**. 21th ed. Washington: American Water Works Association and Water Pollution Control Federation, 2005. 1368 p.

GUERRA A.J.T., SILVA A.S, BOTELHO R.G.M. organizadores. **Erosão e conservação dos solos: conceitos, temas e aplicações**. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil; 1999. 340p.

HORTON, R. E. Erosional development of streams and their drainage basins hydrophysical approach to quantitative morphology. **Bulletin Geological Society American**, Colorado, v. 56, p. 275-330, 1945.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Contagem da população**. Disponível em:
<<http://www.ibge.gov.br/home/estatística/população/contagem2007/default.shtm>>. Acesso em: 21 ago. 2008.

JANZEN, J. G.; SCHULZ, H. E. Detalhes da transferência de gases na interface ar-água. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 11, p. 153-161, 2006..

JUDOVÁ, P.; JANSKÝ, B. Water quality in rural areas of the Czech Republic: key study Slapanka River catchment. **Limnologia**, Jena, v. 35, p. 160-168, 2005.

KABDASLI, S. Monitoring and evaluation of shallow well water quality near a waste disposal site. **Environmental International**, v. 29, n. 2, p. 456-460, 1993.

LEINZ, V.; AMARAL, S. E. **Geologia geral**. São Paulo: Nacional, 1980. 397 p.

LIMA, P. R. A. **Balço de espécies químicas em microbacias sob utilização agrícola: região de Botucatu SP**. 2003. 122 f. Tese (Doutorado Agronomia: Energia na Agricultura)- Faculdade de Ciências Agrônômicas, Universidade Estadual Paulista, Botucatu, 2003.

LIMA, W. P. **Princípios de hidrologia florestal para manejo de bacias hidrográficas**. Piracicaba: USP, Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiros, 1996. 318 p.

MACEDO, J. A. B. Reaproveitamento, fontes, legislação e características. In: _____. **Águas & águas**. São Paulo: Varela, 2001. p. 25-60.

MARQUES, M. N.; COTRIM, B. M.; PIRES, M. A. F. Avaliação do impacto da agricultura em áreas de proteção ambiental pertencentes à Bacia Hidrográfica do Rio Ribeira de Iguape, São Paulo. **Química Nova**, São Paulo, v. 30, n. 5, p. 1171-1178, 2007.

MARTINS, R. C.; FELICIDADE, N. Limitações da abordagem neoclássica como suporte teórico para a gestão de recursos hídricos no Brasil. In: FELICIDADE, N.; MARTINS, R. C.; LEME, A. A. **Uso e gestão dos recursos hídricos no Brasil**. 2. ed. São Carlos: Rima, 2006. cap. 2, p. 17-37.

MORAES, ECF et al. Inseticidas organoclorados. In: _____. Manual de toxicologia analítica. São Paulo: Roca; 1991. p.98-99.

MOREIRA, M. M. M. A. A política Nacional de recursos hídricos: avanços recentes e novos desafios. In: FELICIDADE, N.; MARTINS, R. C.; LEME, A. A. **Uso e gestão dos recursos hídricos no Brasil**. 2. ed. São Carlos: Rima, 2006. cap. 5, p. 60-75.

MORETTO, E. M.; NOGUEIRA, M. G. Physical and chemical characteristics of Lavapés and Capivara rivers, tributaries of Barra Bonita Reservoir (São Paulo – Brasil). **Acta Limnológica Brasileira**, Porto Alegre, v. 15, n. 1, p. 27-39, 2003.

NUVOLARI, A. **As diversas opções de tratamento do esgoto sanitário**. São Paulo: Edgard Blücher, 2003. 520 p.

ODIER, J. L'. **Analyse de l' eau, eaux naturelles, eaux résiduaries, eau de Mer**. 6. ed. Paris: Bardas, 1978. p. 461-482.

ORGANIZAÇÃO MUNDIAL DA SAÚDE. **Guias para la calidad del agua potable v. 1: recomendaciones**. 2. ed. Genebra, 1995. 205 p.

OVIEDO, M. T. P.; TOLEDO, M. C. F.; VICENTE, E. Resíduos de agrotóxicos piretróides em hortaliças. **Revista de Ecotoxicologia e Meio Ambiente**, Curitiba, v. 13, p. 9-18, 2003.

PANHOTA, R. S.; BIANCHINI JUNIOR, I. Potencial cycling of organic matter in a eutrophic reservoir (Barra Bonita, SP – Brazil). **Acta Limnológica Brasileira**, Porto Alegre, v. 15, n. 2, p. 1-11, 2003.

PARREIRA, F. V. et al. Avaliação da presença de pesticidas n-metilcarbamatos e seus produtos de degradação nas águas da região de Pará de Minas (MG) Brasil. **Pesticidas: Ecotoxicologia e Meio Ambiente**, Curitiba, v. 11, p. 77-92, 2001.

PASSEL, H. D.; DAHM, C. D.; BEDRICK, E. J. Nutrient and organic carbon trends and patterns in the upper Rio Grande, 1975 – 1999. **Science of the Total Environment**, v. 345, p. 239-260, 2005.

PASSOS, M. J. **Estrutura de vegetação arbórea e regeneração natural em remanescentes de mata ciliar no Rio Mogi/Guaçu, SP**. 1998. 121 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais)–Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 1998.

PAUMGARTTEN, F. J. R. Risk assessment for chemical substances: the link between toxicology and public health. **Cad. Saúde Públ.**, Rio de Janeiro, v. 9, n. 4, p. 439-447, 1993.

PERES, F.; MOREIRA, C. J. Saúde e ambiente em sua relação com o consumo de agrotóxicos em um pólo agrícola do Estado do Rio de Janeiro, Brasil. **Cadernos de Saúde Pública**, Rio de Janeiro, v. 23, p. 5612-5621, 2007. Suplemento.

PESSOA M.C.P.Y, GOMES M.A.F, SCRAMIN S, SILVA A.S, GUSSAKOU K.C. **Vulnerabilidade natural das grandes bacias hidrográficas brasileiras à tendência de contaminação de águas por agrotóxicos em função dos tipos dos solos predominantes.** R. Ecotoxicol. e Meio Ambiente (Curitiba) 2006;16:39-52.

PINTO, A. L. T.; WINDT, M. C. V. S.; CÉSPEDES, L. **Vademecum**. 6. ed. São Paulo: Saraiva, 2008. 1756 p.

PIROLI, E. L. **Geoprocessamento na determinação da capacidade e avaliação do uso da terra no município de Botucatu-SP**. 2002, 108 f. Tese (Doutorado em Agronomia/Energia na Agricultura)-Faculdade de Ciências Agrônômicas, Universidade Estadual Paulista, Botucatu, 2002.

PRADA, D. et al. Caracterización de aguas de ríos de Galicia (España): Cuencas del Grande y Castro: parámetros fisicoquímicos. **Acta Bioquímica Clínica Latinoamericana**, Buenos Aires, v. 26, n. 2, p. 251-257, 1993.

PRESS, F. et al. Para entender a Terra.4. ed. Porto Alegre.: Bookman, 2006. 656 p.

PSILOVIKOS, A.; MARGONI, S.; PSILOVIKOS, A. Simulation and trend analysis of the water quality monitoring daily data in Nestos river delta: contribution to the sustainable management and results for the years 2000-2002. **Environmental Monitoring and Assessment**, Netherlands, v. 116, p. 543-562, 2006.

RANALLI, A. An evaluation of in situ measurements of water temperature, specific conductance, and pH in low ionic strength streams. **Water, Air, Soil Pollution**, Dordrecht, v. 104, p. 423-441, 1998.

REBOUÇAS, A. C. Águas doces no mundo e no Brasil: capital ecológico, uso e conservação. In: REBOUÇAS, A. C.; BRAGA, B.; TUNDISI, J. G. **Águas doce no mundo e no Brasil**. 3. ed. São Paulo: Escrituras, 2006. cap. 1, p. 1-35.

ROCHA, J. S. M. **Manual de manejo integrado de bacias hidrográficas**, Santa Maria: Imprensa Universitária, 1997. 423 p.

RODIER, J.. Chemical pollution indicators: nitrites, anions: nitrate. In: _____. **Analysis of water**. New York: Halsted, 1975. p. 163-169.

RODRIGUES, V. A. Morfometria e mata ciliar da microbacia hidrográfica. In: **Workshop em manejo de bacias hidrográficas**. Botucatu: UNESP, Faculdade de Ciências Agrônômicas, Departamento de Recursos Naturais, 2004. p. 7-18.

RODRIGUES, V. A.; CARVALHO, W. A. Caracterização ambiental da (APP) na zona ripária. In: RODRIGUES, V. A.; BUCCI, L. A. **Manejo de microbacias hidrográficas: experiências nacionais e internacionais**. Botucatu: FEPAF, 2006. p. 143-159.

ROIG, E. Chemical characterization of the Ter river. **Limnética**, v. 2, p. 75-84, 1993.

SANTOS, A. F. **Morfometria da microbacia hidrográfica do Ribeirão Faxinal, Botucatu – SP e alterações em suas áreas de biomassa no período de 1972 a 2000**. Botucatu: UNESP, Faculdade de Ciências Agrônômicas, 2004. 59 f.

SCHIRMER, W. N. et al. **Características, natureza e métodos de amostragem/análise de gases odorantes emitidos em processos industriais: caso das lagoas de tratamento de efluente**. Revista de Ciências Ambientais, Canoas, v. 1, n.2, p. 35 -52. 2007.

SHIMADZU CORPORATION. **User manual:** TOC-V CPH/TOC-VCPN Total Organic Carbon Analyzer and the TOC Control V software. Kioto, 2001. 352 p.

SILVA, C.M; CATÂNEO, A; CARDOSO, L.G. Sistema de planímetro digitalizado. In: JORNADA CIENTÍFICA DA ASSOCIAÇÃO DOS DOCENTES, 1993, Botucatu. **XXIII Jornada Científica da Associação dos Docentes**. Botucatu: UNESP, Faculdade de Ciências Agrônômicas, 1993. p. 217-217.

SILVA, A. M. M., SACOMANI, L. B.; HORÁCIO, A. Aspecto sanitário (coliforme de origem fecal) em águas para irrigação e dessedentação de animais em rios de Botucatu, SP. **Acta Biológica Leopoldensia**, São Leopoldo, v. 20, n. 1, p. 57-68, 1998a.

SILVA, A. M. M. et al. A capacidade de auto depuração de um curso de água: um estudo de caso no rio Pardo (Botucatu, SP). **Acta Limnológica**, Porto Alegre, v. 10, n. 2, p. 83-99, 1998b.

SILVA, A. M. M.; CARVALHO, L. R.; SANTINI, J. A. Parâmetros físico-químicos e espécies químicas definindo a qualidade a água de um rio: um estudo de caso no Rio Pardo (Botucatu, SP). **Revista Sinergia**, Botucatu, v. 2, p. 531-541, 2000.

SILVA, A. M.; SCHULZ, H. E.; CAMARGO, P. B. Erosão e hidrossedimentologia em bacias hidrográficas. 2. ed. São Carlos: Rima, 2007a. 153 p.

SILVA, F. A. et al. Novo perfil de qualidade da água do ribeirão Lavapés após tratamento do esgoto da cidade de Botucatu-SP. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE QUÍMICA, 48., 2007, Natal. **Recursos não renováveis...** Natal, RN, 2007b. 1 CD-ROM.

SISTEMA de informação para o gerenciamento de recursos hídricos. São Paulo, 2008. Disponível em: <www.sigrh.sp.gov.br>. Acesso em: 20 nov. 2008.

SOARES, P. V. et al. Reflorestamento conservacionista em bioma de mata atlântica, na bacia hidrográfica do ribeirão Guaratinguetá. In: RODRIGUES, V. A.; BUCCI, L. A.

Manejo de microbacias hidrográficas: experiências nacionais e internacionais. Botucatu: FEPAF, 2006. p. 80-87.

SOTO-JIMENEZ, M.; PAEZ-OSUNA, F.; RUIZ-FERNANDEZ, A. C. Geochemical evidences of the anthropogenic alteration of trace metal composition of the sediments of Chiricahueto marsh (SE Gulf of California). **Environmental Pollution, Barking**, v. 125, p. 423-432, 2003.

SOUZA, H. B.; DERÍSIO, J. C. **Guia técnico de coleta de amostras de água**. São Paulo, CETESB, 1977. 257 p.

SOUZA, A. D. G.; TUNDISI, J. G. Hidrogeochemical comparative study of the Jaú and Jacaré-Guaçu River watersheds, São Paulo, Brazil. **Revista Brasileira de Biologia**, São Carlos, v. 61, n. 1, p. 563-570, 2000.

SOUZA, A. J. et al. Aspectos físicos do município de Botucatu – SP. **Revista Ciência Geográfica**, Bauru, v. 9, n. 1, p. 54-75, 2003.

SOUZA, K. F. **Caracterização da qualidade de efluentes e a possível utilização da biomassa como fonte energético**. 2005. 221 f. Dissertação (Mestrado em Agronomia)– Faculdade de Ciências Agronômicas, Universidade Estadual Paulista, Botucatu, 2005.

SPERLING, M. V. Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos. Belo Horizonte: SEGRAC, 1995. 240 p.

STRALHER, A. N. Quantitative analysis of watershed geomorphology. *Trans. Amer. Geophysical Union*: New Haven, v. 38, p. 913-920, 1957.

STRIEDER, M. N. et al. Medidas biológicas e índices de qualidade da água de uma microbacia com poluição urbana e de curtumes no sul do Brasil. **Acta Biológica Leopondensia**, Porto Alegre, v. 28, n. 1, p. 17-24, 2006.

SUGUIO, K. **Água**. Ribeirão Preto: Holo, 2006. 242 p.

TARAS, M. J. Nitrite, nitrate. In: BOLTZ, D. F. (Ed.). **Colorimetric determination of nonmetals**. New York: Interscience, 1958. p. 124-160.

TOMITA, R. Y.; BEYRUTH, Z. Toxicologia de agrotóxicos em ambiente aquático. **Biológico**, São Paulo, v. 64, n. 2, p. 135-142, 2002.

TRNOVEC, M. Ecology and studies water quality in green river. **Water Research**, Amsterdam, v. 26, n. 1, p. 45-56, 1993.

TUNDISI, J. G. Ciclo hidrológico e gerenciamento integrado. **Revista Ciência e Cultura**, São Paulo, v. 55, n. 4, p. 31-34, 2003.

TUNDISI, J.G. Água no século XXI: Enfrentando a escassez. 2ª ed. São Carlos, Ed. Rima, 2005. 251 p.

UNICAMP. (Universidade Estadual de Campinas). CPQBA aumenta poder de controle sobre alimentos agrícolas contaminados. Disponível.
http://www.unicamp.br/unicamp/unicamp_hoje/ju/setembro2006/ju337pag04.html.
Acessado em 2/set/2006.

VALENTE, J. P. S.; PADILHA, P. M.; SILVA, A. M. M. Contribuição da cidade de Botucatu – SP com nutrientes (fósforo e nitrogênio) na eutrofização da represa de Barra Bonita. **Eclética Química**, São Paulo, v. 22, p. 31-48, 1997.

VALENTE, J. P. S. et al. Avaliação bacteriológica dos recursos hídricos do município de Eldorado – Vale do Ribeira (SP). **Revista do Instituto Adolfo Lutz**, São Paulo, v. 58, n. 2, p. 9-13, 1999.

VAROLI, F. M. F. **Determinação da CL₅₀ de misturas de praguicidas organofosforados e piretróides em peixes**: relatório final. São Paulo: Instituto Presbiteriano Mackenzie, 2006. 46 p.

VEIGA, M. M. et al. Análise da contaminação dos sistemas hídricos por agrotóxicos numa pequena comunidade rural do Sudoeste do Brasil. **Cadernos de Saúde Pública**, Rio de Janeiro, v. 22, n. 11, p. 2391–2399, 2006.

VILLELA, S. M.; MATTOS, A. **Hidrologia aplicada**. São Paulo: McGRAW-HILL, 1975. 239 p.

WATANABE, F. S.; ONSSEN, S. R. Colorimetric determination of phosphate. **Soil Science Society American Proceedings**, v. 29, p. 677, 1965.

WIESSMAN, J.; HARBAUGH, T. E.; KNAPP, J. W. **Introduction to hydrology**. New York: Intext Educational, 1972. 415 p.

WILLIAMS, J. W. **Handbook of anion determination**. London: Butterworths, 1979. 480 p.

ZAR, J. H. **Bioestatistical analysis**. 4th ed. New Jersey: Prentice Hall, 1999. 663 p.

ZUMBRES, E. **Bacia hidrográfica**. Formato JPEG. Disponível em: <<http://www.meioambiente.pro.br>>. Acesso em: 9 de set. 2008.

APÊNDICE I

Tabela 1 - Parâmetros de qualidade de água no P₁

Coleta/Parâmetros	Jun/2005	Set/2005	Nov/2005	Jan/2006	Mar/2006	Mai/2006
Cor	70	70,000	20,0	70	70	30,0
Temp. do ar (°C)	20	22,100	24,1	27,4	23,7	17,8
Tempe. da água (°C)	17,1	19,600	18,8	21,0	22,6	17,0
OD (mgO.L ⁻¹)	0,50	7,470	4,482	3,78	4,48	5,98
OC (mgO.L ⁻¹)	****	0,200	2,950	2,74	3,60	1,60
(N-NO ₃ ⁻) (mg.L ⁻¹)	0,827	<0,013	<0,013	<0,013	<0,013	<0,013
(N-NO ₂ ⁻) (mg.L ⁻¹)	0,014	<0,007	0,007	0,012	0,010	0,009
(PO ₄ ³⁻) (mg.L ⁻¹)	0,337	0,026	<0,026	<0,026	<0,026	0,416
Turbidez (NTU)	15,10	28,30	8,240	15,00	25,30	18,90
COT (mg.L ⁻¹)	7,77	7,630	115,700	11,91	29,34	11,51
pH	6,47	6,59	8,00	7,95	6,60	7,14
CE (µs/cm)	63,1	56,2	158,700	78,70	59,10	53,30

Tabela 2 - Parâmetros de qualidade de água no P₂

Coleta/Parâmetros	Jun/2005	Set/2005	Nov/2005	Jan/2006	Mar/2006	Mai/2006
Cor	20	70,000	15,0	50	70	70,0
Temp. do ar (°C)	17,8	20,700	21,3	22,9	22,3	16,1
Tempe. da água (°C)	19,5	21,100	21,8	23,0	23,7	19,1
OD (mgO.L ⁻¹)	5,87	3,190	4,084	5,58	4,98	5,68
DBO (mgO.L ⁻¹)	3,80	3,190	3,880	5,23	4,68	5,48
OC (mgO.L ⁻¹)	****	9,000	3,500	6,39	5,15	5,84
(N-NO ₃ ⁻) (mg.L ⁻¹)	2,530	3,355	2,234	1,427	0,512	1,608
(N-NO ₂ ⁻) (mg.L ⁻¹)	0,009	1,260	0,165	0,363	0,122	0,356
(PO ₄ ³⁻) (mg.L ⁻¹)	<0,397	0,96	<0,397	0,610	0,397	0,611
Turbidez (NTU)	5,67	12,70	3,720	15,00	11,90	16,00
COT (mg.L ⁻¹)	11,56	14,740	10,860	27,87	15,47	19,33
pH	6,67	6,91	7,47	7,52	6,45	6,89
CE (µs/cm)	179,6	246,0	139,400	173,20	159,50	156,00

Tabela 3 - Parâmetros de qualidade de água no P₃

Coleta/Parâmetros	Jun/2005	Set/2005	Nov/2005	Jan/2006	Mar/2006	Maio/2006
Cor	15	15,000	5,0	15	20	20,0
Temp. do ar (°C)	18,6	21,800	21,1	23,2	22,3	15,4
Tempe. da água (°C)	17	20,200	18,1	21,1	21,8	15,8
OD (mgO.L ⁻¹)	8,40	4,680	7,370	7,37	7,37	8,26
OC (mgO.L ⁻¹)	****	2,400	2,350	2,84	2,10	1,80
(N-NO ₃ ⁻) (mg.L ⁻¹)	2,420	2,095	2,404	1,100	<0,027	0,629
(N-NO ₂ ⁻) (mg.L ⁻¹)	0,039	0,024	0,016	0,016	<0,029	0,019
(PO ₄ ³⁻) (mg.L ⁻¹)	<0,030	0,0176	0,096	<0,030	0,081	0,781
Turbidez (NTU)	5,35	3,54	1,930	4,00	6,19	6,94
COT (mg.L ⁻¹)	6,55	6,930	9,298	9,59	15,15	15,59
pH	7,43	7,43	8,95	7,80	7,60	7,38
CE (µs/cm)	113,6	130,9	131,600	119,80	105,30	127,00

Tabela 4 - Parâmetros de qualidade de água no P₄

Coleta/Parâmetros	Jun/2005	Set/2005	Nov/2005	Jan/2006	Mar/2006	Maio/2006
Cor	15	15,000	5,0	15	20	20,0
Temp. do ar (°C)	20,2	21,200	21,5	26,7	25,4	18,5
Tempe. da água (°C)	17,1	20,800	19,8	21,8	22,9	17,6
OD (mgO.L ⁻¹)	7,90	7,270	6,972	7,17	7,07	7,87
DBO (mgO.L ⁻¹)	0,78	1,500	1,000	1,39	1,10	2,10
OC (mgO.L ⁻¹)	****	1,300	1,400	1,75	1,50	0,73
(N-NO ₃ ⁻) (mg.L ⁻¹)	1,335	1,076	1,079	0,800	0,343	0,445
(N-NO ₂ ⁻) (mg.L ⁻¹)	0,010	0,015	0,012	0,009	0,016	0,013
(PO ₄ ³⁻) (mg.L ⁻¹)	<0,063	0,063	<0,063	<0,063	<0,063	0,256
Turbidez (NTU)	6,73	5,90	1,470	4,00	9,29	8,09
COT (mg.L ⁻¹)	4,99	4,890	8,300	8,40	15,80	15,70
pH	7,45	7,50	8,95	7,95	7,72	7,20
CE (µs/cm)	94,0	118,9	106,600	106,60	76,50	109,00

Tabela 5 - Parâmetros de qualidade de água no P₅

Coleta/Parâmetros	Jun/2005	Set/2005	Nov/2005	Jan/2006	Mar/2006	Maio/2006
Cor	20	20,000	5,0	20	30	15,0
Temp. do ar (°C)	20,3	21,300	22,2	27,3	23,3	18,7
Tempe. da água (°C)	17,4	20,100	20,0	22,0	22,4	17,2
OD (mgO.L ⁻¹)	7,82	6,520	6,623	6,57	6,47	7,57
OC (mgO.L ⁻¹)	****	1,000	1,250	1,65	1,50	0,55
(N-NO ₃ ⁻) (mg.L ⁻¹)	1,098	0,880	0,815	<0,027	<0,027	0,421
(N-NO ₂ ⁻) (mg.L ⁻¹)	0,007	0,007	0,009	0,01	0,01	0,008
(PO ₄ ³⁻) (mg.L ⁻¹)	<0,015	0,015	0,136	<0,015	<0,015	0,339
Turbidez (NTU)	6,84	5,88	2,480	7,00	10,40	6,20
COT (mg.L ⁻¹)	4,42	4,390	7,719	8,28	17,01	10,22
pH	7,53	7,35	8,80	7,65	7,52	7,31
CE (µs/cm)	91,0	110,1	93,400	95,90	76,60	97,50

Tabela 6 - Parâmetros de qualidade de água no P₆

Coleta/Parâmetros	Jun/2005	Set/2005	Nov/2005	Jan/2006	Mar/2006	Maio/2006
Cor	20	20,000	10,0	20	30	15,0
Temp. do ar (°C)	20,2	21,500	21,5	25,5	21,6	16,7
Tempe. da água (°C)	16,5	20,300	20,4	22,4	22,3	17,0
OD (mgO.L ⁻¹)	8,62	6,870	7,072	6,87	6,77	8,37
OC (mgO.L ⁻¹)	****	0,550	1,000	1,65	1,25	0,50
(N-NO ₃ ⁻) (mg.L ⁻¹)	0,535	0,691	<0,0071	<0,0071	<0,0071	<0,0071
(N-NO ₂ ⁻) (mg.L ⁻¹)	0,005	0,006	<0,005	<0,005	<0,005	<0,005
(PO ₄ ³⁻) (mg.L ⁻¹)	<0,017	0,017	<0,017	<0,017	0,154	<0,017
Turbidez (NTU)	7,32	5,90	3,080	7,00	11,40	6,65
COT (mg.L ⁻¹)	4,08	3,880	4,325	8,45	24,04	17,37
pH	7,42	7,45	8,95	7,49	7,63	7,27
CE (µs/cm)	79,7	88,1	91,200	91,60	82,60	85,20

Tabela 7 - Parâmetros de qualidade de água no P₇

Coleta/Parâmetros	Jun/2005	Set/2005	Nov/2005	Jan/2006	Mar/2006	Maio/2006
Cor	20	20,000	10,0	40	30	20,0
Temp. do ar (°C)	19,0	20,600	18,0	22,5	22,8	15,0
Tempe. da água (°C)	17,4	20,500	20,2	22,0	22,7	16,9
OD (mgO.L ⁻¹)	9,00	7,570	7,270	7,27	7,37	9,10
OC (mgO.L ⁻¹)	****	0,600	1,450	1,15	1,15	0,45
(N-NO ₃ ⁻) (mg.L ⁻¹)	0,636	0,460	<0,041	<0,041	<0,041	<0,041
(N-NO ₂ ⁻) (mg.L ⁻¹)	0,005	0,005	0,007	0,00600	0,009	0,004
(PO ₄ ³⁻) (mg.L ⁻¹)	<0,016	0,016	<0,016	<0,016	0,020	<0,016
Turbidez (NTU)	7,46	7,08	3,440	8,00	11,90	7,58
COT (mg.L ⁻¹)	4,07	3,520	7,087	7,60	20,04	21,51
pH	7,30	7,58	8,95	7,70	8,03	7,30
CE (µs/cm)	77,0	85,3	82,100	80,30	78,70	80,10

Tabela 8 - Parâmetros de qualidade de água no P₈

Coleta/Parâmetros	Jun/2005	Set/2005	Nov/2005	Jan/2006	Mar/2006	Maio/2006
Cor	20	15,000	10,0	40	20	15,0
Temp. do ar (°C)	18,6	20,100	15,5	20,7	22,8	13,0
Tempe. da água (°C)	19,3	19,100	18,4	21,1	21,8	15,80
OD (mgO.L ⁻¹)	9,20	8,460	8,560	8,27	7,86	9,46
DBO (mgO.L ⁻¹)	1,33	0,300	0,200	0,70	0,39	0,60
OC (mgO/L)	****	0,550	1,000	0,85	1,30	0,000
(N-NO ₃ ⁻) (mg.L ⁻¹)	0,579	<0,020	<0,020	<0,020	<0,020	<0,020
(N-NO ₂ ⁻) (mg.L ⁻¹)	0,005	0,003	0,004	0,007	0,005	0,003
(PO ₄ ³⁻) (mg.L ⁻¹)	<0,085	0,085	<0,085	<0,085	<0,085	<0,085
Turbidez (NTU)	7,68	5,31	4,220	7,00	10,30	6,49
COT (mg.L ⁻¹)	4,13	3,390	4,073	6,90	24,03	8,67
pH	7,60	8,46	8,95	8,35	8,41	7,55
CE (µs/cm)	71,7	81,0	78,800	79,50	77,70	79,00

Tabela 9 - Resultado dos Coliformes Termotolerantes e Totais da nascente à foz

		P ₁	P ₂	P ₃	P ₄	P ₅	P ₆	P ₇	P ₈
	27/06/2005	>3	>3	>3	>3	>3	>3	>3	>3
Coliformes	12/09/2005	240	23	240	240	23	23	240	240
Termotolerantes	21/11/2005	240	240	240	240	240	240	240	240
(NMP/100ml)	23/01/2006	460	460	2400	2400	460	43	460	460
	20/03/2006	240	240	64	240	23	23	240	23
	22/05/2006	240	2400	240	2400	2400	240	240	240
	27/06/2005	>3	>3	>3	>3	>3	>3	>3	>3
	12/09/2005	240	240	240	240	240	240	240	240
Coliformes	21/11/2005	240	23	240	240	23	23	240	240
Totais	23/01/2006	23	240	2400	23	23	240	240	240
(NMP/100ml)	20/03/2006	93	240	64	240	23	23	93	23
	22/05/2006	240	210	93	1100	1100	240	240	240

APÊNDICE II



Figura 1 – Foto aérea da região estudada com todos os pontos de coleta



Figura 2 - Local a jusante da Nascente (P₁)



Figura 3 - Local a jusante das Lagoas de Estabilização de Esgoto (P₂)



Figura 4 - Local a montante do Bairro Vista Alegre (P₃)



Figura 5 - Local a jusante do Bairro Vista Alegre (P₄)



Figura 6 - Ponte da estrada do Loteamento Boa Esperança (P₅)



Figura 7 - Local próximo à Rodovia Marechal Rondon Km 258 (P₆)



Figura 8 - Próximo à Rodovia Marechal Rondon Km 259 (P₇)



Figura 9 – Cachoeira do Parque Ecológico da Pavuna - APA (P₈)



Foto 10 – Construção da ETE - SABESP e canalização da nascente no P₂



Foto 11 - Construção da ETE – SABESP e canalização da nascente no P₂