

**UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO
CENTRO DE ENERGIA NUCLEAR NA AGRICULTURA**

LUCINEIDE APARECIDA MARANHO

**Avaliação da qualidade da água do rio Corumbataí (SP)
por meio de variáveis bióticas e abióticas**

Piracicaba

2012

LUCINEIDE APARECIDA MARANHO

Avaliação da qualidade da água do rio Corumbataí (SP)

por meio de variáveis bióticas e abióticas

Versão revisada de acordo com a resolução CoPGr 5890 de 2010

**Tese apresentada ao Centro de Energia Nuclear
na Agricultura, da Universidade de São Paulo,
para obtenção do título de Doutor em Ciências**

**Área de Concentração: Química na Agricultura e
no Ambiente**

Orientador: Prof. Dr. Valdemar Luiz Tornisielo

Piracicaba

2012

AUTORIZO A DIVULGAÇÃO TOTAL OU PARCIAL DESTE TRABALHO, POR QUALQUER MEIO CONVENCIONAL OU ELETRÔNICO, PARA FINS DE ESTUDO E PESQUISA, DESDE QUE CITADA A FONTE.

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)
Seção Técnica de Biblioteca - CENA/USP

Maranho, Lucineide Aparecida

Avaliação da qualidade da água do rio Corumbataí (SP) por meio de variáveis bióticas e abióticas / Lucineide Aparecida Maranho; orientador Valdemar Luiz Tornisielo. - - versão revisada de acordo com a resolução CoPGr 5890 de 2010. - - Piracicaba, 2012.

106 p.: il.

Tese (Doutorado – Programa de Pós-Graduação em Ciências. Área de Concentração: Química na Agricultura e no Ambiente – Centro de Energia Nuclear na Agricultura da Universidade de São Paulo.

1. Bacia hidrográfica (Rio Corumbataí) 2. Ecotoxicologia 3. Eutrofização
4. Metais pesados 5. Qualidade da água I. Título

CDU 574:556.51

*Dedico este trabalho aos meus pais, Alceu e Lucia,
exemplos de luta e perseverança.*

À minha filha Helena fonte de minha inspiração.

AGRADECIMENTOS

Manifesto meu agradecimento especial às pessoas abaixo relacionadas que contribuíram direta ou indiretamente para a realização deste estudo!

Compartilharam além da amizade, do profissionalismo, da competência e do apoio nos momentos mais difíceis, que possibilitaram a finalização deste!

Prof. Dr. Valdemar Luiz Tornisielo, Prof^a Dr^a Leila Terezinha Maranhão, Prof^a Dr^a Edinalva Oliveira, Edson Norberto Martins, Marília Mitie Inafuku, Carla Preussler, Prof^a Dr^a Adriana Pineiro Martinelli, Dr. Ruy Lopes Bessa, Rafael Grossi Botelho, Rodrigo F. Pimpinato, Carlos A. Dorelli, Josélia N. Sesso Perina, Gyorgy Henyei Neto, Luíza Gregório dos Reis, Luiz Sebastião dos Reis, Marcela L. Viti, Oberdan R. Di Iorio, Bruno I. Abdon de Sousa, Aderbal Rocha Almeida, Fábio Luis Geronimo, Larissa de Assunção Rodrigues, Graziela Moura Andrade, Paulo A. Toledo Alves, Dr^a Maria Aparecida Costa, Dr^a Rosana Maria Freguglia, Fundação de Amparo a Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP), Centro de Apoio a Pesquisa (CAPES), Centro de Energia Nuclear na Agricultura (CENA/USP), Leila A. Figueiredo, Nádia H. Torres, Marília Henyei, Renata L. F. Mazzero, Raquel C. Teixeira de Carvalho, Luiz Claudio Paladini, José Oldak de Almeida, José Luiz Ramalho, Neuda Fernandes de Oliveira, Fábio A. De Souza Oliveira, Claudia M. F. Correia, Alzira Ferraz Adão, Sérgio Henrique Monteiro, Ana Carolina D. Ribeiro, Franz Z. Vilca e Departamento de Águas e Energia Elétrica do Estado de São Paulo.

*No que diz respeito ao desempenho, ao compromisso, ao esforço, à dedicação,
não existe meio termo. Ou você faz uma coisa bem feita ou não faz.*

Ayrton Senna

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO.....	15
2. REVISÃO DA LITERATURA	19
2.1 Qualidade hídrica.....	19
2.2 Aspectos físicos naturais e antrópicos da área de estudo	21
2.3 Emprego de ensaios de toxicidade.....	28
2.4 Substâncias tóxicas no ambiente aquático.....	29
2.5 Organismos indicadores da qualidade da água.....	33
3. OBJETIVO GERAL.....	37
4. OBJETIVOS ESPECÍFICOS	38
5. MATERIAL E MÉTODOS.....	39
5.1 Pontos de amostragem.....	39
5.2 Coletas das amostras.....	40
5.2.1 Água	40
5.2.2 Fauna bentônica.....	41
5.3 Variáveis físicas, químicas e hidrológicas.....	42
5.4 Preparo e manutenção dos organismos-teste.....	42
5.4.1 Preparação do alimento para <i>C. dubia</i>	42
5.5 Testes de toxicidade.....	43
5.5.1 Carta controle	43
5.6 Concentração da clorofila a	44
5.7 Concentração do fósforo total.....	44
5.8 Quantificação de metais.....	45
5.9 Medição de fenóis.....	46
5.10 Determinação de surfactantes.....	46
5.11 Descarte de resíduos	47
6. RESULTADOS E DISCUSSÃO	48
6.1 Variáveis hidrológicas, físicas e químicas.....	48
6.1.1 Informações pluviométricas	48
6.1.2 Temperatura da água	53
6.1.3 Oxigênio dissolvido.....	54
6.1.4 pH	55
6.1.5 Condutividade.....	56
6.2 Carta controle para <i>C. dubia</i>	57
6.3 Testes de toxicidade.....	59
6.4 Macroinvertebrados	62
6.4.1 Macroinvertebrados no período de seca.....	63

6.4.1.1 Rio Corumbataí a jusante de Corumbataí	64
6.4.1.2 Rio Passa Cinco	66
6.4.1.3 Rio Corumbataí a Montante de Piracicaba	68
6.4.2 Macroinvertebrados no período de chuvas	71
6.4.2.1 Rio Corumbataí a Jusante de Corumbataí.....	71
6.4.2.2 Rio Passa Cinco	74
6.4.2.3 Rio Corumbataí a Montante de Piracicaba	76
6.5 Índice de Estado Trófico (IET) da água.....	78
6.5.1 IET da água baseado na clorofila <i>a</i>	78
6.5.2 IET da água baseado no fósforo total.....	81
6.5.3 IET da água por meio da clorofila <i>a</i> e fósforo total	82
6.6 Quantificação de metais	84
6.6.1 Montante Corumbataí	84
6.6.2 Jusante Corumbataí.....	85
6.6.3 Montante Rio Claro.....	86
6.6.4 Jusante Rio Claro	87
6.6.5 Montante Piracicaba.....	88
6.6.6. Jusante Piracicaba	90
6.7 Análise de surfactantes.....	91
6.8 Análise de fenóis.....	92
7. CONCLUSÕES	94
REFERÊNCIAS.....	95

RESUMO

MARANHO, L. A. **Avaliação da qualidade da água do rio Corumbataí (SP) por meio de variáveis bióticas e abióticas**. 2012. 106 p. Tese (Doutorado) – Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2012.

A poluição das águas tem sido um problema para a sociedade. Atualmente as bacias hidrográficas são áreas geográficas de grande preocupação para os setores públicos e privados e a degradação antrópica, se reflete no âmbito social e econômico. A preferência pelo rio Corumbataí neste estudo se deu pela grande diversidade de impactos sobre a qualidade da água, pois o mesmo abastece a região de Piracicaba. Neste trabalho foi avaliada a água do rio em seis pontos de amostragem, com frequência mensal, que se estenderam pelo período de um ano. Além disso, foram realizadas coletas de fauna bentônica por seis meses, na época de seca e chuvas sendo três meses de cada. Para todos os pontos foram verificados pH e temperatura da água que se apresentaram satisfatórios, salvo a condutividade que aumentou no sentido da montante para a jusante e alguns trechos o oxigênio dissolvido foi abaixo de 4 mg.L⁻¹. Também foram realizados testes de toxicidade crônica com *Ceriodaphnia dubia*, e na maioria das amostras a reprodução foi menor em relação ao controle. Os metais detectados com maior frequência, das maiores para as menores concentrações foram: Zn, Pb, Cd e Ni. O processo de eutrofização foi avaliado por meio das análises de Clorofila *a* e fósforo total. O rio Corumbataí se encontra no início de um processo de eutrofização, constatado pelas concentrações de clorofila *a*, testes de toxicidade e a evidencia de macroinvertebrados bentônicos indicadores de condições eutróficas. As concentrações de fenóis analisadas foram acima e surfactantes abaixo dos limites normatizados.

Palavras chave: Água. *Ceriodaphnia dubia*. Macroinvertebrados bentônicos. Teste de toxicidade. Eutrofização.

ABSTRACT

MARANHO, L. A. **Assessment of water quality of the Corumbataí River (SP) through biotic and abiotic variables**. 2012. 106 p. Tese (Doutorado) – Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2012.

Water pollution has been a problem for society. Currently, watersheds are geographic areas of great concern to the public and private sectors and the anthropic degradations can reflect in the society and economy. The preference to this study be realized in the Corumbataí river was due to the great diversity of impacts on the water quality and it supplies the region of Piracicaba. In the present work, monthly was evaluated the river water using six sampling sites during one year. In addition, benthonic fauna samples were collect for about six months, three months in the dry season and three months in the rain season. For all sites were verified pH and water temperature that presented satisfactory results, except the conductivity that increased from downstream to upstream and some dissolved oxygen was below 4 mg L⁻¹. Were also conduced chronic toxicity tests with *Ceriodaphnia dubia* and in the most samples reproduction was lower compared to control. The metal most frequently detect from the largest to smallest concentrations were: Zn, Pb, Cd and Ni. The eutrophication process was evaluated by analysis of Chlorophyll *a* and total phosphorus concentration and can be concluded that the Corumbataí river is in the beginning of the eutrophication process evidenced by Chlorophyll *a*, toxicity test and presence of benthonic macroinvertebrates that indicates eutrophic conditions. Concentrations of phenol has been above and surfactants below the standardized limits.

Key words: Water. *Ceriodaphnia dubia*. Benthonic macroinvertebrates. Toxicity tests. Eutrophication.

1. INTRODUÇÃO

O crescente uso da água e sua conservação são os principais desafios da humanidade. É de vital importância para a conservação da vida no planeta; configurando-se em elemento insubstituível para a manutenção de qualquer forma de vida. A falta de conscientização da população para uso deste bem fez com que o meio aquático se tornasse receptor final de poluentes derivados de inúmeras origens.

Os recursos hídricos estão cada vez mais relacionados à vida moderna, visando seus múltiplos usos, como obtenção de alimentos, abastecimento doméstico e industrial, geração de energia elétrica, irrigação, lazer, entre outras. Com o aumento da utilização da água doce tornou-se imprescindível o monitoramento dos corpos d'água, além da conscientização da população e o desenvolvimento de uma gestão integrada dos recursos hídricos. Os acúmulos de xenobióticos que podem estar presentes nas águas superficiais tornam as análises difíceis desta matriz.

A qualidade da água vem declinando rapidamente, e a maioria dos contaminantes são provenientes dos usos urbanos, industriais e da agricultura. Inúmeras soluções técnicas foram criadas para tentar recuperar ou, no mínimo, conter os diversos tipos de poluição. As implicações da negligência do uso da água revelam que esta se tornou um recurso estratégico, sendo que em quantidades insuficientes ou com qualidade inadequada tem sido um fator limitante ao desenvolvimento de várias regiões do mundo.

Os impactos que as comunidades sofrem, decorrentes da adição de contaminantes nos corpos hídricos podem se manifestar de várias maneiras. No Brasil ocorrem desmatamentos desenfreados, extinção de espécies nativas, áreas em processo de desertificação, poluição e contaminação do solo, do ar e da água. Nesse contexto, o sistema Cantareira chama a atenção, pois desde a década de 60, retira mais de $33 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ das águas do rio Piracicaba para abastecer a cidade de São Paulo, e conseqüentemente, a quantidade e qualidade da água na captação do município de Piracicaba pioraram muito. Somando-se a isto, a maioria das cidades, à montante de Piracicaba lança seu esgoto doméstico e água residuária sem tratamento, fato que obriga a prefeitura deste município a aplicar recursos para conseguir captar água junto ao rio Corumbataí.

A escolha do rio Corumbataí para este estudo se deu devido à diversidade de impactos sobre a qualidade da água, acarretando enorme preocupação, porque o mesmo abastece a região de Piracicaba e Rio Claro. A urbanização criou problemas ambientais graves de

degradação antrópica, alterando significativamente o estado natural deste rio, que não são passíveis de soluções em curto prazo.

As mudanças no compartimento de um ecossistema, neste caso a água, necessariamente induzem a intervenções em outros e a frequência dessas alterações é preocupante, pois a compreensão dos processos envolvidos nem sempre são mensuráveis, sendo assim focalizam-se os poucos aspectos que se julga importante de acarretar um efeito antrópico. São buscados os mecanismos de ação e seus efeitos sobre os organismos e como interagem com seus habitats através de análises laboratoriais ou de campo.

Para a investigação dos despejos de xenobióticos no ambiente emprega-se da ecotoxicologia, que utiliza de indicadores biológicos que fornecem resultados de contaminação do meio pelos poluentes naturais e sintéticos.

A comunidade de macroinvertebrados bentônicos pode ser adequada como referência na avaliação de ambientes impactados, pois fornece informações do sistema com o propósito de analisar determinada área pelo período de tempo estudado e calcular os possíveis efeitos. Muitas investigações com estes organismos são realizadas e proporcionam resposta rápida e economicamente acessível sobre a contaminação da água.

A proteção dos mananciais tem alta prioridade na sociedade moderna. Para isso faz-se necessário o monitoramento biológico dos ecossistemas aquáticos. No Brasil, a principal dificuldade em aplicar estes programas é a falta de conhecimento sobre esses ambientes.

O monitoramento de um curso d'água por meio de organismos consiste em utilizar a biota residente ou por ensaios com organismos representativos, que são um recurso de grande importância, pois respondem à degradação ambiental, alterando suas funções vitais. Os organismos respondem aos efeitos dos poluentes, causando efeitos deletérios nessas populações, os quais são passíveis de interpretação por meio de amostras compostas.

Os estudos com indicadores biológicos podem ser conduzidos por metodologias estabelecidas de acordo com o objetivo que se procura alcançar nas avaliações. Os organismos podem ser expostos ao xenobiótico em testes agudo, quando a dose letal ou imobilidade é observada em um único evento; ou crônico, onde o toxicante é liberado em eventos periodicamente repetidos, em doses subletais, durante um período de tempo definido. Em um estudo crônico podem ser observadas alterações no comportamento, crescimento e reprodução dos organismos.

Entre os macroinvertebrados, os microcrustáceos são importantes fontes de alimento para predadores vertebrados e invertebrados. Tais consumidores primários são muito utilizados em ensaios ecotoxicológicos, como os organismos da espécie *Ceriodaphnia dubia*,

que são valiosos indicadores da degradação ambiental, por fornecerem a magnitude dos impactos em um estudo. O cultivo em laboratório é de fácil manuseio e sob condições controladas é simples e não exige grandes despesas.

A fauna bentônica proporciona melhores sinais sobre a qualidade da água. Por meio desses organismos é possível entender claramente sobre o estado que a água se encontra. Alguns requerem boa qualidade da água para sobreviver, outros resistem e crescem abundantemente quando existe contaminação (REYES; PERALBO, 2001).

Os macroinvertebrados bentônicos diferem entre si, em relação à poluição orgânica, desde organismos típicos de ambientes limpos ou de boa qualidade das águas (ninfas de plecoptera e larvas de trichoptera – insecta), passando por organismos tolerantes (alguns heteroptera e odonata – insecta e amphipoda – crustácea). Até organismos resistentes (chironomidae – díptera, insecta e oligochaeta – annelida). Locais poluídos geralmente possuem baixa diversidade de organismos e elevada densidade de organismos restritos a grupos mais tolerantes como: Chironomus e Polypedilum – díptera, chironomidae e tubificidae (CALLISTO; MARQUES; BARBOSA, 2000).

Em ambientes aquáticos existem espécies que não resistem a condições abaixo dos limites estabelecidos, não considerando somente mortalidade, mas efeitos danosos na fisiologia e morfologia dos organismos, que com o passar do tempo poderão extinguir tal espécie de determinado habitat, causando desequilíbrio na cadeia alimentar.

A resolução número 357, do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA), de março de 2005, coordena a classificação dos corpos de água e dá orientação ambiental para seu adequamento, estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e permite orientar sobre outras providências.

Avaliar o comportamento de organismos devido à exposição ao poluente no ambiente, por meio do biomonitoramento é um tópico recente nas ciências ambientais. Esta área de aplicação biológica teve a Europa como palco principal de desenvolvimento, com enfoque na avaliação da poluição atmosférica. No Brasil, esta metodologia vem despertando interesse sobre questões voltadas à avaliação de impacto ambiental. O país possui fauna e flora riquíssima e faz-se necessário medidas mitigadoras apontando a preservação do ambiente.

Qualquer efeito causado por xenobióticos aos organismos é relevante. Na prática, podem-se medir apenas algumas dessas ocorrências. De um modo representativo, uma espécie é selecionada como indicador para determinar o grau de impacto que um determinado meio se encontra.

Este estudo reveste-se de grande importância, pois o conhecimento da qualidade da água dos recursos hídricos é essencial ao seu manejo podendo assim disponibilizar e acrescentar informações em conjunto com outros trabalhos desenvolvidos para o público interessado no gerenciamento da bacia do rio Corumbataí.

Para este estudo foi selecionada a espécie *C. dubia* como organismo representante dos macroinvertebrados, cujo objetivo foi estabelecer o efeito crônico durante 168 horas (sete dias) em água, acompanhando a reprodução e mortalidade. Para a execução do estudo, foram estabelecidos seis pontos de coleta de água pelo período de um ano e realizadas campanhas mensais.

Do mesmo modo para uma avaliação sobre a alteração antrópica em amostras d'água, foram coletados macroinvertebrados bentônicos, devido seu padrão limitado de migração. Para a investigação foram realizadas coletas em dois pontos pré-estabelecidos por seis meses (seca e chuva) do rio Corumbataí e um ponto controle natural, no rio Passa Cinco afluente deste corpo hídrico.

Foram analisados o pH, oxigênio dissolvido, condutividade, temperatura, clorofila *a*, fósforo total, zinco, cádmio, cobre, chumbo, níquel, fenóis e surfactantes com o objetivo de fazer uma avaliação mais completa das condições do rio Corumbataí.

2. REVISÃO DA LITERATURA

2.1 Qualidade hídrica

As profundas mudanças decorrentes da urbanização levaram à degradação dos recursos hídricos, em escala mundial, resultando em muitas regiões, na escassez de água de boa qualidade para os seres vivos, produção de alimentos e outros usos indispensáveis para a vida (KNIE; LOPES, 2004; BACCI; PATACA, 2008). A utilização de forma desordenada deste recurso e novas aplicações, sem avaliar as conseqüências em relação à quantidade e qualidade tem ocasionado muitos problemas ambientais (BACCI; PATACA, 2008).

A vida de uma população está diretamente relacionada à disponibilidade e a classe da água. Nas últimas décadas, o crescimento populacional e o desenvolvimento da atividade industrial têm contribuído para agravar os problemas ambientais, principalmente aqueles relacionados com a preservação de águas subterrâneas e superficiais (LOPES; PERALTA-ZAMORA, 2004).

O Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA, 2005), resolução número 357, de 17 de março, dispõe sobre a classificação dos corpos d'água e fornece diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Oliveira et al. (2010) indicaram que para a avaliação das características de qualquer sistema ambiental, depende fundamentalmente da escolha de parâmetros representativos de sua condição no momento da amostragem.

Muitas substâncias químicas potencialmente tóxicas estão presentes no ambiente, e cada uma delas com efeitos fisiológicos diferentes devido as suas características (ROEX et al., 2000). No estado de São Paulo, a maior parte das bacias hidrográficas já se encontra na condição em que as medidas preventivas para sua conservação se tornaram ineficientes, necessitando de medidas de recuperação para as mesmas (TAUK-TORNISIELO, 2008).

A contaminação dos recursos hídricos é uma conseqüência das ações antropogênicas e tornou-se um grande problema principalmente em áreas densamente urbanizadas (DEMIRAKA et al., 2006; TAUK-TORNISIELO, 2008). Neste contexto, o monitoramento dos corpos d'água tornou-se necessário e fornece subsídios importantes para a gestão das bacias hidrográficas, com o diagnóstico atual e prevê as futuras conseqüências ambientais, a fim de fornecer o desenvolvimento sustentável para determinada região (IORIS, HUNTER; WALKER; 2008).

Entre os fenômenos mais freqüentes que interferem na qualidade da água destacam-se as erosões, deslizamentos de encostas, assoreamento de cursos da água, inundações, lançamento indiscriminado de detritos, como lixos, efluentes domésticos e industriais, entulhos, fertilizantes, pesticidas, produtos adicionados para a criação e engorda de peixes e outros (TAUK-TORNISIELO; PALMA-SILVA, 2008).

Tauk-Tornisielo e Palma-Silva (2008) descreveram ainda sobre os vários produtos de origem orgânica e inorgânica, que quando caem nos cursos d'água promovem um processo de fertilização, lenta ou acelerada, conhecido como eutrofização. A forma lenta pode ser benéfica, pois contribui para o enriquecimento da vida aquática, mas a forma acelerada acarreta em um aumento desordenado, perda de oxigênio dissolvido na água e outros desequilíbrios, que poderão produzir a perda total da qualidade do recurso hídrico.

Outro fato é a fragilidade da capacidade autodepurativa do ciclo aquático, além da necessidade eminente de se promover o saneamento do esgoto doméstico e um controle rigoroso nos rejeitos industriais descartados nos corpos d'água (MARQUES, 2007).

Knie e Lopes (2004) relataram que existem situações onde um efluente líquido, mesmo que tratado e lançado de forma contínua no ambiente aquático, pode causar efeitos crônicos, uma vez que os organismos são expostos a baixas concentrações de determinados poluentes durante longos períodos de tempo.

O acompanhamento dos parâmetros da qualidade das águas de rios, lagos e reservatórios constituem-se em importante instrumento de gestão ambiental. Haja vista que subsidia a tomada de decisões em planejamento e controle dos usos das mesmas, visando à manutenção ou melhoria da qualidade de vida da população. Diferentes níveis de monitoramento devem ser definidos de acordo com as características das bacias hidrográficas envolvidas, levando em consideração não somente a qualidade da água, mas também as atividades desenvolvidas ao longo da área de drenagem (MORAIS, 2010).

As preocupações com a realidade dos recursos hídricos têm induzido em todo o mundo, a uma série de medidas governamentais e sociais, objetivando viabilizar a continuidade das diversas atividades públicas e privadas, que têm como foco as águas doces, em particular, aquelas que incidem diretamente sobre a qualidade de vida da população sem promover a qualidade da mesma (MACHADO, 2001).

2.2 Aspectos físicos naturais e antrópicos da área de estudo

A bacia hidrográfica do rio Corumbataí possui 1.710 Km² (171.000 ha) de área de drenagem e está localizada entre os paralelos 22°04'46'' e 22°41'28'' e os meridianos 47°26'23'' e 47°56'15'', na região centro oeste de São Paulo. A altimetria varia de 470 metros no encontro com o rio Piracicaba em Santa Terezinha no município de Piracicaba até 1.058 metros na Serra do Cuscuzeiro, no município de Analândia (TAUK-TORNISIELO, 2008).

Entre os seus afluentes, destacam-se o rio Passa Cinco, drenando uma extensa área de cultivo de cana-de-açúcar explorada por minifúndios e latifúndios e o Ribeirão Claro, o qual drena a área urbana do município de Santa Gertrudes e parte do município de Rio Claro, bem como uma área de cultivo de cana-de-açúcar (IPEF, 2001).

A bacia tem 43,46% de sua área ocupada com solo Podzólico Vermelho-Amarelo e 21,58% com Latossolo Vermelho-Amarelo, que constituem os grupos predominantes (VALENTE, 2001). Os Latossolos se caracterizam por apresentarem quantidade de óxidos de alumínio e ferro, minerais de argila, quartzo e outros minerais mais resistentes ao intemperismo. Os solos Podzólicos também são conhecidos como argissolos, de coloração vermelho-amarelo e diferenciado pela natureza coloidal da argila que torna suscetível a mobilidade com água no solo e se a percolação for relevante, ocorre à presença de silte (EMPRABA, 2006).

A bacia é de grande importância sócio econômica no estado de São Paulo, sua principal produção é a cultura da cana-de-açúcar composta de solos com características físico-químicas distintas (Figura 1) e relevo variando de plano a montanhoso, o qual gera grande preocupação em torno do comportamento ambiental dos agrotóxicos empregados nesta bacia, cujos efeitos são desconhecidos até o momento (ARMAS, 2006).

Esta bacia é compreendida por oito municípios da região centro-leste do estado de São Paulo: Analândia, Charqueada, Corumbataí, Ipeúna, Itirapina, Piracicaba, Rio Claro e Santa Gertrudes. Parte deste curso d'água está inserida na Área de Preservação Ambiental (APA) do Corumbataí, Botucatu e Tejuapá. Localiza-se em uma área de jurisdição de vários municípios, com intenso uso antrópico e com demanda considerável dos recursos naturais. Assume particular importância na realização de pesquisas que avaliem a vulnerabilidade ambiental da área, contribuindo assim para o ordenamento das atividades, com a finalidade de preservar os recursos naturais (NOBRE; GARCIA, 2010).

Morais (2010) comentou sobre a importância que este corpo d'água assume, tanto de ordem econômica como social, por apresentar potencial hídrico capaz de abastecer as cidades citadas anteriormente e ainda permitir a exportação de água para municípios localizados em bacias vizinhas, tais como Araras e Piracicaba, onde os problemas hídricos são abundantemente sérios. Este mesmo autor alerta sobre o consumo das águas dessa bacia para fins domiciliares e industriais que exige a conservação dos padrões estabelecidos de qualidade, os quais vêm apresentando alterações significativas devido ao mau uso das terras pelas atividades agropecuárias e lançamento de efluentes domésticos e industriais.

O afloramento da Formação Corumbataí propiciou a instalação de muitas indústrias cerâmicas na região de Santa Gertrudes, que abrange os municípios de Araras, Cordeirópolis, Ipeúna, Iracemápolis, Limeira, Piracicaba, Rio Claro e Santa Gertrudes. A estratigrafia da região de Santa Gertrudes mostra pelitos duros da Formação Corumbataí, com espessuras entre 8,5 e 27 metros e abaixo encontra-se o diabásio (Formação Serra Geral), cuja profundidade alcança de 80 a 100 metros. Essa região forma o maior pólo cerâmico dos país, empregando cerca de 7300 trabalhadores e produzem mensalmente 28.000.000 m² de esmaltados, respondendo por 55% da produção nacional de revestimentos cerâmicos (CETESB, 2005).

Na microbacia do Córrego da Fazenda Itaqui em Santa Gertrudes, as cavas de extração de argila abandonadas foram preenchidas pelas águas de drenagem e receberam grande carga de contaminantes, principalmente metais pesados, gerados nos processos de fabricação de esmalte utilizado no revestimento de pisos cerâmicos. O córrego é afluente do Ribeirão claro, que por sua vez, é afluente do rio Corumbataí, a montante da captação de água para abastecimento público (CETESB, 2005).

Com o objetivo de identificar os principais problemas ambientais envolvendo o rio Corumbataí, o Consórcio PCJ (Piracicaba, Capivari e Jundiaí), por meio do Programa de Investimento, contrataram uma empresa para efetuar o monitoramento da água, da calha e das margens do rio. O trabalho foi realizado durante todo o primeiro semestre de 2002 e apontou a erosão, assoreamento e a queda de árvores como alguns dos principais problemas do manancial de abastecimento de água para Piracicaba. De acordo com o relatório final do trabalho, o solo arenoso da região, a intensidade das chuvas nos períodos de grandes precipitações aliados à ausência de vegetação ciliar são as principais causas dos problemas (TABAI; MAZZIERO; CELLA, 2007).

No estudo de Pereira e Pinto (2007) por meio dos produtos de sensoriamento remoto (fotografias aéreas e imagens orbitais), os autores resgataram as informações históricas de uso

da terra e cobertura vegetal, permitindo a espacialização de suas alterações ao longo do período de análise e a contextualização dessas mudanças. Concluíram que a bacia hidrográfica em questão apresentou na análise dos últimos 40 anos, forte alteração na sua configuração de uso da terra e cobertura vegetal. As áreas ocupadas pela cultura de cana-de-açúcar juntamente com as de pastagem representam atualmente 119995,8 ha, ou seja, 71% do total da bacia. A expansão destas culturas condicionou a fragmentação e redução da cobertura vegetal natural da área, que sofreu uma redução de 28934,4 ha (17%) em 1962, para 23969,4 ha (14%) em 2001, havendo a perda de 4965 hectares.

As áreas de cerrado apresentaram o maior decréscimo entre as classes mapeadas. Foram minimizadas principalmente em função da ocupação de grandes áreas de pastagem, restando apenas 1% de sua formação, representada por 2131,2 ha, significando uma redução de 21525,11 ha se comparada a 1962 (PEREIRA; PINTO, 2007).

Na avaliação desempenhada por Valente e Vettorazzi (2003), as classes de uso e cobertura do solo (Figura 1) foram estabelecidas da seguinte forma: 1. Cana-de-açúcar: áreas onde o solo estava coberto com a cana-de-açúcar, ou apresentava indícios de ter sido utilizado por essa cultura (exemplo: palha no terreno após o corte), no momento da tomada das imagens; 2. Pastagem: espaços utilizados pela pecuária intensiva e extensiva e também áreas cobertas por gramíneas, contudo sem uso definido, estando sujeitas à regeneração de sua vegetação original ou posterior uso com outro tipo de cultura; 3. Floresta plantada: campos ocupados com plantios de eucaliptos ou pinus (procurou-se considerar somente aqueles plantados para fins industriais); 4. Floresta nativa: abrangem os espaços ocupados pelas diferentes formações florestais nativas existentes na bacia, as áreas onde foram realizados plantios de florestas nativas e pequenas áreas ocupadas com eucaliptos antigos, sem características próprias de um plantio comercial, sempre associado à vegetação arbórea natural em diferentes estágios de regeneração; 5. Fruticultura: extensões ocupadas com plantios comerciais de citros; 6. Cultura anual: espaços ocupados com cultura de milho, sorgo, mandioca, entre outras; 7. Mineração: limites explorados pela mineração de calcário e argila; 8. Área urbana: ocupadas com as sedes dos municípios da bacia, os bairros rurais, os condomínios mais afastados dos principais centros urbanos e outros tipos de ocupação do solo onde existe a predominância de construções, com área igual ou maior que a resolução espacial das imagens empregadas; 9. Solo exposto: diz respeito à condição do solo no momento da passagem do satélite. Contudo, para uma melhor caracterização essa classe foi posteriormente reclassificada de acordo com o uso correspondente (cana-de-açúcar, pastagem, entre outras).

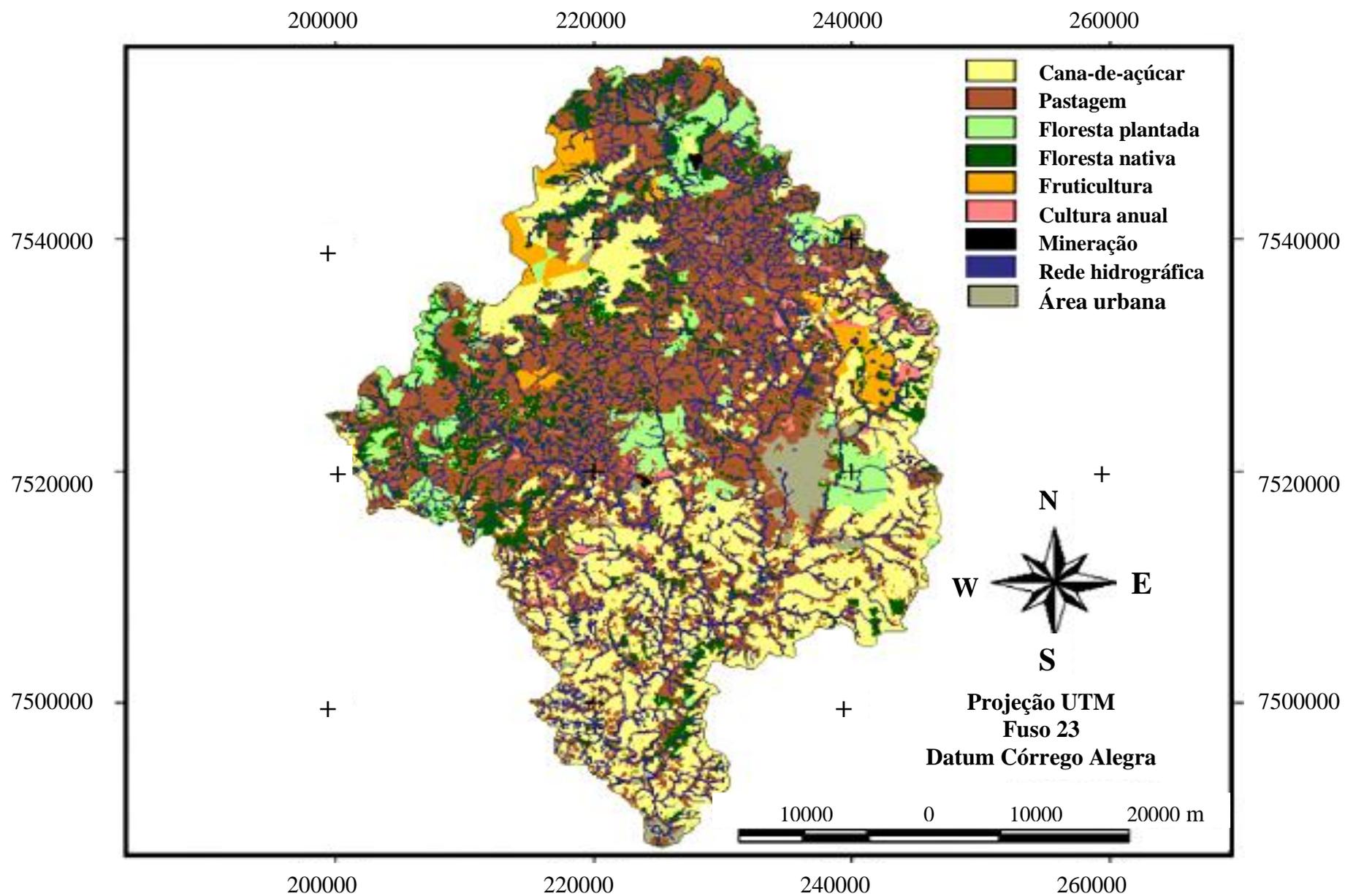


Figura 1- Uso e cobertura do solo da bacia do rio Corumbataí (2003) – (VALENTE; VETTORAZZI, 2003)

Armas (2006) observou que embora os programas de monitoramento de águas superficiais estejam bem implementados em muitos países desenvolvidos, em muitas regiões do mundo a situação é rudimentar ou mesmo inexistente. A necessidade de monitoramento é eminente em função do grau de periculosidade, mas o alto custo dos processos analíticos exige a definição de parâmetros que permitam estimar o aporte de poluentes aos corpos hídricos sob as mais diferentes situações e que possam ser empregados na tomada de decisões sobre as atividades antrópicas da bacia.

Baseado em estudos referentes ao período de 1937 a 1997, o relatório do Centro Tecnológico da Fundação Paulista de Tecnologia e Educação (CETEC, 2000) mostra a distribuição anual das chuvas sobre o rio, que apresenta dois períodos distintos: período chuvoso que compreende os meses de outubro à março, onde as precipitações mensais são superiores a 100 mm, totalizando 1217 mm, ou seja, 89% da precipitação média anual; e período seco que corresponde ao intervalo entre os meses de abril à setembro, onde a precipitação média total é de 149 mm, que corresponde a 11% do total médio precipitado no ano.

No ano de 2008 a precipitação na sub-bacia do rio Corumbataí foi 9% menor que a média. Em relação a esse valor médio, o mês de setembro apresentou um valor de 47% menor e no mês de abril apresentou um valor 83% maior. Já em 2009 a precipitação anual foi 22% maior do que a média histórica. Neste mesmo ano, o mês de agosto apresentou precipitações 212% maiores que a média. A Figura 2 demonstra os valores das precipitações médias e as ocorridas em 2008 e 2009 (THESIS, 2010).

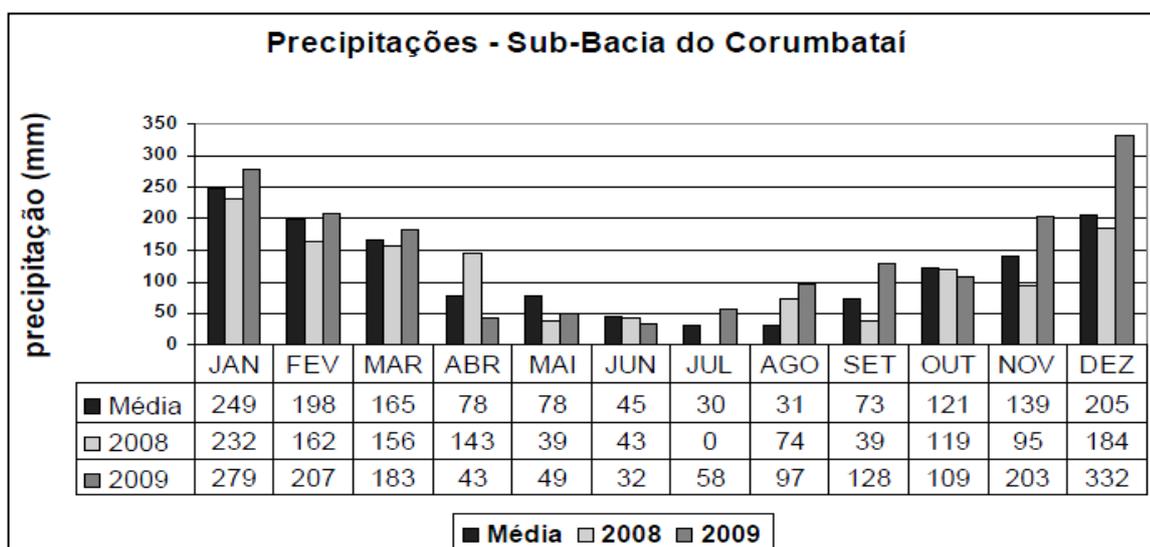


Figura 2 - Precipitações médias mensais (mm) da sub-bacia do rio Corumbataí nos anos de 2008 e 2009 (THESIS, 2010)

Em virtude da grande variação referente a pluviosidade é apropriado o destaque de Marengo (2008) que proferiu, quando num passado recente, a maior preocupação dos governos federal e estadual em relação ao gerenciamento no uso da água era como satisfazer as demandas de uma população cada vez maior, e como enfrentar o problema de secas ou enchentes. Recentemente, a mudança climática tem sido observada como possível causa de obstáculos que podem afetar a variabilidade e a disponibilidade na qualidade e quantidade da água. Mudanças nos extremos climáticos e hidrológicos têm sido observados nos últimos cinqüenta anos, e projeções de modelos climáticos apresentam um panorama desfavorável em grandes áreas da região tropical.

Dentre tantos acontecimentos, a elevação da temperatura global vem, efetivamente, ocorrendo, mas é indispensável avaliar as causas com base numa investigação abrangente, que leve em conta, não só a ação antrópica, representada pela liberação intensa de gases de efeito estufa, derrubada das florestas tropicais, superexploração da natureza desconsiderando os princípios da sustentabilidade, e outras práticas predatórias, mas também, os processos naturais de macro-escala, incluindo os da esfera geológica e astronômica. A alteração do perfil climático do globo, que se manifesta sob forma de tendências, rupturas e ciclicidades que faz parte da história do planeta (CONTI, 2005).

O rio Corumbataí encontra-se bem alterado devido às atividades antrópicas. Barros, Silva e Sousa (2002) comentaram que as principais causas da deteriorização das bacias hidrográficas e, conseqüentemente, dos mananciais, são: desmatamentos e a falta de conservação dos solos nas pastagens, lavouras e estradas, assoreamento, uso de agrotóxicos, poluição por esgotos e lixo domésticos e hospitalares, água residuária e da agricultura (por agrotóxicos e suas embalagens) e a expansão urbana, com a ocupação desordenada do solo, sem planejamento ambiental ou urbano adequado. O crescimento físico das cidades em direção aos mananciais tem causado sérios transtornos, muitas vezes exigindo até mesmo o desvio do curso das águas para outras áreas. Inúmeros mananciais vêm sofrendo grande pressão e outros tantos estão sendo degradados a ponto de serem extintos, principalmente nas proximidades das grandes cidades ou metrópoles.

Atualmente o município de Piracicaba está captando 100% da água do rio Corumbataí para consumo. A rejeição do rio Piracicaba a partir do ano de 2000, como principal manancial do município de Piracicaba deu-se em decorrência da perda de qualidade e de problemas de manutenção de vazão regular que impossibilitou a captação de água para o abastecimento

público. O rio Corumbataí já fornecia água para o município de Piracicaba desde 1982, mas a partir do ano 2000 passou a ser o único manancial de abastecimento público do município (TAUK-TORNISIELO, 2008).

2.3 Emprego de ensaios de toxicidade

Para o monitoramento ambiental é de grande relevância fornecer informações a respeito dos ambientes degradados dando subsídios para comparações com estudos de habitats menos afetados, que podem ajudar a avaliar e identificar os danos causados no ambiente. Nesse contexto, pode-se verificar a grande preocupação do meio científico com os efeitos de xenobióticos sobre o patrimônio genético das populações (MARANHÃO, 2006).

Os dois fatores que interagem no efeito tóxico de uma substância são: a concentração e tempo de exposição. Uma forma viável de avaliar o efeito de uma determinada substância no ecossistema é o emprego de avaliação de risco ambiental. Das quais, uma das primeiras fases na implantação, consiste na realização de ensaios de ecotoxicidade, permitindo o estabelecimento de índices ecotoxicológicos, os quais vão nortear as ações seguintes. Possibilitam ainda a identificação da toxicidade de efluentes, discriminando as frações mais tóxicas e contribuindo para a introdução de programas de redução da toxicidade dos mesmos (WESTMANN, 1985).

O estudo das alterações causadas por substâncias químicas tem por objetivo estabelecer as relações dose-efeito e dose-resposta, que fundamentam todas as considerações toxicológicas necessárias para a avaliação de risco. Na toxicologia o termo efeito denomina uma alteração biológica e o termo resposta indica a proporção de uma população que manifesta um efeito definido (MAGALHÃES; FERRÃO-FILHO, 2008).

Com ampla utilização em países desenvolvidos e em uso em alguns estados do Brasil, os ensaios de toxicidade complementam a metodologia tradicionalmente adotada por meio de padrões de emissão e de qualidade para controle de poluição das águas. É um instrumento para a melhor compreensão e fornecimento de respostas às ações que vem sendo empreendidas, no sentido de reduzir a toxicidade do despejo líquido, de seu efeito sobre o corpo receptor, e, em última instância, promover a melhoria da qualidade ambiental (VIOLA, 2004).

Os bioensaios consistem na determinação do potencial tóxico de um agente químico ou de uma mistura complexa, sendo os efeitos desses poluentes detectados por meio de respostas com organismos vivos (CESAR; SILVA; SANTOS, 1997; VIOLA, 2004; KNIE; LOPES, 2004). Segundo Bohrer (1995), este mecanismo é possível, pois os bioensaios

fornece informações sobre os efeitos resultantes das interações de compostos químicos e, ainda, permitem estabelecer diluições necessárias para reduzir ou prevenir efeitos tóxicos em águas receptoras. Também avaliar o impacto nos receptores e determinar a persistência da toxicidade.

O termo ecotoxicologia foi sugerido pela primeira vez em junho de 1969, durante uma reunião do Committee of the International Council of Scientific Unions (ICSU), em Estocolmo, pelo toxicologista francês René Truhaut. A definição de ecotoxicologia foi bastante discutida nos encontros subsequentes desse comitê e, em 1976, a sua definição foi publicada. Foi então definida como a ciência que estuda os efeitos das substâncias naturais ou sintéticas sobre os organismos vivos, populações e comunidades, animais e vegetais terrestres ou aquáticos, que constituem a biosfera, incluindo assim a interação com o meio nos quais os organismos vivem num contexto integrado (ZAGATTO; BERTOLETTI, 2006).

No ambiente aquático, devido a fatores de diluição, em geral, os organismos estão expostos a níveis subletais dos poluentes, a menos que estejam em locais cujas concentrações de contaminantes possam causar efeitos agudos. Esta exposição dos organismos ao agente químico, em níveis subletais, pode não levar à morte do organismo, mas causar distúrbios fisiológicos e/ou comportamentais em longo prazo. Esses efeitos não são detectados em testes de toxicidade aguda, sendo necessário o uso do teste de toxicidade crônica, que permite avaliar os efeitos adversos mais sutis aos organismos expostos. Além disso, o uso de espécies de pequeno porte e ciclo de vida não muito longo se mostra ideal aos estudos ecotoxicológicos em laboratório (ZAGATTO; BERTOLETTI, 2006).

Os métodos de testes de toxicidade podem ser categorizados de acordo com o tempo de exposição, situação da avaliação, efeitos a serem considerados e organismos a serem testados (RAND, 1995).

2.4 Substâncias tóxicas no ambiente aquático

Lançados no corpo hídrico, os poluentes apresentam comportamento heterogêneo, podendo ser tóxicos por sua própria presença ou por meio do processo de degradação, liberando compostos que, assimilados pelos organismos, poderão interferir em seus processos fisiológicos, influenciando nos aspectos reprodutivos, sobrevivência e, conseqüentemente, alterando a estrutura da população/comunidade local (BOUDOU; BIBEYRE, 1999).

Muitas substâncias tóxicas, como metais pesados e compostos orgânicos podem ser transferidos dos tecidos dos organismos para os seus predadores e chegar a concentrações de maiores magnitudes nos níveis tróficos superiores. Atualmente, ambientes aquáticos como

rios, estuários, lagos e oceanos, próximos a grandes cidades, recebem seus esgotos e efluentes industriais. Os compostos têm sido agrupados de acordo com sua origem e as maiores categorias incluem químicos e derivados, fabricação de papel e munições, refinaria de petróleo, indústria de processamento de metais primários e outros (BENINCÁ, 2006; RAMSDORF, 2007).

Os altos índices de toxicidade de alguns metais para os organismos, mesmo em baixas concentrações, associados a sua relativa facilidade de adentrar e permanecer nas cadeias tróficas por longos períodos reforça a importância de estudos que determinem suas concentrações em ambientes aquáticos. Entretanto, esses estudos devem contemplar não somente o problema da contaminação já instalada, uma vez que, neste caso, torna-se difícil a depuração nos corpos d'água desses elementos metálicos (AZCUE, 1987).

Alguns metais são chamados erroneamente de “metais pesados” ou “metais traço”, formam parte complementar do ambiente e da matéria viva, ocorrendo naturalmente em pequenas concentrações na ordem de nanogramas a miligramas. O ferro, manganês, zinco, cobre, cobalto, molibdênio e boro, são alguns que se destacam por serem essenciais aos seres vivos, ainda que em quantidades mínimas, pois participam de processos fisiológicos, como a cadeia respiratória (Fe e Cu integram os citocromos). O mercúrio, chumbo, cádmio, cromo e níquel não têm função biológica conhecida e comumente apresentam toxicidade aos organismos e seus efeitos sobre a biota normalmente são deletérios. Mesmo os elementos traços que possuem função biológica, quando em concentrações muito elevadas podem causar toxicidade aos organismos (OCHIAI, 1995).

O excesso de determinados elementos podem ser incorporados à biota e serem transferidos ao longo da rede trófica (bioacumulação e biomagnificação) ou permanecer biologicamente indisponíveis na forma de complexos insolúveis ou muito estáveis e refratários. As partículas de metais podem atravessar o trato digestório dos animais e sofrerem ataque ácido durante o processo de digestão, que pode levar a liberação dos metais-traço complexados e conseqüentemente a absorção por parte dos organismos. Considerando que esses animais servem de alimento para outros níveis tróficos, ocorre o risco da biomagnificação da cadeia alimentar (FIORILLO, 2006).

Outro fato importante são os componentes de formulações de detergentes, que contribuem significativamente para o perfil de poluição de esgoto e águas residuais de todos os tipos (ZOLLER; HUSHAN; ADIN, 2000). São encontrados em produtos de limpeza domésticos e industriais e são usadas para emulsionar substâncias hidrofóbicas, como óleos, gorduras, petróleo (BARNIERI; NGAN; GOMES, 2000).

Os sabões e congêneres acabam alcançando rios, lagos e praias devido à carência de saneamento básico. Dessa forma, a espuma gerada por tais substâncias atingem as águas se depositando sobre a superfície, impedindo a entrada de oxigênio, podendo causar mortandade de plantas e animais. Os níveis de fosfatos presentes nos detergentes são controlados por lei. A presença dessa substância nas águas de rios, lagos e praias favorecem a multiplicação de algas vermelhas, que em excesso também prejudicam a oxigenação da água causando a eutrofização. A forma de degradação dos detergentes também é fator importante, pois embora no Brasil a lei determine que os detergentes devam ser biodegradáveis, alguns fabricantes não respeitam essa norma (FELICONIO, 2006).

A utilização abusiva dos tensoativos causa para o ambiente prejuízos tais como: inibição ou paralisação da depuração natural ou artificial devido à formação de espumas estáveis, formadas com a presença de tensoativos aniônicos; alteração da condução de oxigênio por meio das membranas dos organismos aquáticos; eutrofização das águas superficiais devido à presença de fosfatos na composição dos tensoativos e alguns detergentes contêm compostos com boro, aumentando ao longo do tempo a quantidade dessa substância nas águas superficiais e subterrâneas (COSTA, 2006).

Estes compostos conferem gosto atípico à carne de peixes, reduzindo seu valor comercial. Além disso, as espumas podem abrigar bactérias e fungos patogênicos e metais pesados (ROCHA; PEREIRA; PÁDUA, 1985). As micelas são formadas pela interação entre as cadeias apolares do surfactante e pela repulsão dos grupos polares que formam pontes de hidrogênio com a água. Tendem a se distribuir nas interfaces entre fases fluídas com diferentes graus de polaridade (CORRER, 2007).

A remoção de poluentes orgânicos do ambiente tem sido um grande desafio tecnológico, pois, inúmeras vezes, tecnologias de tratamento convencionais não são capazes de fazê-lo de forma eficiente (ROMANELLI, 2004; CORRER, 2007).

Romanelli (2004) comentou sobre as descargas de detergentes em águas que levam a prejuízos tanto de ordem estética como da saúde dos ecossistemas. São compostos orgânicos sintéticos amplamente utilizados nas indústrias cosmética, alimentar, têxtil, corantes, produção de papel e especialmente na indústria de detergentes e demais produtos de limpeza.

Outro poluente no esgoto doméstico é o fósforo presente em compostos orgânicos, por exemplo, as proteínas, e em compostos minerais, principalmente polifosfatos e ortofosfatos, que tem origem em produtos sintetizados. Os polifosfatos representam, principalmente, os despejos com detergentes sintéticos (QUEVEDO; PAGANINI, 2011).

Nas bacias hidrográficas em regiões mais desenvolvidas economicamente e com grande concentração populacional, o aporte de fósforo nas águas está mais relacionado com as fontes antrópicas, com destaque para o escoamento superficial de áreas cultivadas, os efluentes industriais, principalmente o lançamento de esgotos domésticos (ESTEVEZ, 1988; PIVELLI; KATO, 2006).

Do mesmo modo com relação à qualidade das águas a avaliação do índice de estado trófico (IET) de sistemas aquáticos pode ser adotada como instrumento de gestão dos recursos hídricos, sendo que contribui para o entendimento da resposta biológica ao incremento de nutrientes, sobretudo fósforo e nitrogênio, nesses ambientes. Além disso, oferece subsídios para que sejam implementadas medidas de recuperação dos sistemas lênticos e lóticos, com base nos princípios da sustentabilidade e na manutenção dos usos múltiplos da água (CUNHA et al., 2008).

A eutrofização de mananciais de água é acelerada pelo aumento na quantidade de fósforo adicionada, o que tem estreita relação com o escoamento superficial deste elemento, em função da intensificação dos sistemas de produção de culturas e animais a partir do início dos anos noventa (SHIGAKI et al., 2006). Tais formas de poluição pontuais e difusas acarretam a degradação de ecossistemas, além de prejuízos à qualidade das águas e ao abastecimento público (BITTENCOURT; GOBBI, 2006).

A matéria orgânica é um parâmetro importante a ser analisado para avaliar a qualidade da água, encontra-se suscetível a decomposição por ação microbiana, assim como a presença de fenóis (DALA-POSSA et al., 2008).

Efluentes fenólicos podem ser produzidos a partir de origens diversas, tais como: química, petroquímica, farmacêutica, têxtil, agrícola e de fontes químicas de fabricação, em que fenol é matéria-prima ou produto intermediário (CHEN, 2004). São tóxicos ao homem, aos organismos aquáticos e aos microrganismos que fazem parte dos sistemas de tratamento de esgotos sanitários e de efluentes industriais (CETESB, 2010; BERTI; DÜSMAN; SOARES, 2009). São encontrados em águas naturais por meio de despejos e resíduos industriais, esgotos domésticos, efluentes de oficinas mecânicas, postos de gasolina, estradas e vias públicas (BERTI; DÜSMAN; SOARES, 2009).

Os limites permitidos para os compostos fenólicos são bastante restritivos, tanto na legislação federal quanto do Estado de São Paulo. Nas águas tratadas, os fenóis reagem com o cloro livre formando os clorofenóis que produzem sabor e odor na água. Por este motivo, constituem-se em padrão de potabilidade, sendo estabelecido o limite máximo restritivo de $0,001 \text{ mg.L}^{-1}$ pela Portaria 1469 do Ministério da Saúde (CETESB, 2010).

Por fim, toda a substância química tem um potencial tóxico de ação de acordo com a concentração. Dependendo da composição e da estrutura das substâncias, existem vários mecanismos de ação que se tornam eficientes dentro dos organismos em diferentes lugares influenciando-os das mais variadas formas (KNIE; LOPES, 2004).

2.5 Organismos indicadores da qualidade da água

O uso de organismos permite a detecção de substâncias tóxicas em concentrações bem abaixo dos limites de detecção por métodos de análises químicas. Além disso, a matéria viva responde de forma integrada a todos os fatores perturbadores do meio, o que inclui efeitos produzidos por substâncias novas na água e formados por meio de interações. Assim, os bioensaios permitem geralmente, uma avaliação muito segura do potencial tóxico de substâncias ou de meios contaminados, permitindo também deduções indiretas do seu risco para o ambiente. Desta forma, testes toxicológicos são ótimas ferramentas para auxiliar na tomada de decisões visando à preservação da biota aquática (KNIE; LOPES, 2004; MAGALHAES, FERRÃO-FILHO, 2008).

Segundo Souza (2001) a utilização de organismos tem sido muito empregada na avaliação de impactos ambientais provocados pela má administração do ambiente, com animais, plantas, microorganismos e suas complexas interações com o meio. Esses organismos respondem de maneira diferenciada às modificações da paisagem, produzindo informações, que não só indicam a presença de poluentes, mas como interagem com a natureza, proporcionando melhor indicação dos impactos na qualidade dos ecossistemas.

Jonsson e Castro (2005) referiram que a fim de se obter informações sobre a qualidade do ambiente ou parte dele, o estudo de alterações fisiológicas, comportamentais ou de sobrevivência em um organismo, ou em uma população, constituem-se no bioindicador.

Segundo Dornfeld (2002) os organismos-teste mais frequentemente utilizados como bioindicadores são os microcrustáceos e macroinvertebrados bentônicos, os quais ocupam o nível intermediário nas cadeias alimentares.

Os organismos aquáticos, principalmente invertebrados, são os que melhor respondem às mudanças das condições ambientais. Os meios fortemente impactados mostram poucas espécies que, se estiverem bem adaptadas, podem exibir ótimo desenvolvimento e o monitoramento de estações, a montante e a jusante da fonte poluidora, pode identificar as conseqüências ambientais para a qualidade de água e saúde do ecossistema aquático (MATSUMURA-TUNDISE, 1999).

Daphnia magna e *Ceriodaphnia dubia* são microcrustáceos muito utilizados como indicadores biológicos em estudos e controle da qualidade da água e usados em ensaios biológicos para a determinação da toxicidade de efluentes, metais pesados e inseticidas (NAVARRO et al., 1999; VLAMING et al., 2000).

Com relação aos testes de laboratório Ceresoli e Gagneten (2003) apontaram sobre os cladóceros como importantes vínculos das cadeias tróficas de ecossistemas aquáticos, por sua alta vulnerabilidade às substâncias tóxicas. São utilizadas muitas espécies como indicadores para determinar a toxicidade de efluentes industriais.

A *C. dubia* apresenta um ciclo de vida relativamente curto e importante por ser uma espécie freqüente em nosso ecossistema e apresentar alta sensibilidade a diferentes tóxicos. É um microcrustáceo zooplânctônico, de 0,8 a 0,9 mm de comprimento (ABNT, 2003) que atua como consumidor primário na cadeia alimentar aquática e se alimenta por filtração de material orgânico particulado, principalmente de algas unicelulares. São comumente conhecidos como pulga-d'água (ABNT, 2003; KNIE; LOPES, 2004).

Presente em diferentes ecossistemas aquáticos de água doce esta espécie faz parte do zooplâncton e sua reprodução acontece por partenogênese, favorecendo a produção de lotes uniformes geneticamente, numerosos e homogêneos (HARTMANN, 2004; KNIE; LOPES, 2004; ZAGATTO; BERTOLETTI, 2006). Na comunidade zooplânctônica, os microcrustáceos desempenham importante papel na cadeia trófica aquática, como consumidores de produtores e fonte de alimento para predadores invertebrados e vertebrados (MARANHO; NIEWEGLOWSKI, 1995).

No teste crônico a exposição deve ser maior que 10% da duração de vida do organismo, pois uma substância pode se acumular no indivíduo, causando efeitos que não são vistos em ensaios mais curtos. O teste de sete dias com *C. dubia* é sensível, satisfaz as exigências e fornece resultados de todos os estágios de vida desse organismo (COONEY, 1995).

Com relação a estudos sobre a qualidade das águas que envolvem parâmetros físicos e químicos associados com parâmetros biológicos, o uso de macroinvertebrados bentônicos como bioindicadores, também tem sido amplamente discutido, por serem organismos sensíveis a diferentes ambientes, eutrofizados ou não (TOLEDO et al., 2002).

A fauna bentônica cujo habitat natural são o leito dos rios, lagos e lagoas, também é boa indicadora de condições locais. Devido seu padrão limitado de migração, são muito adequados para a avaliação de impactos ambientais específicos. Também são caracterizados por apresentar grande biodiversidade, respondendo a diversos tipos de poluentes e fatores

estressantes ambientais. A grande vantagem da utilização desses organismos, é que para a coleta é necessário aparato técnico simples e barato, propiciando respostas rápidas e conclusivas sobre a qualidade da água avaliada (SILVEIRA et al., 2006).

As comunidades bentônicas necessitam de determinado tempo para estabelecer suas populações, que por sua vez precisam de condições ambientais adequadas para sua permanência no meio. A partir deste ponto, atuam como monitores contínuos das condições ecológicas dos rios, indicando tanto variações recentes, quanto as ocorridas no passado, decorrentes do lançamento de efluentes industriais e que tenham afetado a qualidade das águas e a diversidade de habitats (CALLISTO; MARQUES; BARBOSA; 2000).

Os organismos bentônicos permanecem continuamente expostos no meio aquático, refletem as alterações ambientais que ocorrem no rio ao longo do tempo. Estas mudanças são observadas pela sobrevivência ou desaparecimento das populações destes organismos. (JUNQUEIRA et al., 2000).

Com o aumento das atividades desenvolvidas nas bacias hidrográficas, observa-se uma redução quantitativa e qualitativa dos organismos, sendo este fato relacionado diretamente com o desequilíbrio dos ecossistemas aquáticos. A biodiversidade aquática sofre uma desestruturação de seu ambiente físico, químico e de suas comunidades biológicas, devido o aumento de ações antrópicas que alteram a qualidade das águas (CALLISTO; MORETTI; GOULART, 2001).

Os macroinvertebrados bentônicos oferecem distintas vantagens para o emprego em programas de monitoramento: 1. possuem hábito sedentário, sendo, portanto, representativos da área na qual foram coletados; 2. apresentam ciclos de vida relativamente curtos em relação aos peixes, assim sendo refletem rapidamente as modificações do ambiente por meio de mudanças na estrutura das populações e comunidades; 3. vivem e se alimentam dentro, sobre, e próximo aos sedimentos, onde os xenobióticos tendem a acumular; 4. apresentam elevada diversidade biológica, o que significa uma maior variabilidade de respostas frente a diferentes tipos de impactos ambientais; e 5. são importantes componentes dos ecossistemas aquáticos, formando um elo entre os produtores primários e servindo como alimento para muitos peixes, além de apresentar papel fundamental no processamento de matéria orgânica e ciclagem de nutrientes (CALLISTO; MORENO; BARBOSA, 2001).

Índices bióticos bentônicos são extraordinárias ferramentas na avaliação da qualidade de água em programas de biomonitoramento de bacias hidrográficas (FERREIRA; PAIVA; CALLISTO, 2011).

É importante ressaltar que as medidas bioindicadoras podem ser aplicadas em qualquer país, seja ele de clima temperado ou tropical. Não existe uma medida mais ou menos indicadora para um determinado local; o que existe são medidas mais facilmente calculadas do que outras, como a riqueza de Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera (EPT) em relação à riqueza taxonômica total, por exemplo. Desse modo medidas adequadas para este tipo de avaliação são as que usam apenas algumas ordens de insetos aquáticos indicadores, como os taxa de EPT, excluindo as demais ordens da amostragem e triagem, acelerando, deste modo, os resultados e conclusões de um relatório de impacto ambiental (SILVEIRA, 2004).

Marchant, Barmuta e Chessman (1995) argumentaram que pelo fato da fauna de Ephemeroptera, Plecoptera e trichoptera (EPT) representar os padrões ecológicos de toda a comunidade de macroinvertebrados, os estudos deveriam se concentrar somente nessas três ordens.

3. OBJETIVO GERAL

Investigar os efeitos antrópicos sobre as mudanças da qualidade da água no rio Corumbataí por meio de testes de toxicidade crônica com *C. dubia*, comunidades de macroinvertebrados bentônicos, quantificação dos elementos Cd, Zn, Cu, Pb e Ni, e análises de Clorofila *a*, fósforo total, fenóis, surfactantes, pH, oxigênio dissolvido, temperatura e condutividade.

4. OBJETIVOS ESPECÍFICOS

Avaliação da toxicidade da água por meio dos organismos *C. dubia*, quanto à sobrevivência e reprodução.

Avaliação da fauna bentônica quanto a composição e abundância.

Aplicação do índice Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera (EPT) para indicação da sensibilidade a contaminantes na água.

Quantificação dos elementos em amostras de água: Cd, Zn, Cu, Pb e Ni.

Análises de clorofila *a*, fósforo total para o estabelecimento do índice de estado trófico da água.

Determinação de fenóis, surfactantes, pH, oxigênio dissolvido, condutividade e temperatura.

5. MATERIAL E MÉTODOS

5.1 Pontos de amostragem

Os pontos de amostragem foram selecionados pela facilidade de localização, acesso e representatividade. A Figura 3 ilustra o relevo da bacia do rio Corumbataí, que abrange parte dos municípios de Analândia, Santa Gertrudes, Rio Claro, Corumbataí, Itirapina, Ipeúna e Charqueada.

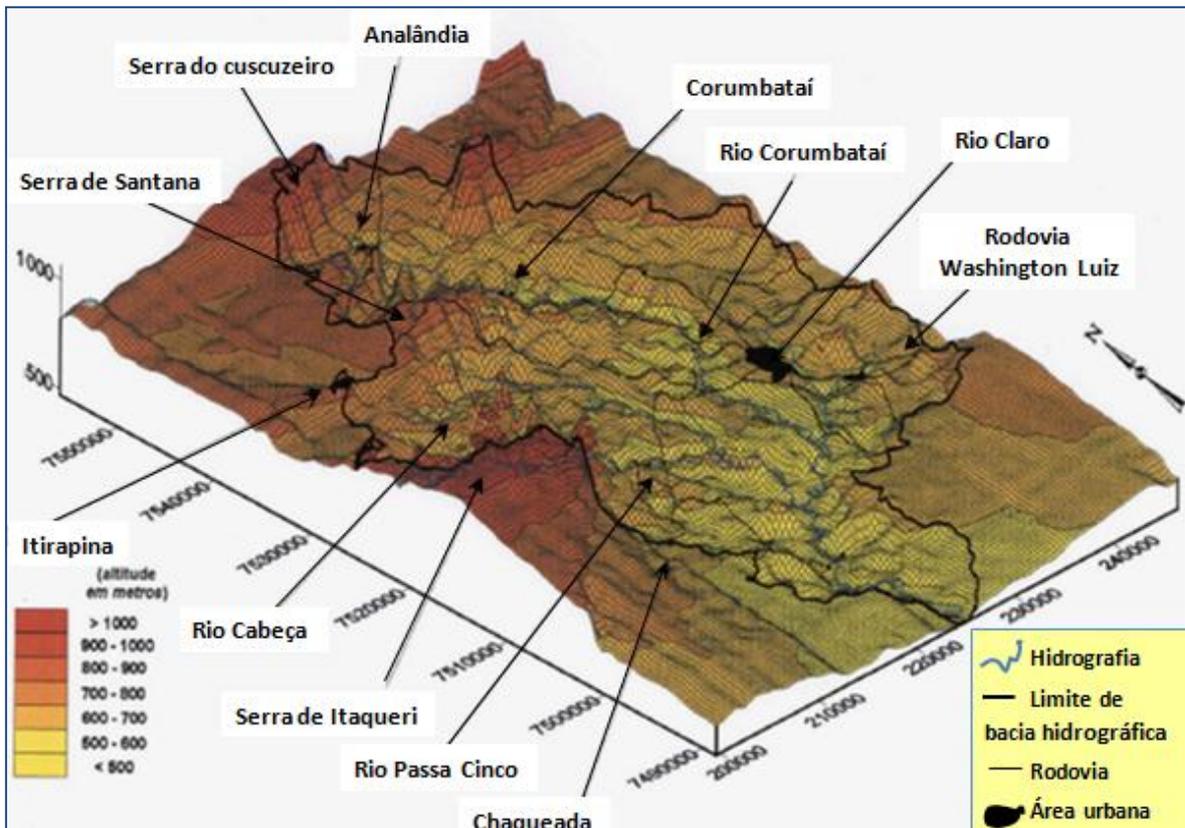


Figura 3 - Modelo tridimensional do relevo da bacia do rio Corumbataí com seus afluentes (ATLAS, 2008)

Para as amostras de água foram marcados seis pontos de coleta: Corumbataí a montante e a jusante, Rio Claro a montante e a jusante e Piracicaba a montante e a jusante.

Para a fauna bentônica foram dois pontos nos municípios, a jusante de Corumbataí e a montante de Piracicaba, e um ponto no rio Passa Cinco, próximo a sua jusante no rio Corumbataí. Este rio foi selecionado para atuar como um controle natural. De acordo com Armas et al. (2007) dentre os afluentes do rio Corumbataí avaliados, foi considerado um dos mais limpos pelos parâmetros convencionais de qualidade, e que apresentou, quando detectado, os menores níveis de agrotóxicos, com exceção de ametrina, verificada em níveis

levemente superiores ao Ribeirão Claro, e hexazinona, não detectada neste último. A Tabela 1 ilustra os pontos e a respectiva localização.

Tabela 1 - Localização das estações de coleta de água e de fauna bentônica do rio Corumbataí e no Passa Cinco

Amostra	Município	Ponto	Localização
Água	Corumbataí	Montante	S 22°12,8'90'' WO 47°37,5'20''
		Jusante	S 22°13,4'07'' WO 47°37,2'75''
	Rio Claro	Montante	S 22°20,8'43'' WO 47°34,2'42''
		Jusante	S 22°25,8'09'' WO 47°35,4'42''
	Piracicaba	Montante	S 22°31,3'58'' WO 47°39,3'39''
		Jusante	S 22°40,7'52'' WO 47°40,5'07''
Fauna bentônica	*	Rio Passa Cinco	S 22°31,1'11'' WO 47°39,4'55''
	Corumbataí	Jusante	S 22°14,5'06'' WO 47°36,3'55''
	Piracicaba	Montante	S 22°37,2'23'' WO 47°41,2'01''

* Próximo a jusante no rio Corumbataí

5.2 Coletas das amostras

5.2.1 Água

As coletas foram efetuadas mensalmente pelo período de um ano. Sempre foram iniciadas no período da manhã, em torno das 8 horas e estenderam-se até as 16 horas aproximadamente ao longo do rio.

Foram recolhidas com auxílio de balde sobre pontes para alcançar o eixo da corrente do rio. As amostras foram rotuladas de forma durável e preservadas de acordo com a norma International Standard (ISO, 2003) e também se fez o uso de formulários pré-impressos para registrar informações de campo.

O transporte até o laboratório ocorreu em caixas isotérmicas com gelo devidamente protegidas, para evitar danos aos constituintes das amostras.

No laboratório a seqüência das análises foi realizada de acordo com o prazo de validade de cada método (ISO, 2003).

5.2.2 Fauna bentônica

As amostras foram recolhidas três vezes em período seco (junho a agosto/2010) e três em chuvoso (dezembro/2010 a fevereiro/2011), respeitando um intervalo de 30 a 40 dias entre uma e outra coleta. Foi adotado para cada ponto uma área amostral de um trecho aproximado de 100 m, no sentido montante para jusante.

Os pontos foram selecionados em locais de pouca profundidade, com correnteza, de fácil acesso e delimitados o tempo de recolha de organismos por aproximadamente 3 horas em cada ponto. As amostragens sempre foram executadas por quatro pessoas de acordo com as seguintes técnicas:

1. Revolvimento do fundo (sedimento) do rio, enquanto um dos pesquisadores segurava a rede (1,03 m de diâmetro, 15 cm de profundidade e malha com abertura de 0,75 mm) contra a correnteza;
2. Movimento das margens e fundo com peneira de 90 cm de diâmetro, 4 cm de profundidade e malha com abertura de 0,50 e 0,75 mm;
3. Coleta de folhas, troncos, rochas e vegetação das margens.

Cada segmento de material recolhido foi depositado em uma lona no próprio local. Ao movimento dos organismos foram capturados com pinças de pontas finas.

Os macroinvertebrados foram preservados em álcool 90% no próprio local e acondicionados em frascos de vidro devidamente etiquetados. Sempre foram tomados cuidados especiais quanto aos predadores, que foram armazenados separadamente para evitar a perda de organismos capturados.

No laboratório os macroinvertebrados foram identificados sempre que possível até ao nível de família, utilizando chaves de identificação de: Edmonson (1959); Pérez (1988); Oliveira-Pes et al. (2002); Melo (2003); Costa et al. (2004); Brinkhurst e Marchese (1991). E recorrendo ao uso de um esteriomicroscópio (modelo MDL-DS4-BI) e microscópio óptico (modelo MDL-150 BAI/BPI).

Para a classificação da qualidade da água foi adotado o índice biológico, Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera (EPT), pois de acordo com Reyes e Peralbo (2001)

são organismos mais sensíveis a contaminantes. Os resultados foram expressos em porcentagem, como segue: 75 - 100% muito boa, 50 - 74% boa, 25 - 49% regular e 0 - 24% ruim.

5.3 Variáveis físicas, químicas e hidrológicas

No campo foram registrados apenas a temperatura e o oxigênio dissolvido com oxímetro YSI-55. No laboratório o pH foi determinado utilizando pHmetro MPA-270 marca Ação Científica, e a condutividade medida pelo aparelho MCA-150 Ação Científica. As informações sobre a precipitação média mensal dos anos de 2009 a 2011 foram obtidas junto ao Departamento de Águas e Energia Elétrica (DAEE, 2012).

5.4 Preparo e manutenção dos organismos-teste

A manutenção das culturas de *C. dubia* sucedeu conforme a norma ABNT (2003). Os organismos adultos foram mantidos no meio MS (KEATING, 1985), que permaneceram em cubas de vidro cobertas com placas de vidro, com 1L de meio de cultivo para 70 organismos adultos em cada lote. A sala climatizada com temperatura de 25 a 28 °C, luminosidade difusa de 16 horas luz e 8 escuro.

A renovação da água de cultivo procedeu-se preferencialmente nos dias de segunda e sexta-feira. Os indivíduos tiveram como alimento a alga *Pseudokirchneriella subcapitata*, em doses diárias de aproximadamente 5×10^5 células/organismo.

5.4.1 Preparação do alimento para *C. dubia*

As algas foram cultivadas no meio sintético L. C. Oligo, rico em micronutrientes essenciais para o crescimento algáceo, conforme a norma AFNOR (1980) e CETESB (1989).

O cultivo foi mantido em sala com temperatura controlada de 25 a 28°C, sob agitação e luminosidade constante. Quando as algas encontravam-se ainda na fase de crescimento, aproximadamente no sétimo dia, foi suprimida a aeração do cultivo e centrifugado em 5000 rpm.

Para a determinação da densidade algal foi utilizado Câmara de Neubauer, para contagem da quantidade de células usadas para alimentar o cultivo e os testes com *C. dubia*.

A leitura foi efetuada em microscópio óptico com aumento de 160 a 200 vezes (CETESB, 1999). As células foram quantificadas segundo Tavares e Rocha (2003).

5.5 Testes de toxicidade

Para a obtenção dos organismos jovens para utilização nos testes, 24 horas antes do início, os microcrustáceos jovens foram retirados com auxílio de uma pipeta Pasteur e descartados. No dia do teste os jovens com idade entre 6 e 24 horas foram utilizados.

Foi iniciado o teste de toxicidade logo após a coleta. Para cada amostra foi trabalhada apenas a concentração *in natura* (100%) em frascos de vidro transparentes com capacidade de 20 mL, com volume de 15 mL de amostra e com 10 repetições. Em cada frasco foi adicionado um organismo.

O teste teve duração de sete dias, sendo que as amostras de água foram renovadas duas vezes durante o ensaio. A incubadora com temperatura entre 25 a 28°C, luminosidade difusa de 16 horas luz e 8 escuro. Os indivíduos foram alimentados com a alga *Pseudokirchneriella subcapitata*, com doses diárias de 5×10^5 células/organismo.

A cada renovação das amostras de água com intervalo de dois ou três dias, o organismo adulto foi transferido para outro frasco de volume igual. Na troca e ao final do ensaio foram registrados de cada recipiente-teste, o organismo adulto sobrevivente e o número de jovens nascidos.

Para a comparação das amostras com o grupo controle, foi utilizado o programa ANOVA (TOXTAT 3.5). Os resultados dos testes foram calculados pelas médias de produção de jovens que foram comparadas com o controle usando o método estatístico paramétrico de Dunnetts.

5.5.1 Carta controle

De acordo com a norma ABNT (2003), durante o período de estudo foram realizados testes de sensibilidade para *C. dubia* com a substância de referência cloreto de sódio, para avaliar a qualidade do cultivo e obtenção de dados necessários para a elaboração da carta-controle, permitindo a validação dos resultados dos ensaios com as amostras das águas do rio.

As concentrações testadas foram: 1,0; 1,3; 1,6; 2,2 e 2,5 g.L⁻¹ e controle. Para cada concentração foram preparadas duas réplicas com cinco organismos em cada recipiente teste pelo período de 48 horas. Na realização dos ensaios as condições de laboratório foram as mesmas do cultivo e testes com as amostras ambientais.

A partir dos dados obtidos foi calculada a CE_{50} (concentração efetiva que imobiliza 50% dos organismos) com Limite de Confiança a 95%, utilizando-se o método Trimmed Spearman - Karber (HAMILTON et al., 1978).

5.6 Concentração da clorofila *a*

Todos os procedimentos para a execução da análise foram realizados com a menor quantidade de luz possível, devido a rápida fotodegradação que sofre a clorofila. De acordo com Wetzel (2001) a decomposição da clorofila *a* em ambientes aquáticos ocorre principalmente pelo processo de foto-oxidação.

Foi filtrado 200 mL de água, em filtro de fibra de vidro com pequena porosidade (0,1 a 1 μm), em seguida, os filtros foram armazenados em placas de petri e congelados a uma temperatura de -20°C por 24 horas. Sequencialmente a extração foi realizada deixando-se o material imerso por 24 horas em 10 mL de acetona 90% a frio, em geladeira com temperatura próxima de $10 \pm 2^{\circ}\text{C}$.

Passado o período de extração o líquido foi centrifugado por 20 minutos a 3500 rpm, retirado o sobrenadante e completado o volume com 10 mL de acetona 90% e seguido a leitura em espectrofotômetro (HACH DR5000), nos comprimentos de onda de 663 nm e 750 nm.

Foi usado como branco a acetona 90%. A leitura a 663 nm é aquela que se detecta a absorção de clorofila *a*, enquanto que a de 750 nm a clorofila praticamente não absorve mais luz, mas sim, outros pigmentos e materiais em suspensão (TAVARES, 1995).

5.7 Concentração do fósforo total

Para esta análise foi utilizado um conjunto de reagentes do próprio espectrofotômetro marca HACH modelo DR 5000.

Em tubos de vidro foram adicionados 5 mL da amostra, as quais foi acrescentado um sachê de persulfato de potássio, tampado e agitado vigorosamente. Os tubos foram aquecidos em reator por 30 minutos a 150°C . Sequencialmente material foi retirado do reator e em suporte arrefeceram a temperatura ambiente. Prosseguindo com a adição de 2 mL de hidróxido de sódio 1,54 N fechado e agitado.

A limpeza de cada tubo foi com papel macio e então colocado no compartimento da cubeta e o aparelho foi zerado com as amostras. Em seguida adicionado reagente ácido fosfato nas amostras, agitado e efetuado a leitura. O valor de fósforo total foi adquirido em mg.L^{-1} .

Para calcular os resultados foram aplicadas as equações segundo Toledo et al. (1983) modificado por Lamparelli (2004):

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

$$\text{IET (CL)} = 10 \{6 - [(2,04 - 0,695 \ln CL) / \ln 2]\}$$

Onde: P = concentração de fósforo total medida à superfície da água, em $\mu\text{g.L}^{-1}$.

CL = concentração de clorofila *a* medida à superfície da água, em $\mu\text{g.L}^{-1}$.

5.8 Quantificação de metais

Os metais Cd, Zn, Cu, Pb e Ni foram determinados nas amostras de água por espectrometria de absorção atômica por chama e emissão atômica conforme norma CETESB (2004).

Antes da abertura das amostras foi estabelecida uma curva de padronização para saber quais os limites de detecção de interesse, conforme mostra a Tabela 2. Então, foi selecionado o volume de amostra a ser digerido e em duplicata.

A amostra foi homogeneizada e adicionada em uma proveta de 100 mL, seqüencialmente transferida para um béquer de 300 mL de capacidade.

Na amostra foi adicionado 4 mL de HNO_3 concentrado, p.a. – ACS e evaporado em chapa de aquecimento até cerca de 10 mL.

Nota 1: A amostra sempre deve apresentar um extrato líquido límpido. Caso contrário foi adicionado mais 4 mL de HNO_3 concentrado e digerida novamente. Foi deixado resfriar a temperatura ambiente, e adicionado 2,5 mL de HCL concentrado.

A amostra foi coberta com vidro de relógio e mantida por cerca de 30 minutos em refluxo, conservando o volume com água deionizada. Após essa etapa, foi evaporada num volume próximo de 10 mL. A amostra digerida foi transferida para um balão volumétrico de 50 mL, e aferido o volume com água deionizada;

Nota 2: Se a amostra após a digestão apresentou material particulado (geralmente silicato), esta foi transferida para um balão de 50 mL, aferido o volume com água deionizada, homogeneizado e em seguida filtrada a amostra para um outro balão e utilizado de filtro de filtração rápida e não avolumado.

Foram processadas provas em branco, padrões de controle e padrões de calibração da mesma forma que a amostra. Na seqüência foram realizadas as leituras.

Tabela 2 - Concentrações para calibração na detecção dos limites de interesse e recuperação do método

Concentração	Elementos				
	Níquel	Chumbo	Cobre	Zinco	Cádmio
$\mu\text{g.L}^{-1}$	0,25	0,25	0,25	0,2	0,01
	1,0	1,0	2,0	0,8	0,1
	5,0	5,0	4,0	1,2	0,4
Recuperação	0,9991	0,9989	0,9990	0,9991	0,9998

5.9 Medição de fenóis

Para estas determinações foi empregado o método colorimétrico cilíndrico. Foram utilizados um conjunto de reagentes da marca CHEMets (Perfecting Simplicity in Water Analysis) com os seguintes intervalos de medição: 0 – 1 e 0 – 12 mg.L^{-1} (APHA métodos padrão. 14 ed. p. 574, método C 510 (1975). Compostos fenólicos ASTM/ 1783-01, na água, método de análise da água e resíduos/métodos químicos USEPA, Método 420.2 (1983).

No local de coleta, 25 mL da amostra foi colocado em uma cubeta de ensaio. Os cristais da ponta da ampola com ferricianeto de potássio foram dissolvidos dentro da amostra, em seguida a ponta da ampola foi pressionada e quebrada contra a parede da cubeta. O vácuo suga parte do conteúdo da cubeta para o interior da ampola de maneira automática.

Da ampola (contendo borohidreto de sódio, 4-aminoantipirina, etilenodiamina tetracetato dissódica, carbonato de sódio, água deionizada) preenchida seguiu-se de agitação. Foi aguardado um minuto para o desenvolvimento da cor. O recipiente foi inserido no comparador colorimétrico cilíndrico para a determinação de fenóis na amostra.

5.10 Determinação de surfactantes

Foram utilizados um conjunto de reagentes da marca CHEMets (Perfecting Simplicity in Water Analysis) para detergentes com intervalo de medição de 0 – 1,0 mg.L^{-1} (USEPA Métodos de Análise Química da Água e Resíduos, Método 425,1 (1983). APHA Standard Methods, 21^a ed., 5540 C Método (2005). ASTM D 2330-02, azul de metileno substâncias activas).

No local de coleta, 5 mL da amostra foi colocada em uma cubeta de teste. A primeira ampola de cor azul (contendo azul de metileno, ácido sulfúrico, fosfato de sódio monobásico bi-hidratado, água deionizada e clorofórmio) foi entornada no tubo, fechado e seguido de agitação e deixada descansar por um minuto.

Seguindo a análise, foi imersa a ponta da segunda ampola na amostra (água desionizada e n-propanol) até o fundo do tubo, pressionado contra a parede da cubeta e quebrado. O vácuo suga parte do conteúdo da cubeta para o interior da ampola de maneira automática.

Sequencialmente a ampola foi inserida na cubeta, deixado em repouso por um minuto e logo após foi realizada a leitura no comparador cilíndrico.

5.11 Descarte de resíduos

Conforme Comissão de Ética Ambiental do Centro de Energia Nuclear na Agricultura (CENA/USP), todos os rejeitos tóxicos gerados no projeto de pesquisa em campo e no laboratório foram armazenados em recipientes plásticos com tampa de rosca e devidamente etiquetados. O recebimento, estocagem e controle de todo material contaminado foram registrados em formulário próprio preparado para essa finalidade, assim como as medidas de proteção também controladas por um técnico responsável designado pelo Diretor do Centro de Energia Nuclear na Agricultura.

6. RESULTADOS E DISCUSSÃO

6.1 Variáveis hidrológicas, físicas e químicas

Foram avaliadas a pluviosidade da bacia do rio Corumbataí, oxigênio dissolvido, temperatura, pH e condutividade elétrica. Segundo Whitfield (2001) o acompanhamento traz algumas vantagens na avaliação de impactos ambientais em ecossistemas aquáticos, tais como, identificação imediata de alterações nas características físicas e químicas da água; detecção exata da variável modificada e determinação destas concentrações alteradas.

6.1.1 Informações pluviométricas

As precipitações médias mensais nos anos de 2009 a 2011 foram obtidas junto ao Departamento de Águas e Energia Elétrica (DAEE, 2012), órgão gestor dos recursos hídricos do estado de São Paulo. A precipitação média mensal da bacia referente ao período de 1937 a 1997 foram conseguidos por meio do CETEC (2000).

As Figuras de 4 a 9 apresentam os dados pluviométricos da bacia do rio Corumbataí. A Tabela 3 exhibe a localização geográfica dos pontos de monitoramento do DAEE (2012). Os pontos de monitoramento referentes aos índices de 1937 a 1997 não foram descritos na fonte bibliográfica, e embora não sejam os mesmos, é visível a mudança climática quando comparada com os dados atuais.

Nas coletas de água os meses que apresentaram chuva foram de agosto/2009 a março/2010 e seca de abril a julho/2010. Quanto à distribuição anual das chuvas, Belondi (2003) e Tauk-Tornisielo (2008) observaram dois períodos distintos, chuvoso que compreende os meses de outubro a março e período seco que corresponde ao intervalo entre os meses de abril a setembro.

As coletas de água foram iniciadas em agosto de 2009, neste período, de Analândia até a foz em Piracicaba a pluviosidade média foi de 96,06 mm, seguida de 132,53 mm em setembro. De acordo com as informações do CETEC (2000), a média mensal deveria permanecer próxima de 24,3 mm para o primeiro e 62,6 mm para o segundo mês. De acordo com as informações da Thesis (2010) em 2009 a precipitação anual foi 22% maior do que a média histórica, e neste mesmo ano, o mês de agosto apresentou precipitações 212% maiores que a média.

Segundo a Thesis (2010) em 2008 a precipitação na bacia do rio Corumbataí foi 9% menor que a média. Ao confrontar as médias históricas de 1937 a 1997, com as avaliações do DAEE (2012) para 2009 a 2011, embora seja um período muito curto para afirmações, pode-se considerar preocupante devido aos extremos climáticos.

Marengo (2008) descreveu que nos últimos anos a maior preocupação dos governos federal e estadual em relação ao gerenciamento no uso da água é com a mudança climática, como possível causa de problemas que podem afetar a variabilidade e a disponibilidade na qualidade e quantidade.

As coletas de fauna bentônica foram realizadas em período seco e chuvoso. Na estação considerada seca a pluviosidade média no mês de junho foi 19,95 mm, julho 30,06 mm e agosto/2010 o índice foi zero. Pelas informações do CETEC (2000), a pluviosidade para esses meses deveriam ficar próximas de: junho com 36,8 mm, julho 25,4 mm e agosto 24,3 mm.

Nas coletas realizadas na estação chuvosa, a pluviosidade média atingiu em dezembro/2009 259,06 mm, janeiro 455,6 mm e fevereiro/2010 235,66 mm. Pelo CETEC (2000) os respectivos valores desses meses deveriam ficar próximos de 210, 228 e 207 mm.

Pelos pluviogramas com as regiões da bacia (Figuras 4 a 9) foi possível observar que durante os três anos houve discrepância em relação aos valores médios dos anos de 1937 a 1997. Ocorreram chuvas e períodos secos em maior ou menor quantidade, mesmo que os eventos aconteceram nas devidas estações, por vezes chegaram a extremos hidrológicos.

Belondi (2003) relatou que além da variação na distribuição espacial na bacia, ocorrem fatores sazonais. Na primavera, a região ao norte da bacia é mais privilegiada, com média pluviométrica de 550 mm, enquanto que a área central e oeste recebem 530 mm, ficando as áreas remanescentes ao sul e leste com 500 mm de precipitação.

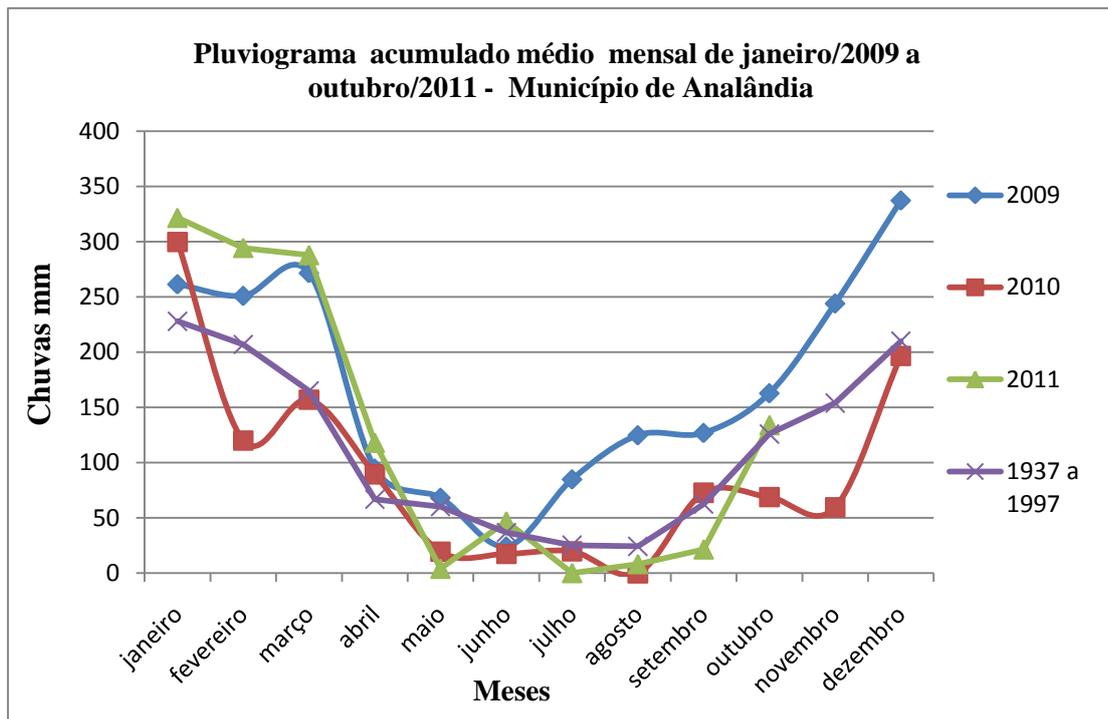


Figura 4 - Precipitação média anual de janeiro/2009 a outubro/2011 no município de Analândia (DAEE, 2012) e média histórica da bacia do rio Corumbataí de 1937 a 1997 (CETEC, 2000)

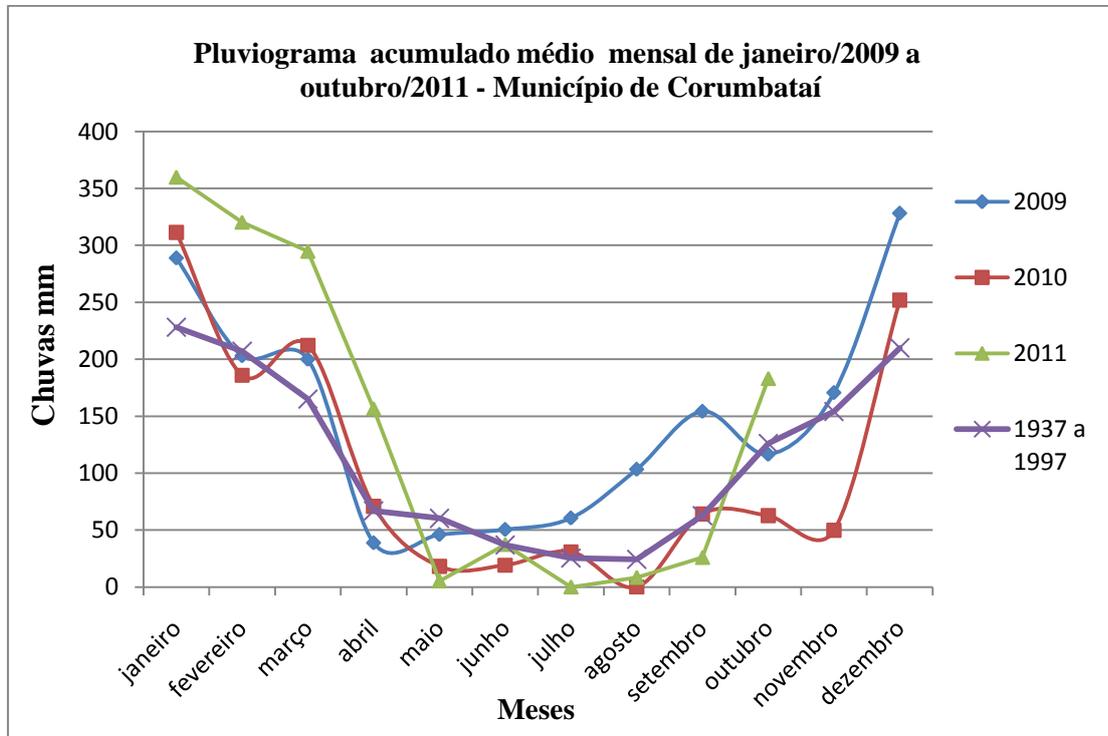


Figura 5 - Precipitação média anual de janeiro/2009 a outubro/2011 no município de Corumbataí (DAEE, 2012) e média histórica da bacia do rio Corumbataí de 1937 a 1997 (CETEC, 2000)

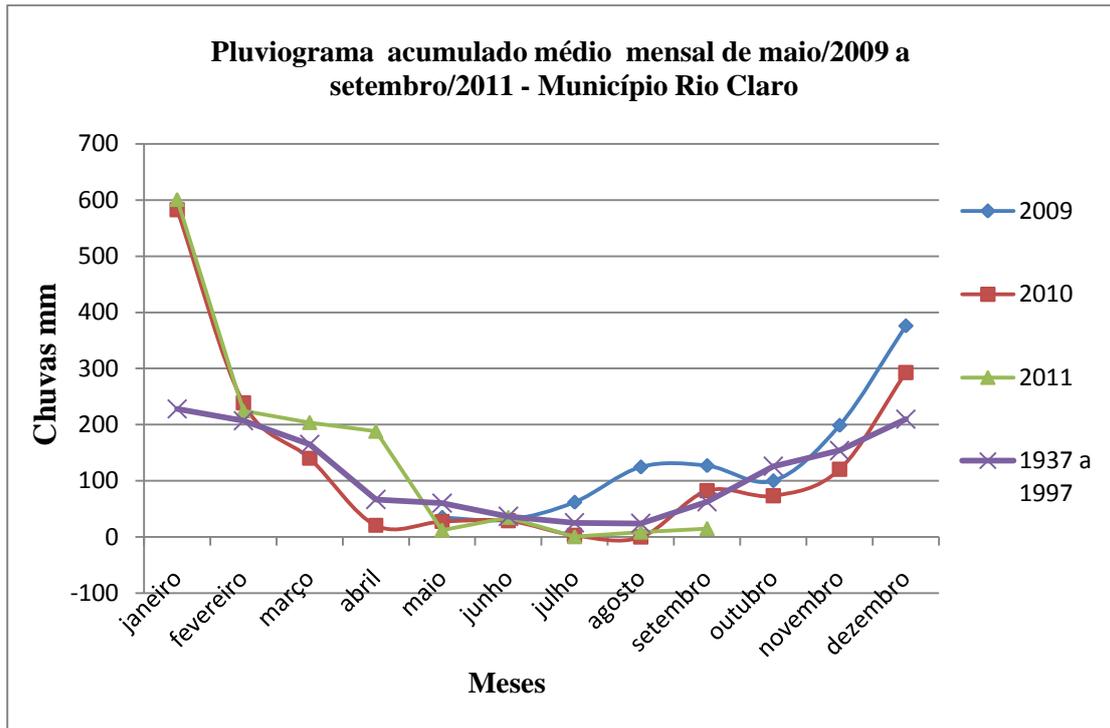


Figura 6 - Precipitação média anual de maio/2009 a setembro/2011 no município de Rio Claro (DAEE, 2012) e média histórica da bacia do rio Corumbataí de 1937 a 1997 (CETEC, 2000)

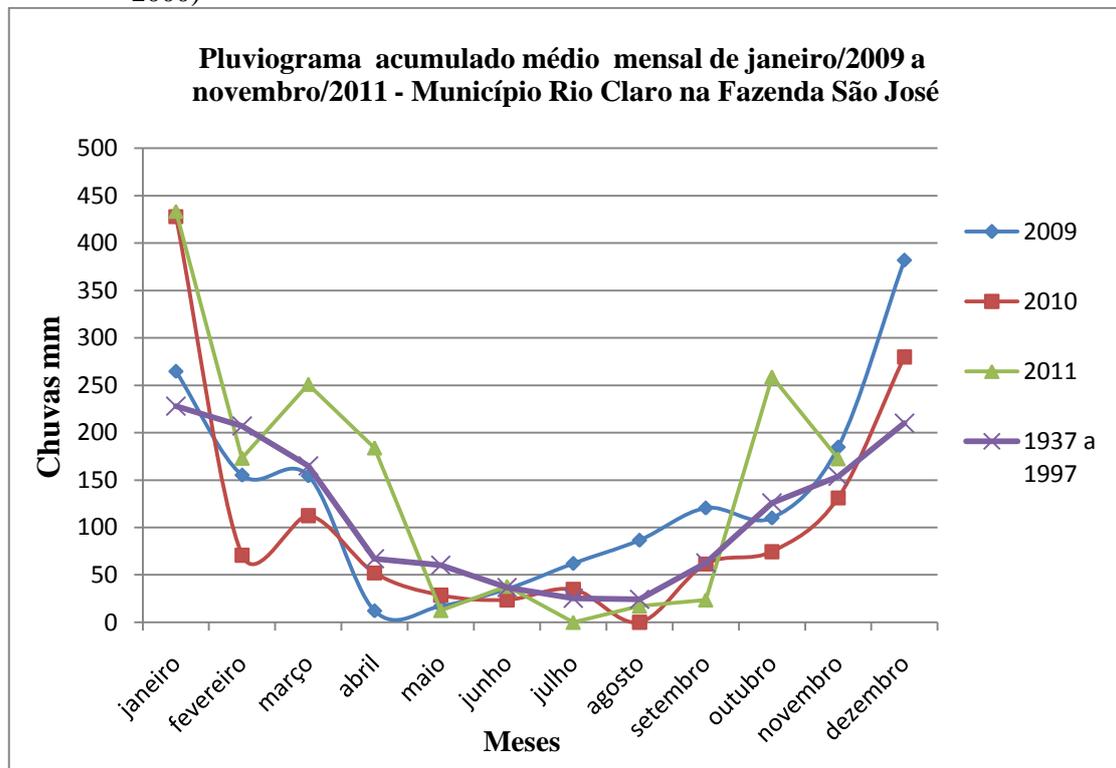


Figura 7 - Precipitação média anual de janeiro/2009 a novembro/2011 no município de Rio Claro na Fazenda São José (DAEE, 2012) e média histórica da bacia do rio Corumbataí de 1937 a 1997 (CETEC, 2000)

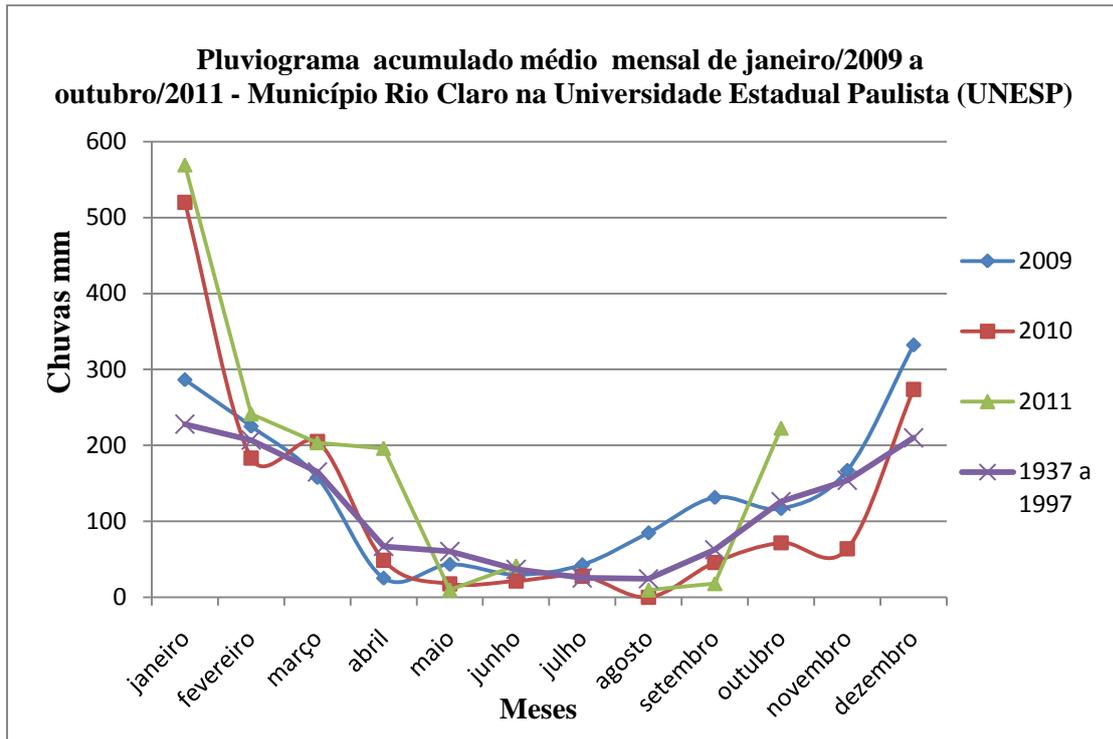


Figura 8 - Precipitação média anual de janeiro/2009 a outubro/2011 no município de Rio Claro na UNESP (DAEE, 2012) e média histórica da bacia do rio Corumbataí de 1937 a 1997 (CETEC, 2000)

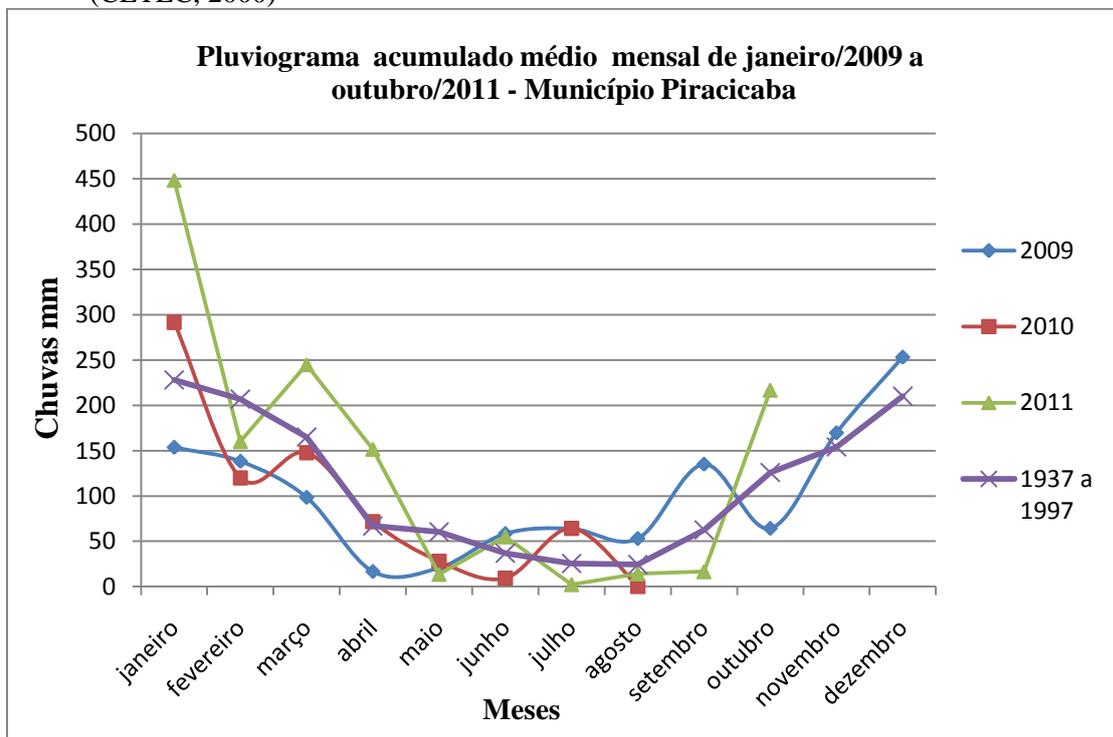


Figura 9 - Precipitação média anual de janeiro/2009 a outubro/2011 no município de Piracicaba (DAEE, 2012) e média histórica da bacia do rio Corumbataí de 1937 a 1997 (CETEC, 2000)

Tabela 3 - Localização das estações de monitoramento pluviométrico do DAEE (2012) na bacia do Corumbataí

Município	Ponto	Latitude	Longitude
Analândia	Analândia	22°08'	47°40'
Corumbataí	Corumbataí	22°13'	47°37'
Rio Claro	Rio Claro	22°25'	47°33'
Rio Claro	Fazenda São José	22°20'	47°29'
Rio Claro	Rio Claro UNESP	22°22'	47°36'
Piracicaba	Piracicaba	22°43'	47°39'

6.1.2 Temperatura da água

É um importante fator ecológico, pela influência direta que pode exercer sobre os vários tipos de organismos. Tem papel fundamental em todos os processos biológicos, como pela relação existente com o teor de gases dissolvidos (TONIOLLO; LOYOLA; POZZOBON, 1996; SILVA et al., 2008).

As medições registradas estiveram entre 12,4 a 28,5°C (Figura 10). Os menores valores da temperatura ocorreram nos meses de agosto/2009, maio, junho e julho/2010, devido ao período de inverno. As temperaturas mais elevadas foram registradas em novembro/2010.

Em cada coleta a maioria dos resultados demonstra que os valores tiveram uma diferença entre os pontos de coleta de amostras de acordo com o horário. Do mesmo modo, os registros mostram a variação sazonal com as estações do ano. Esta análise, segundo Toniollo, Loyola e Pozzobon (1996) é de grande importância em conjunto com outros parâmetros, tal como o oxigênio dissolvido, pois as elevações da temperatura aumentam a taxa de reações químicas e biológicas, diminuindo a solubilidade de gases.

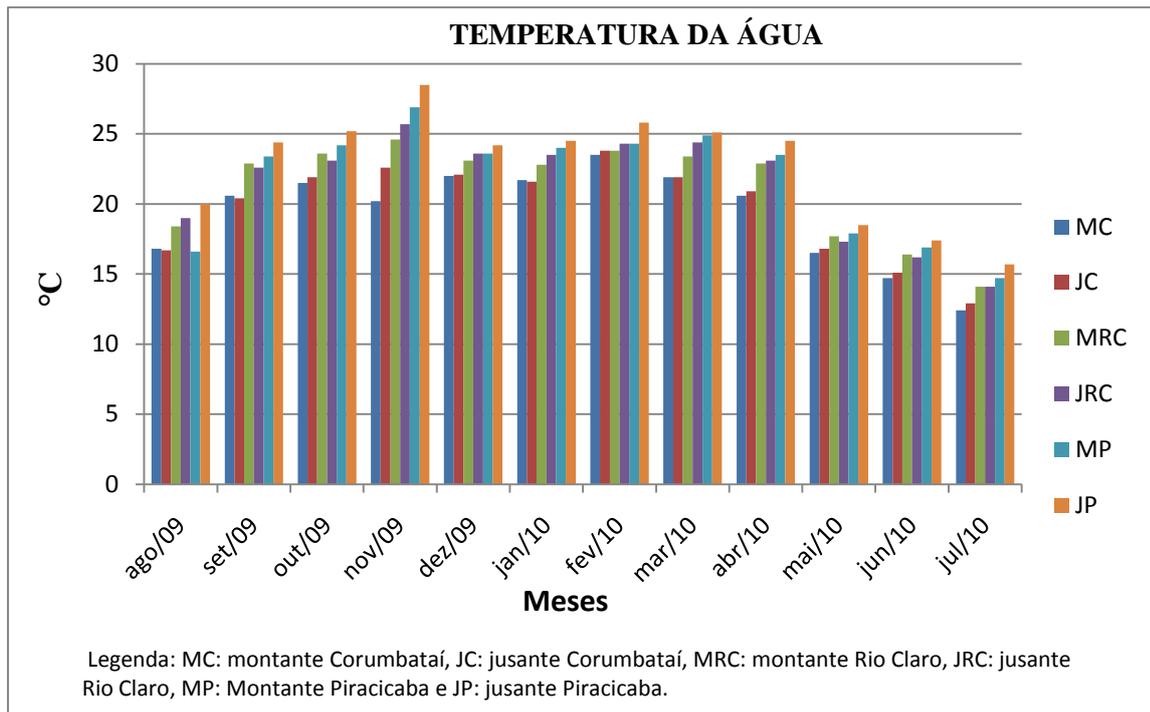


Figura 10 - Temperatura da água por pontos de amostragens, nas coletas mensais pelo período de agosto/2009 a julho/2010

6.1.3 Oxigênio dissolvido

É uma variável ambiental clássica, a abaixamento pode afetar significativamente a biota aquática (SILVA; JARDIM, 2006). É um dos principais parâmetros de caracterização dos efeitos da poluição das águas por despejos orgânicos (TONIOLLO; LOYOLA; POZZOBON, 1996).

Nas amostragens realizadas os teores de oxigênio estiveram entre 1,94 e 7,21 mg.L⁻¹ (Figura 11). Sabe-se que esta variável é um indicador primário da qualidade da água (JANZEN; SCHULZ; LAMON, 2008). Os menores valores verificados foram no mês novembro/2009, e os mais elevados ocorreram em junho e julho/2010.

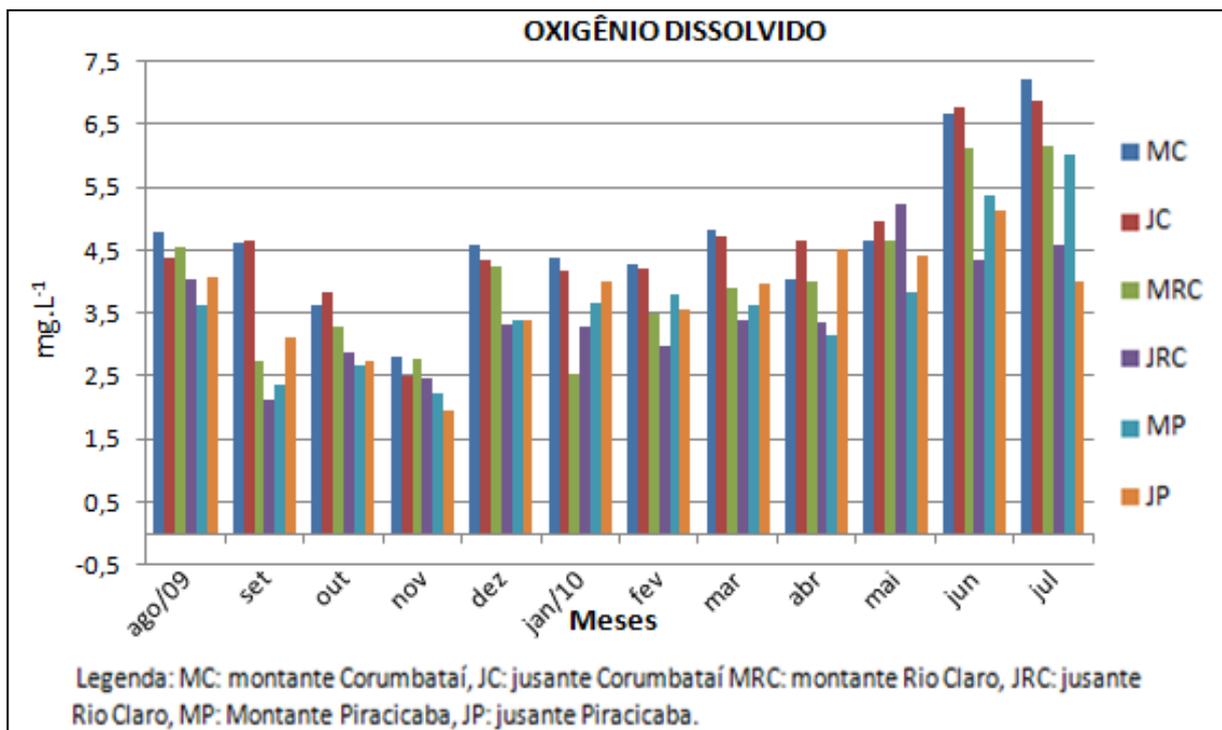


Figura 11 - Medições do oxigênio dissolvido na água por pontos de amostragem, nas coletas mensais no período de agosto/2009 a julho/2010

6.1.4 pH

Tem ação sobre os ecossistemas aquáticos devido a seus efeitos na fisiologia de diversas espécies. Para a conservação da vida aquática, o pH ideal deve variar entre 6 e 9 (ESTEVEZ, 1998; CONAMA, 2005).

Nas amostras recolhidas essa variável ficou entre 6,23 a 8,27 (Figura 12). Os maiores valores foram registrados em janeiro/2010 a montante e a jusante de Corumbataí, com os respectivos valores de 8,6 e 8,7. E o menor valor observado foi em agosto/2009 a jusante de Rio Claro com 6,23. No estudo de Jardim (2004) os valores permaneceram dentro dos limites de classificação para qualidade da água, que foram de 6,78 a 8,73.

O município de Piracicaba capta 100% de água do rio Corumbataí para abastecimento público (TAUK-TORNISIELO, 2008). De acordo com Toniollo, Loyola e Pozzobon (1996) é uma variável importante nas diversas etapas do tratamento de água para abastecimento. Valores afastados da neutralidade podem afetar os microorganismos responsáveis pelo tratamento biológico de esgotos e a vida aquática.

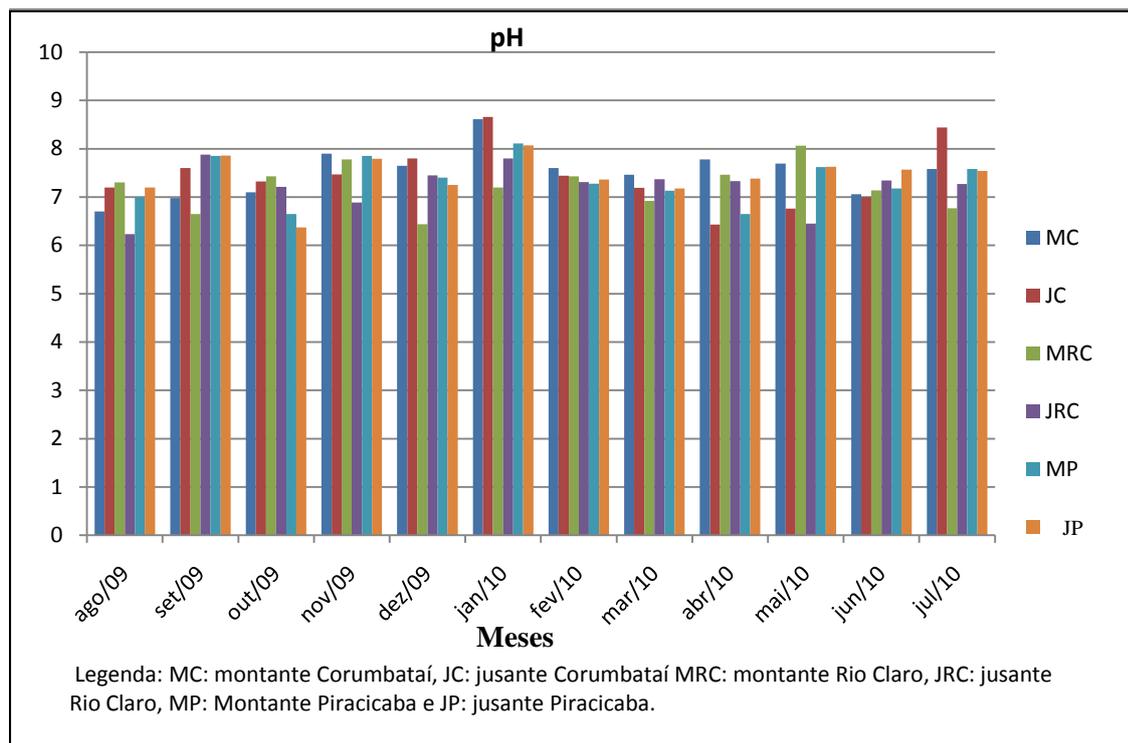


Figura 12 - pH da água por pontos de amostragem, nas coletas mensais no período de agosto/2009 a julho/2010

6.1.5 Condutividade

É um dos parâmetros mais importantes para a limnologia. Por meio desta variável é possível conhecer muito sobre o metabolismo de um ecossistema aquático. Além disso, diversidades de espécies correspondem a baixas condutividades e vice-versa (TONIOLLO; LOYOLA; POZZOBON, 1996).

Os valores encontrados nos diferentes pontos de coleta foram de 30,1 a 233,6 $\mu\text{s}\cdot\text{cm}^{-1}$. Os menores registros ocorreram na montante e jusante de Corumbataí e montante de Rio Claro.

Os resultados encontrados coincidem com os estudos de Tauk-Tornisielo e Palma-Silva (2008) que servem de indício de que as águas do rio Corumbataí que estão à jusante da área urbana de Rio Claro, são mais poluídas, mesmo nos pontos mais distantes localizados já no município de Piracicaba.

Nos resultados de Jardim (2004) também foram observados menores valores de condutividade elétrica até a estação de Rio Claro montante. Matheus et al. (1995) interpretaram que a condutividade elétrica não define, especificamente quais os íons que estão

presentes nas águas, mas contribui para possíveis reconhecimentos de impactos ambientais na bacia de drenagem, gerados por diferentes fontes poluidoras.

Para este estudo, como ilustra a Figura 13, a condutividade também aumentou a partir da jusante de Rio Claro até o último ponto no Bairro de Santa Terezinha (rio Corumbataí jusante), que são segmentos do rio que já receberam descargas de efluentes de áreas significativamente urbanizadas.

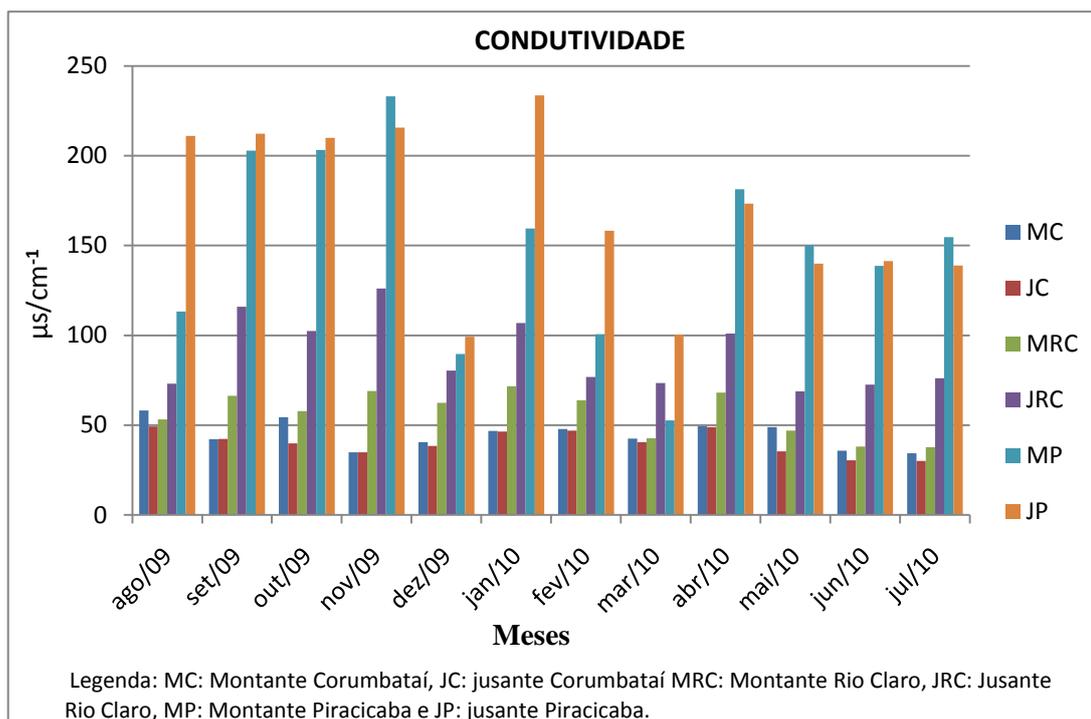


Figura 13 - Condutividade da água por pontos de amostragens, nas coletas no período de agosto/2009 a julho/2010

6.2 Carta controle para *C. dubia*

Um ponto importante quanto à escolha do organismo-teste é a avaliação de sua sensibilidade que é realizada por meio de testes com substâncias de referência, as quais são específicas para determinado organismo (MARTINS, 2008).

A partir dos resultados obtidos nos ensaios de sensibilidade para cloreto de sódio, foi construída a carta controle como é mostrado na Figura 14. O acompanhamento da sensibilidade é ilustrado no gráfico onde foram registrados os valores sucessivos dos resultados dos testes, a fim de verificar se estes resultados estão dentro dos limites prescritos pela Norma ABNT (2003).

A média dos valores alcançados foi de $1,69 \text{ g.L}^{-1}$, dentro do intervalo de sensibilidade de $1,44$ a $1,93 \text{ g.L}^{-1}$ (± 2 desvios padrão). Confrontando com a carta controle de Mendonça

(2010) os valores estão muito próximos, a média estabelecida foi de $1,61 \text{ g.L}^{-1}$ com a faixa de sensibilidade de $1,36$ a $1,86 \text{ g.L}^{-1}$ (± 2 desvios padrão).

Pusceddu (2009) apresentou em seu estudo uma carta controle com valor médio de $1,58 \text{ g.L}^{-1}$, com intervalo de confiança maior, variando entre $1,07$ a $2,08 \text{ g.L}^{-1}$.

Para Martins (2008) que realizou apenas sete testes a média foi de $1,92 \text{ g.L}^{-1}$, mostrando organismos bem mais resistentes, quando comparados com os resultados descritos anteriormente, igualmente testados com NaCl.

Todos os procedimentos relativos à cultura dos microcrustáceos se refletem na sua sensibilidade, cuja estabilidade é essencial para a confiabilidade dos resultados de teste (KNIE; LOPES, 2004). A avaliação da sensibilidade tem como objetivo verificar se os organismos estão em condições para serem utilizados em ensaios de toxicidade (KNIE; LOPES, 2004; JACONETTI, 2005; ZAGATTO; BERTOLETTI, 2006).

Os testes de sensibilidade foram realizados em paralelo com os ensaios de toxicidade das amostras ambientais, de forma a atribuir uma maior confiabilidade dos resultados encontrados para os testes com as amostras do rio Corumbataí.

Para esse tipo de ensaio é feito o controle das condições fisiológicas da espécie frente a uma substância de referência, verificando-se a imobilidade ou mortalidade (JACONETTI, 2005).

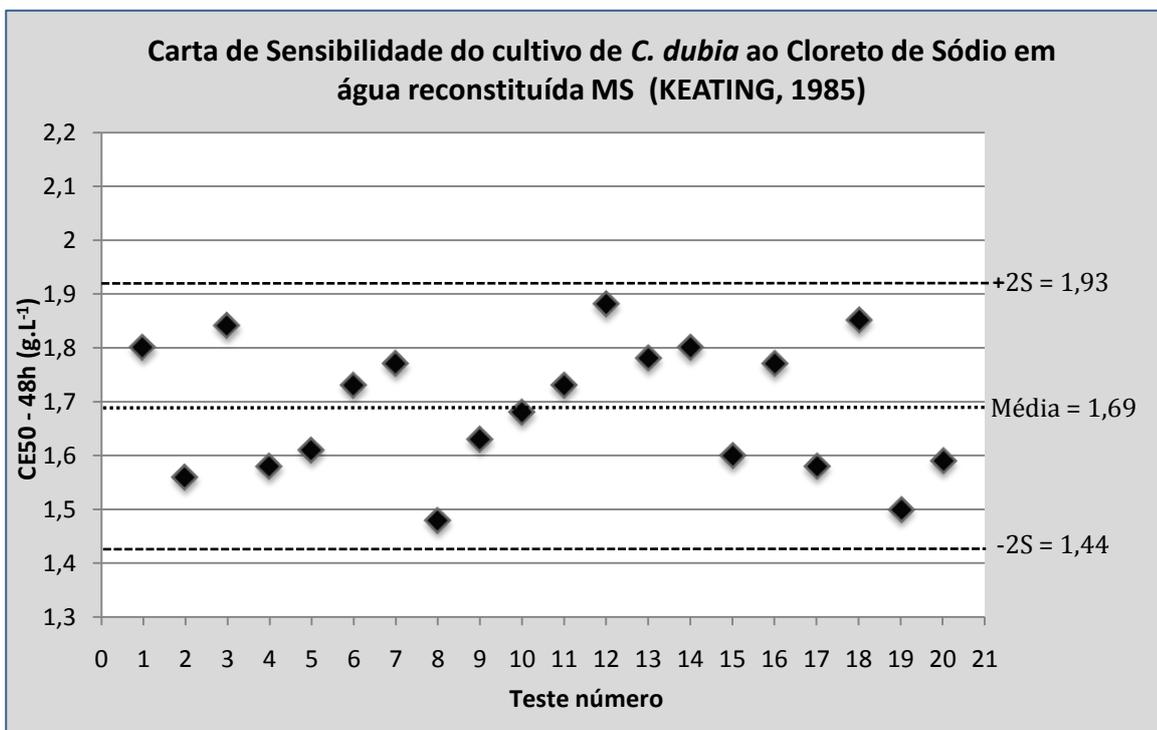


Figura 14 - Carta controle do cultivo de *C. dubia* ao cloreto de sódio em água reconstituída

6.3 Testes de toxicidade

Ainda que os ecossistemas aquáticos tenham a capacidade de assimilar as mudanças físicas e químicas causadas pelo lançamento de poluentes no meio, a locomoção, reprodução, sobrevivência e crescimento dos organismos aquáticos podem ser afetados (GEORGETTI; ROCHA; SALVADOR, 2008).

É evidente que existe uma modificação sazonal da qualidade da água com relação às estações do ano (temperatura, luminosidade, chuvas, entre outros), dia, hora da coleta e despejos. Tundisi e Tundisi (2008) comentaram que as características espaciais/temporais dos rios dependem de sua interação com as bacias hidrográficas e das flutuações na hidrologia regional, que determinam padrões diferenciados de fluxos.

Os resultados dos testes de toxicidade crônica mostraram que na maioria dos pontos, ocorreu efeito negativo na reprodução em relação ao controle conforme ilustra a Figura 15.

O controle apresentou a média de 22,13 filhotes/fêmea durante os doze meses de testes. A norma ABNT (2003) determina que a produção média de organismos jovens produzidos por fêmea no controle deve ser igual ou maior a 15 e a mortalidade dos organismos adultos no controle não deve exceder 20%. Portanto essa mesma porcentagem foi adotada para as amostras de água do rio Corumbataí.

A montante do município de Corumbataí, em todos os ensaios mensais, houve diferença menor de jovens produzidos em relação ao controle. A amostra do mês de novembro/2009 foi a menor média com 3,9 e a maior foi no mês de abril/2010 com 13,2 neonatos/fêmea.

O ponto a jusante Corumbataí não apresentou efeito crônico nas amostras de fevereiro e abril/2010. O menor resultado foi 5,1 no mês de novembro/2010 e o maior com 22,8 indivíduos produzidos não diferenciando do controle.

Nos testes com o ponto a montante Rio Claro a média mais baixa foi 6,6 em fevereiro/2010. O mês de julho/2010, a média de jovens produzidos foi de 24,9 jovens produzidos, valor acima do valor médio encontrado no controle com 23,4 indivíduos.

A jusante de Rio Claro a menor media foi de 5,4 em fevereiro/2010. Mês de julho/2010 a média de jovens produzidos foi de 33,1 organismos, sendo acima do valor médio encontrado no controle, pois este apresentou a média de 23,4 jovens produzidos.

A menor média registrada de todas as coletas foi 1,9 em fevereiro/2010 no ponto a montante Piracicaba, e em julho/2010 foi encontrada a de maior média com 24,1 indivíduos.

A Jusante de Piracicaba no mês de março/2010 apresentou 3,8 de menor média e apresentou a maior em julho/2010 com valor de 32,9 na reprodução.

Em todas as amostras testadas não ocorreu mortalidade superior a 20% no período de 48 horas, portanto não foi evidenciado efeito agudo. Jardim (2004) em seu estudo no rio Corumbataí, com *D. magna* não encontrou efeito agudo e para *D. similis* nos pontos a montante Corumbataí e a jusante Piracicaba obteve imobilidade de 40% dos organismos.

Santos, Santos e Oliveira (2008) no rio Corumbataí observou num total de oito campanhas de coleta de água, distribuídas de novembro de 2004 a setembro de 2006 com sete pontos ao longo do rio Corumbataí, observaram num total de 56 amostras, que apenas seis delas apresentaram imobilidade para *D. magna* de 86 a 100%.

Neste estudo, no período de 12 meses, das 72 amostras testadas em 50 apresentaram resultados menores na reprodução em relação ao controle, devido à presença de substâncias tóxicas. O efeito sobre os organismos teste, que representam os consumidores primários, evidenciam a ameaça da degradação sobre este corpo hídrico, que poderá levar a interrupção da cadeia alimentar no rio, pois os efluentes lançados, mesmo em pequenas concentrações podem afetar diversos grupos de organismos.

Na produção de neonatos seis amostras apresentaram valores maiores que o controle, destes, quatro pontos no mês julho/2010, a montante de Rio Claro, a jusante Rio Claro, a montante de Piracicaba e a Jusante de Piracicaba. Estes resultados foram registrados em período seco, provavelmente a concentração de compostos presentes na água podem ter favorecido o crescimento da fauna aquática.

Esteves (1988) referiu que o aumento da produção primária, devido ao processo de eutrofização artificial, tem efeitos imediatos sobre os produtores secundários, uma vez que sua produção aumenta consideravelmente.

Jardim (2004) realizou testes de toxicidade no mesmo rio com *D. magna* e *D. similis* por apenas oito dias. De acordo com a CETESB (1999) e OECD (1998) o período de teste para esses organismos são de 21 dias, onde são avaliados a reprodução, crescimento e sobrevivência, período representativo do seu ciclo de vida.

Segundo Knie e Lopes (2004) a *D. magna* por volta do sétimo dia começa a reproduzir. No início são poucos filhotes por cria, porém, aproximadamente a partir do décimo segundo dia de vida, o número aumenta para cerca de 30 a 40 filhotes por matriz. A CETESB (1999) refere que dependendo da espécie, o microcrustáceo torna-se reprodutivo de cinco a dez dias após o seu nascimento.

Mesmo que o período dos ensaios de Jardim (2004) com os organismos tenham sido em tempo restrito, os resultados evidenciam que o ponto a montante Piracicaba devido ao incremento de matéria orgânica da água, acelerou o desenvolvimento das duas espécies quando confrontados com o controle.

No estudo de Inafuku (2011) as coletas de água foram realizadas na mesma ocasião deste estudo. O teste crônico com *Ceriodaphnia silvestrii* no mês de fevereiro/2010, também foi o que apresentou maior efeito negativo na reprodução, e julho/2010 o número de neonatos foi bem maior em quatro pontos. A Tabela 4 apresenta os resultados do presente estudo e de Inafuku (2011) nos respectivos meses.

Tabela 4 - Resultados dos testes de toxicidade crônica com *C. dubia* e *C. silvestrii* nos meses de fevereiro e julho de 2010

Meses	Organismos	Pontos de coleta						
		MC	JC	MRC	JRC	MP	JP	C
Fevereiro/2010	* <i>C. dubia</i>	15,8	22,8	6,6	5,4	1,9	5,6	23
	** <i>C. silvestrii</i>	24,5	19	5,5	7,0	1,0	4,5	NI
Julho/2010	* <i>C. dubia</i>	5,2	7,7	24,9	33,1	24,1	32,9	23,4
	** <i>C. silvestrii</i>	0,5	21	20,5	38	38	29	NI

Legenda: MC: Montante Corumbataí, JC: Jusante Corumbataí MRC: Montante Rio Claro, JRC: Jusante Rio Claro, MP: Montante Piracicaba, JP: Jusante Piracicaba, C: Controle e NI: Não informado, *presente estudo, ** Inafuku (2011).

Os resultados dos testes demonstraram a influência no rio Corumbataí pelos centros urbanos que este corpo d'água atravessa. O rio Corumbataí é considerado um dos mais importantes mananciais com vistas ao abastecimento público da região de Piracicaba. Ao longo dos doze meses de coletas, foram observadas nas amostras condições preocupantes da qualidade da água.

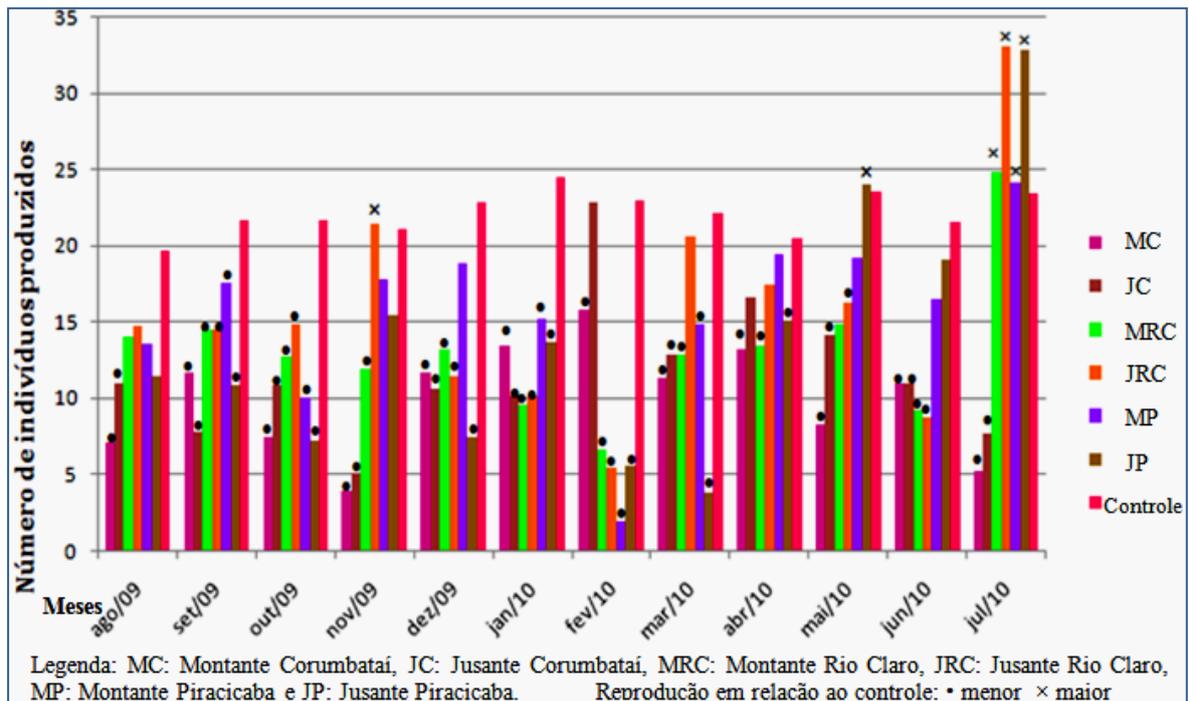


Figura 15 - Médias aritméticas da reprodução de *C. dubia* nas amostras de água nos pontos de coletas dos meses de agosto de 2009 a julho de 2010

Por meio dos ensaios realizados foi possível observar nos organismos teste o efeito da mistura complexa que é a água do rio, reforçando a importância da aplicação dos ensaios ecotoxicológicos. Nieweglowski (2006) discorreu sobre a amostra complexa, que se justifica em virtude do quase infinito número e tipo de substâncias químicas existentes no ambiente, de modo que mesmo os laboratórios mais modernos, não possuem condições analíticas para a detecção de todas as substâncias presentes.

De acordo com Knie e Lopes (2004) os bioensaios comprovam, incontestavelmente, uma contaminação ambiental não detectável ou não aplicável por métodos químicos.

6.4 Macroinvertebrados

Os Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera (EPT) são organismos comuns em ambientes lóticos e muito sensíveis às interferências ambientais (ROSENBERG; RESH, 1993). Neste estudo, os EPT foram para verificar a ação antrópica que pode ser detectada pela dinâmica fortemente alterada e mudanças que ocorrem na ocupação dessa bacia de drenagem, devido às diferentes atividades geradoras de impactos.

Quanto à diversidade de macroinvertebrados bentônicos foram observados efeitos negativos quanto à composição de organismos nas amostras. Das campanhas realizadas, no rio

Corumbataí, tanto na época de seca como de chuva, foram observados número reduzido de organismos indicadores de qualidade de água boa ou regular. Barbosa; Callisto e Galdean (2000) comentaram que é observado, que águas de boa qualidade apresentam elevada diversidade de organismos, ao contrário de ambientes impactados.

No rio Passa Cinco, tributário do rio Corumbataí, as análises da fauna bentônica foram usadas com a finalidade de um controle natural, para comparação com a qualidade do rio Corumbataí. Este afluente nas análises ficou caracterizado como regular pelo índice EPT.

Embora as coletas de fauna bentônica e de água não tenham sido executadas na mesma data, os efeitos podem ser observados quando confrontados com os testes de toxicidade crônica (item 6.2), quando estes pelo período de 12 meses, de 72 amostras testadas em 50 foram observados resultados menores na reprodução em relação ao controle. E pelo índice EPT, nos dois pontos amostrados do rio em estudo para macroinvertebrados bentônicos a água foi classificada como ruim.

A deteriorização do rio Corumbataí acarretada por atividades antropogênicas ficou evidente. Os resultados com bioensaios sobre os microcrustáceos, que representam os consumidores primários, e a distribuição e diversidade da fauna bentônica coletada, podem revelar mudanças nos processos de reprodução e na sobrevivência das espécies, determinados por processos seletivos artificiais.

6.4.1 Macroinvertebrados no período de seca

No presente estudo, a densidade da fauna bentônica foi expressivamente maior na estação de seca (período de inverno) quando comparada à estação chuvosa. Bispo et al. (2001) descreveram que as abundâncias de EPT nos córregos da Serra dos Pireneus foram significativamente maiores na estação de seca do que na estação chuvosa. Esse fato, provavelmente, devido à desestabilização do sistema lótico pelo aumento da velocidade e vazão do rio, acarretando aumento do arraste de organismos durante a estação chuvosa. Por outro lado, na estação de seca o ambiente mais estável pode proporcionar melhor estruturação da comunidade e elevação nas suas densidades.

Ribeiro e Uieda (2005) no estudo com substratos artificiais notaram que a abundância total de macroinvertebrados foi maior na época de seca. Também observaram que os Chironomidae representaram 66% da abundância total de macroinvertebrados, sendo dominante nas duas estações. Em acordo com esses autores, os resultados reforçam a grande importância de Chironomidae na comunidade bentônica de riachos, mas também salientam a influência de fatores abióticos sobre a estruturação destes organismos.

6.4.1.1 Rio Corumbataí a jusante de Corumbataí

Nas três campanhas realizadas em período seco, predominaram na comunidade macrobentônica para este trecho do rio: 240 Gomphidae, 144 Chironomidae e 99 Odontoceratidae que podem representar água oligotrófica a mesoeutrófica. Os predadores Libellulidae e Calopterygidae foram os organismos encontrados em segundo lugar em abundância, que podem indicar de acordo com Pérez (1988) o início de um processo de eutrofização.

De acordo com os resultados da Tabela 5 o índice biológico EPT foi aplicado para este ponto e a classificação da água ficou com o valor de 22,66%, indicando qualidade da água ruim. Estes resultados quando confrontados com o ponto dois de coleta de água (item 6.3), situado próximo a este, mostrou nos testes de toxicidade crônica com *C. dubia* forte impacto, sendo que das 12 amostras testadas apenas duas não apresentaram diferença significativa menor na reprodução em relação ao controle.

Foram capturados um Euthyplociidae, três Baetidae e sete Leptophlebiidae, de acordo com a classificação de Pérez (1988) estes organismos são indicadores de águas límpidas a ligeiramente contaminadas, frente a 876 de abundância, servindo como referência de ambiente impactado.

As comunidades de macroinvertebrados bentônicos de águas continentais são dominadas por insetos aquáticos, com grande diversidade em rios e riachos (TUNDISI; TUNDISI, 2008). A classe insecta compõe o grupo de maior heterogeneidade faunística com os grupos: Odonata, Hemiptera, Coleóptera, Ephemeroptera, Trichoptera e Díptera.

Neste estudo os Oligochaeta foram encontrados em número reduzido, Queiroz et al. (2008) referiram que este grupo quando encontrado com Chironomidae pode ser indicativo das condições de trofia do sistema.

Para este ponto no período de seca, de acordo com as informações do DAEE (2012) a Figura 5 ilustra a pluviosidade média no mês de junho com 19,1 mm, julho 30,8 mm e agosto/2010 com zero mm. O pluviograma exibe que no último mês não foram registradas chuvas, acontecimento fora da média histórica, quando conferidos com as informações do CETEC (2000).

Tabela 5 - Organismos bentônicos coletados a jusante do município de Corumbataí no rio Corumbataí com indicadores das condições tróficas da água no período de seca

Ponto/Período	Taxa	Coleta número				Indicadores de águas (PÉREZ, 1988)	
		1	2	3	Total		
Jusante Corumbataí/ Seca	Odonata	Gomphidae	48	51	45	240	Oligotróficas
		Libellulidae	12	15	24	51	Eutrofizadas, oligotróficas, oligomeso..., mesotróficas
		Calopterygidae	17	17	32	66	Oligomesotróficas
		Coenagrionidae	01	03	00	04	Oligomesotróficas
		Megapodagrionidae	04	00	00	04	Oligotróficas
	Hemiptera	Belostomatidae	03	05	08	16	Oligomesotróficas e eutróficas
		Veliidae	05	09	05	19	Oligotróficas
		Mesoveliidae	00	05	01	06	Oligotróficas
		Naucoridae	05	00	00	05	Oligotróficas, Oligomeso e eutróficas
	Coleóptera	Hydrophilidae	10	13	06	29	Excesso de matéria orgânica e muita poluição
		Chrysomelidae	01	00	00	01	SI
		Elmidae	01	00	00	01	SI
		Gyrinidae	00	07	03	10	SI
		Dytiscidae	00	08	09	17	Moderadamente contaminadas
		Limnychidae	00	09	09	18	Muita matéria orgânica
	Ephemeroptera	Baetidae	03	00	00	03	Límpidas a ligeiramente contaminadas
		Euthyplociidae	01	00	00	01	Límpidas
		Leptophlebiidae	02	04	01	07	Límpidas a ligeiramente contaminadas
	Trichoptera	Leptoceridae	00	11	17	28	Oligomesotróficas, oligotróficas e eutróficas
		Odontoceridae	49	38	12	99	Oligotróficas
		Xiphocentronidae	02	00	00	02	Oligotróficas
		Hydrobiosidae	04	00	00	04	Oligotróficas
		Glossosomatidae	01	13	07	21	Oligotróficas
		Hydropsychidae	00	05	02	07	Oligotróficas a eutróficas
		Calamoceratidae	00	00	09	09	Oligotróficas
	Diptera	Psychodidae	00	38	00	38	Contaminadas e eutróficas
		Chironomidae	79	34	31	144	Mesoeutróficas
Tipulidae		05	00	05	10	Mesotróficas e eutróficas	
Oligochaeta		16	00	00	16	Partes mais contaminada de um rio	

Legenda: SI = Sem indicação do tipo de água.

6.4.1.2 Rio Passa Cinco

Para a fauna bentônica local se sobressaíram as famílias: 48 Libellulidae, 40 Leptoceridae, 34 Calopterygidae, 29 Perlidae, 28 Psephenidae e 23 Gomphidae. Confrontando com o ponto fauna bentônica jusante Corumbataí, foram capturados organismos em maior número e variedade, que indicam condições melhores da qualidade da água.

A Tabela 6 mostra os organismos encontrados neste ponto. Para a classificação da água o índice biológico EPT foi aplicado e apresentou com o valor de 36,76%, apresentando-se como qualidade regular. Portanto, para esta coleta, esse afluente apresentou-se em um processo menos avançado quanto à eutrofização do rio Corumbataí.

Indivíduos pertencentes à classe crustácea da ordem Decapode foram encontrados somente neste local, e são apontados como indicativo de águas límpidas. Silva (2008) quando avaliou a qualidade da água do rio São Lourenço, SP, encontrou o crustáceo Decapode Trichdactylidae, na coleta de março de 2006, com 11 organismos/m² no ponto montante da Estação de Tratamento de Água (ETA), e no ponto jusante da ETA conseguiu 008,33 organismos/m².

Conhecendo que os Decapode são organismos que indicam águas limpas, Buss (2008) desenvolveu um índice biológico para uso de voluntários (IBVol), na avaliação da qualidade da água de rios e os dois grupos selecionados com preferência por áreas mais bem conservadas foram as classes Megaloptera e Crustacea.

Também foram recolhidos representantes da ordem Ephemeroptera, as famílias Oligoneuriidae, Euthyplociidae e Corydalidae, segundo Pérez (1988) sobrevivem em águas correntes de qualidade regular, límpidas e bem oxigenadas.

Dentre os Oligochaeta somente um exemplar foi encontrado. Pérez (1988) descreveu que a maioria desses organismos vive em águas eutrofizadas com grande quantidade de detritos.

No entanto todos os Trichoptera, Odonata e Diptera coletados são um indicativo de início de processo de eutrofização (PÉREZ, 1988).

De acordo com a composição da comunidade bentônica encontrada no rio Passa Cinco e época, não se pode afirmar que este rio encontra-se poluído, mas sim, levemente alterado. Armas et al. (2007) estudaram a ocorrência de herbicidas nas águas superficiais e sedimentos do rio Corumbataí e principais afluentes. Dentre os rios avaliados, o Passa Cinco, foi considerado um dos mais limpos e pelos parâmetros convencionais de qualidade, foi o que apresentou, quando detectado, os menores níveis de agrotóxicos, com exceção de ametrina, verificada em níveis levemente superiores ao Ribeirão Claro, e hexazinona, não detectada neste último.

Tabela 6 - Organismos bentônicos coletados no rio Passa Cinco com indicadores das condições tróficas da água no período de seca

Ponto/Período	Taxa	Coleta número				Indicadores de águas (PÉREZ,1988)	
		1	2	3	Total		
Rio Passa Cinco/ Seca	Megaloptera	Corydalidae	03	00	01	04	Límpidas
		Gomphidae	18	00	05	23	Oligomesotróficas
	Odonata	Libellulidae	14	10	24	48	Eutrofizadas, oligotróficas, oligomeso..., mesotróficas
		Calopterygidae	09	17	08	34	Oligomesotróficas
		Lestidae	00	13	00	13	Mesotróficas
		Coenagrionidae	00	08	03	11	Oligomesotróficas
		Hydrophilidae	01	14	00	15	Excesso de matéria orgânica. Muito contaminadas
		Psephenidae	28	00	00	28	SI
	Coleoptera	Dytiscidae	00	00	09	09	SI
		Gyrinidae	00	00	02	02	Águas claras a moderadamente contaminadas
		Chrysomelidae	00	00	03	03	SI
		Baetidae	07	00	18	25	Límpidas a ligeiramente contaminadas
	Ephemeroptera	Oligoneuriidae	02	00	00	02	Límpidas
		Euthyplociidae	09	00	00	09	Límpidas
		Leptophlebiidae	02	04	00	06	Ligeiramente contaminadas
		Hydroptilidae	05	00	02	07	Oligotróficas
		Helicopsychidae	00	04	01	05	Oligomesotróficas
	Trichoptera	Glossosomatidae	00	15	00	15	Oligotróficas
		Leptoceridae	00	38	02	40	Oligomesotróficas, oligotróficas e eutróficas
		Xiphocentronidae	00	12	00	12	Oligotróficas
		Hydropsychidae	00	00	07	07	Oligotróficas a eutróficas
		Simulidae	06	00	00	06	Oligotróficas
	Diptera	Chironomidae	03	00	00	03	Mesoeutróficas
		Psychodidae	00	08	00	08	Contaminadas e eutróficas
	Plecoptera	Perlidae	00	00	29	29	SI
	Hemiptera	Veliidae	00	00	12	12	Oligomesotróficas e oligotróficas
	Crustacea		16	16	11	43	Límpidas
Oligochaeta		00	00	01	01	Partes mais contaminadas de um rio	
Bivalvia		04	03	00	07	Límpidas a altos graus de contaminação	

Legenda: SI = sem indicação do tipo de água.

6.4.1.3 Rio Corumbataí a Montante de Piracicaba

Comparando o número de indivíduos encontrados por coleta, como mostra a Tabela 7, foram obtidos em ordem decrescente à presença dos representantes: 2150 Chironomidae, 1029 Bivalvia, 126 Gomphidae e 124 Leptoceridae.

Nesse ponto foi observada maior variedade de organismos. França (2006) também encontrou grande diversidade de táxons no reservatório de Promissão (rio Tietê, SP), com condições mais eutróficas. Apontou a eutrofização e conseqüentemente o aumento da produção primária que pode ter favorecido a sobrevivência e o estabelecimento de diversas espécies. De acordo com Callisto; Moretti e Goulart (2001) geralmente locais poluídos possuem baixa diversidade de espécies e elevada densidade de organismos, restritos a grupos mais tolerantes.

Foi notado nas coletas a super população de organismos representantes de Chironomidae e Bivalvia. Com relação aos Oligochaeta quando comparados ao ponto a jusante do município de Corumbataí, também apresentou um número significativo de indivíduos.

Goulart e Callisto (2003); Ometto (2001) referiram a organismos extremamente tolerantes, chamados de resistentes. Formado principalmente por larvas de Chironomidae e outros Diptera e por toda a classe Oligochaeta. Capazes de viver em condições de anóxia por várias horas, detritívoros, se alimentando de matéria orgânica depositada no sedimento, o que favorece a sua adaptação aos mais diversos ambientes.

Com relação aos Bivalvia capturados e ao intenso odor de esgoto neste local, foi notado o elevado estado de contaminação. Pérez (1988) abordou que esses organismos sobrevivem em águas límpidas a alto grau de poluição.

Este ponto foi demarcado entre os locais de coleta de água, a montante e a jusante de Piracicaba. Confrontando com os resultados dos testes de toxicidade crônica com *C. dubia* (Figura15), podemos constatar a degradação do ambiente. Foi registrado efeito tóxico na maioria das amostras de água e notado a super população de organismos bentônicos indicativos de má qualidade da água.

Foram capturados neste ponto 3851 em abundância de indivíduos e aplicado o índice EPT para a classificação da qualidade da água, que apresentou o valor de 5,53%, resultando como classe ruim.

Foram capturados 9 Corydalidae (Megaloptera), 4 Oligoneuriidae, 3 Baetidae e 1 Euthyplociidae (Ephemeroptera). Os macroinvertebrados Ephemeroptera indicam qualidade de águas límpidas (PÉREZ, 1988) e são muito sensíveis ao enriquecimento orgânico (QUEIROZ, 2008). De acordo com Callisto; Moretti e Goulart (2001) os Ephemeroptera vivem em águas limpas e bem oxigenadas, poucas espécies podem se beneficiar da poluição causada por esgotos domésticos aumentando sua densidade, enquanto outras restritas a águas de ótima qualidade são rapidamente eliminadas.

Para este ponto, os dados pluviométricos do DAEE (2012) mais próximo fica a sua montante no município Rio Claro na Universidade Estadual Paulista (UNESP), a Figura 8 ilustra a pluviosidade média no mês de junho com 21,3 mm, julho 27,8 mm e agosto/2010 com zero mm.

Tabela 7 - Organismos bentônicos coletados a montante de Piracicaba no rio Corumbataí com indicadores das condições tróficas da água

Ponto/Período	Taxa	Coleta número				Indicadores de águas (PÉREZ,1988)	
		1	2	3	Total		
Montante Piracicaba/ Seca	Megaloptera	Corydalidae	02	03	04	09	Límpidas
		Gomphidae	82	35	09	126	Oligomesotróficas
		Libellulidae	09	26	06	41	Eutrofizadas, oligotróficas, oligomeso..., mesotróficas
	Odonata	Coenagrionidae	02	06	00	08	Oligomesotróficas
		Calopterygidae	07	05	01	13	Oligomesotróficas
		Megapodagrionidae	05	01	00	06	Oligotróficas
		Belostomatidae	05	02	02	09	Oligomesotróficas e eutróficas
	Hemiptera	Veliidae	05	00	00	05	Oligotróficas
		Naucoridae	10	00	00	10	Oligotróficas, oligomeso, eutróficas
		Nepidae	00	02	00	02	Mesoeutróficas
		Hydrophilidae	13	22	03	38	Muita matéria orgânica. Muito contaminadas
	Coleoptera	Limnychidae	02	17	00	19	Muita matéria orgânica
		Elmidae	08	01	00	09	Matéria orgânica
		Oligoneuriidae	04	00	00	04	Águas limpas
	Ephemeroptera	Baetidae	02	01	00	03	Límpidas a ligeiramente contaminadas
		Euthyplociidae	00	01	00	01	Águas limpas
		Tricorythidae	07	00	00	07	Mediamente contaminadas
		Leptoceridae	46	11	67	124	Oligomesotróficas, oligotróficas e eutróficas
		Calamoceratidae	05	00	13	18	Oligotróficas
	Trichoptera	Xiphocentronidae	01	00	00	01	Oligotróficas
		Hydroptilidae	05	12	10	27	Oligotróficas
		Helicopsychidae	01	00	00	01	Oligomesotróficas
		Glossosomatidae	01	00	00	01	Oligotróficas
		Hydrobiosidae	00	14	12	26	Oligotróficas
	Diptera	Chironomidae	290	360	1500	2150	Abundante matéria orgânica em decomposição. Mesoeutróficas.
		Tipulidae	10	00	00	10	Mesotróficas
	Mollusca	Gastropoda	09	24	09	42	Vive em todo tipo de água, resiste à poluição.
	Bivalvia	250	353	426	1029	Límpidas a altos graus de contaminação	
	Oligochaeta	31	28	26	85	Partes mais contaminada de um rio	
	Glossiphoniiformes	Glossiphoniidae	12	00	15	27	Eutrofizadas por efeitos de contaminação orgânica

6.4.2 Macroinvertebrados no período de chuvas

Para este período foi observado durante as coletas, que os organismos apresentam dificuldade em permanecer no ambiente, ocorre dispersão devido ao aumento de vazão, podendo estar relacionado à baixa distribuição neste período. Não descartando a possibilidade de arraste de poluentes das cidades, plantações, entre outros fatores associados com as chuvas no revolvimento de xenobióticos no sedimento ao longo do corpo hídrico que podem afetar a fauna local.

Souza e Pereira (2009) destacaram a influência da sazonalidade na distribuição dos macroinvertebrados, notaram que na estação chuvosa, foi reduzido o número de indivíduos, porque a correnteza pode alterar o substrato, e conseqüentemente a estrutura da comunidade bentônica.

Bispo et al. (2001) em córregos do Planalto Central do Brasil notou que a densidade da fauna de EPT foi significativamente maior na estação de seca quando comparada à estação chuvosa.

6.4.2.1 Rio Corumbataí a Jusante de Corumbataí

Neste local predominaram as famílias: 118 Gomphidae, 43 Libellulidae, 39 Calopterygidae e 24 Limnychidae. Exemplares das três famílias Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera foram recolhidos neste local, que servem de base para o emprego do referente EPT.

Foi aplicado o índice EPT para este período e obtido o valor de 10,99% sendo classificada como ruim. Tanto na época de seca como de chuva esta localidade recebeu a mesma classificação. A Tabela 8 apresenta a relação de macroinvertebrados coletados em abundância menor que a época de seca (Tabela 5), mas com ampla diversidade para ambas as estações.

Os Gomphidae, Calopterygidae e Libellulidae foram coletados em meio à vegetação aquática. De acordo com Pérez (1988) esses organismos vivem em águas limpas a ligeiramente eutrofizadas. A densidade desses organismos deve estar relacionada ao hábito alimentar da predação, visto que foram encontrados em todos os pontos e estações.

A classe Oligochaeta são indicadores de águas eutrofizadas com grande quantidade de detritos (PÉREZ, 1988) foram capturados apenas dois exemplares.

A maior parte dos organismos coletados, de acordo com Pérez (1988) atribui que determinado ponto encontra-se com muita matéria orgânica e apresenta-se no início de um processo de eutrofização.

Neste local organismos indicadores de boas condições foram menos abundantes, as famílias Baetidae e Leptophlebiidae, de acordo com Pérez (1988) podem resistir a certo grau de contaminação, em geral são considerados bons indicadores de qualidade de água.

Os registros do DAEE (2012) para esta localidade na Figura 5 mostram que a pluviosidade média no mês de dezembro/2010 foi de 251,9 mm, janeiro 359,8 mm e fevereiro/2011 com 332,3 mm.

Tabela 8 - Organismos bentônicos coletados a jusante do município de Corumbataí no rio Corumbataí com indicadores das condições tróficas da água no período de chuvas

Ponto/Período	Taxa	Coleta número				Indicadores de águas (PÉREZ,1988)	
		1	2	3	Total		
Jusante Corumbataí/ Chuvas	Odonata	Gomphidae	32	34	52	118	Oligotróficas
		Libellulidae	26	04	13	43	Eutrofizadas, oligotróficas, oligomeso..., mesotróficas
		Calopterygidae	10	08	21	39	Oligomesotróficas
		Coenagrionidae	00	00	01	01	Oligomesotróficas
	Hemiptera	Belostomatidae	00	02	07	09	Oligomesotróficas e eutróficas
		Veliidae	00	00	07	07	Oligotróficas
	Coleóptera	Hydrophilidae	03	03	12	18	Excesso de matéria orgânica e muita poluição
		Limnychidae	10	05	09	24	Muita matéria orgânica
	Ephemeroptera	Baetidae	00	00	01	01	Límpidas a ligeiramente contaminadas
		Leptophlebiidae	02	00	00	02	Límpidas a ligeiramente contaminadas
	Trichoptera	Leptoceridae	07	00	00	07	Oligomesotróficas, oligotróficas e eutróficas
		Philopotamidae	02	00	00	02	Oligotróficas
		Glossosomatidae	00	00	07	07	Oligotróficas
		Hydropsychidae	00	00	06	06	Oligotróficas a eutróficas
		Calamoceratidae	02	00	00	02	Oligotróficas
	Lepdoptera	Pyralidae	00	02	00	02	Oligotróficas
	Oligochaeta		02	00	00	02	Partes mais contaminada de um rio
Plecoptera	Perlidae	00	00	05	05	SI	

Legenda: SI = sem indicação do tipo de água.

6.4.2.2 Rio Passa Cinco

A pluviosidade como fator de alteração da fauna bentônica ficou evidente (Tabela 9). A sazonalidade foi observada com relação à menor abundância e variedade de organismos capturados neste local quando confrontados com a estação seca (Tabela 6).

Com relação aos organismos que se apresentaram com maior densidade, foram: 99 Philopotamidae, 66 Hydrophilidae, 40 Gomphidae e 40 Perlidae. Considerando as categorias EPT para este ponto a classificação da qualidade da água ficou com o valor 45,90%, qualificada como regular. Tanto no período seco como de chuvas este ponto permaneceu com a mesma classificação quanto às características da água.

Os organismos da família Philopotamidae pertencem ao grupo funcional dos filtradores (BUENO; BOND-BUCKUP, FERREIRA, 2003), em geral são bons indicadores de águas oligotróficas (PÉREZ, 1988). Em equivalência, os Hydrophilidae foram o segundo lugar em abundância, que também apontam má qualidade da água, segundo Pérez (1988) são indicadores de águas muito contaminadas e abundante em matéria orgânica.

Todos os taxa encontrados neste ponto segundo Pérez (1988) atribuem a este local o início de um processo de eutrofização, com exceção dos Corydalidae que indicam águas límpidas e para Gyrinidae e Leptophlebiidae atribuídos a meios ligeiramente contaminados.

Tabela 9 - Organismos bentônicos coletados no rio Passa Cinco com indicadores das condições tróficas da água no período de chuvas

Ponto/Período	Taxa	Coleta número				Indicadores de águas (PÉREZ, 1988)		
		1	2	3	Total			
Rio Passa Cinco/ Chuvas	Megaloptera	Corydalidae	03	00	00	03	Límpidas	
			Gomphidae	07	03	30	40	Oligomesotróficas
	Odonata	Libellulidae	03	04	15	22	Eutrofizadas, oligotróficas, oligomeso..., mesotróficas	
		Calopterygidae	07	00	05	12	Oligomesotróficas	
		Hydrophilidae	23	41	02	66	Excesso de matéria orgânica. Muito contaminadas	
		Psephenidae	00	00	07	07	SI	
	Coleoptera	Staphylinidae	00	00	01	01	SI	
		Gyrinidae	03	00	00	03	Águas claras a moderadamente contaminadas	
		Elmidae	00	00	11	11	SI	
		Belostomatidae	00	00	05	05	Oligomesotróficas e eutróficas	
	Ephemeroptera	Leptophlebiidae	11	00	00	11	Ligeiramente contaminadas	
		Leptoceridae	07	05	00	12	Oligomesotróficas, oligotróficas e eutróficas	
	Trichoptera	Philopotamidae	63	36	00	99	Oligotróficas	
		Hydropsychidae	02	04	00	06	Oligotróficas a eutróficas	
	Plecoptera	Perlidae	29	04	07	40	SI	
	Hemiptera	Naucoridae	03	00	00	03	Oligomesotróficas e oligotróficas	
	Mesoveliidae	12	12	01	25	Oligomesotróficas		

Legenda: SI = sem indicação do tipo de água

6.4.2.3 Rio Corumbataí a Montante de Piracicaba

As interações dos organismos com o ambiente respondem de maneira diferenciada às modificações de um corpo hídrico. Para este local, 843 Bivalvia e 286 Chironomidae foram o destaque das coletas devido à super população.

A Tabela 10 apresenta a relação de macroinvertebrados coletados em abundância reduzida e também menos diversa que na época de seca (Tabela 7). O índice EPT para água neste período ficou com o valor de 4,59% considerada como ruim. Nas duas estações seca e de chuva esta localidade recebeu a mesma classificação.

Os Oligochaeta e Chironomidae foram encontrados em quantidade quando comparados com a época de seca. Matsumura-Tundisi (1999) referiu que estes organismos em densidades maiores são indicadores de elevados teores de matéria orgânica.

Os moluscos foram os organismos que se destacaram para este local, os Bivalvia se adequaram as condições degradadas do ambiente. Segundo Leal e Fanco (2008) representam os maiores acumuladores de xenobióticos do ambiente, destacando-se como bioindicadores da insalubridade da água.

Durante as coletas, nas duas estações (seca e chuva) este ponto apresentou super população de Chironomidae e Bivalvia. De acordo com Esteves (1988) isto significa dizer que a eutrofização artificial de maneira geral, leva inicialmente a um aumento no número de espécies e no número de indivíduos.

A eutrofização com o passar do tempo, como consequência sobre o zooplâncton, bentos e peixes, em muitas espécies apresentam redução no número de indivíduos ou desaparecem totalmente, sendo substituídas por outras que passam a dominar quantitativamente (ESTEVES, 1988).

Dos Corydalidae neste ponto foram conseguidos apenas três exemplares. Para Martins e Costa (2009) geralmente são encontradas em maior quantidade em águas correntes e limpas, sob pedras, troncos e vegetação submersa. São grandes predadores (possivelmente são os maiores insetos encontrados em ambientes aquáticos).

Com relação entre a riqueza taxonômica e a variedade de organismos foi observado que este ponto foi superior entre todos os locais de coleta. Mas em contrapartida a diversidade desse ambiente alterado, torna-se limitado pelas condições abióticas apresentando-se seletivo para os Mollusca e Chironomidae.

Tabela 10 - Organismos bentônicos coletados a montante de Piracicaba no rio Corumbataí com indicadores das condições tróficas da água no período de chuvas

Ponto/Período	Taxa	Coleta número				Indicadores de águas (PÉREZ, 1988)	
		1	2	3	Total		
Montante Piracicaba/ Chuvas	Megaloptera	Corydalidae	00	00	03	03	Límpidas
	Odonata	Gomphidae	03	05	37	45	Oligomesotróficas
		Libellulidae	03	04	36	43	Eutrofizadas, oligotróficas, oligomeso..., mesotróficas
		Calopterygidae	05	03	03	11	Oligomesotróficas
		Megapodagrionidae	00	03	00	03	Oligotróficas
	Hemiptera	Belostomatidae	05	01	02	08	Oligomesotróficas e eutróficas
		Naucoridae	00	00	02	02	Oligotróficas, oligomeso, eutróficas
	Coleoptera	Hydrophilidae	23	05	00	28	Muita matéria orgânica. Muito contaminadas
		Limnychidae	03	06	00	09	Muita matéria orgânica
		Elmidae	04	00	00	04	Matéria orgânica
	Ephemeroptera	Leptophlebiidae	00	00	24	24	Límpidas a ligeiramente contaminadas
		Hydropsychidae	00	00	04	04	Oligotróficas a eutróficas
	Trichoptera	Leptoceridae	07	00	32	39	Oligomesotróficas
		Glossosomatidae	01	00	00	01	Oligotróficas
	Mollusca	Gastropoda	77	00	00	77	Vive em todo tipo de água, resistentes à poluição.
		Bivalvia	257	263	323	843	Límpidas a altos graus de contaminação
	Oligochaeta		09	03	28	40	Partes mais contaminada de um rio
Glossiphoniiformes	Glossiphoniidae	10	00	00	10	Eutrofizadas por efeitos de contaminação orgânica	
Diptera	Chironomidae	86	87	113	286	Abundante matéria orgânica em decomposição. Mesoeutróficas.	

Para este ponto, a estação pluviométrica do DAEE (2012) mais próxima fica a sua montante no município Rio Claro na Universidade Estadual Paulista (UNESP). A Figura 8 ilustra a pluviosidade média no mês de dezembro/2010 com 273,8 mm, janeiro 569,2 mm e fevereiro/2011 com 241,5 mm.

6.5 Índice de Estado Trófico (IET) da água

Este índice tem a finalidade de caracterizar os corpos d'água em distintos graus de trofia, ou seja, analisa a qualidade da água quanto ao enriquecimento por nutrientes e seu efeito pertinente ao crescimento excessivo das algas ou ao aumento da invasão de macrófitas aquáticas.

As variáveis analisadas para o cálculo do IET foram duas: clorofila *a* e fósforo total. A variabilidade das ações ambientais tem influência sobre o grau de eutrofização de um corpo hídrico, esse processo pode apresentar variações no decorrer do ano. De acordo com o relatório de 2010 do comitê de Bacias Hidrográficas dos rios Piracicaba, Capivari e Jundiá (PCJ) os indicadores do IET devem ser sempre analisados no contexto também do ano hidrológico.

6.5.1 IET da água baseado na clorofila *a*

Os resultados das amostras para este corpo hídrico indicaram (Tabela 11 e Figura 16) para clorofila *a* que houve grande variação durante as coletas. Em decorrência do aporte de nutrientes ao sistema, verificaram-se significativas concentrações deste pigmento.

Lamparelli (2004) observou que a fração de pigmentos considerados fotossinteticamente ativos (clorofila *a*) em rios é expressivamente menor do que em reservatórios. E que as espécies de ambientes lóticos devem estar bem adaptadas à alta turbulência e grande variação da luminosidade, à medida que são transportadas ao longo do rio.

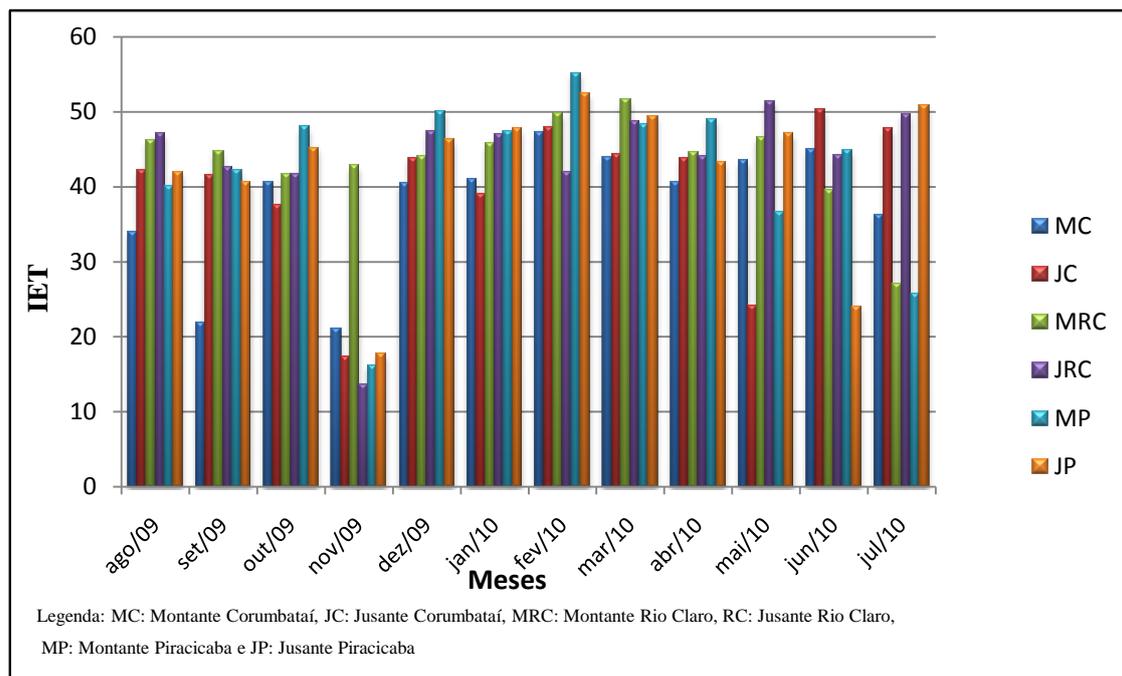


Figura 16 – IET da água baseado na clorofila *a* nos pontos de coleta no período de agosto/2009 a julho/2010

De acordo com NEAL et al. (2006) o nível de trófia varia de acordo com as condições do ambiente, porque a extração do pigmento clorofila é realizado em fitoplânctons e a sua presença não está ligada somente aos nutrientes, mas também ao tempo de retenção, agregação de zonas mortas e a distribuição e tempo da velocidade de descarga do canal do rio.

A montante e a jusante de Corumbataí apresentaram a classificação de ultraoligotrófico a mesotrófico. Com exceção do mês de junho/2010 a jusante foi classificada como supereutrófico.

No ponto de Rio Claro a montante e a jusante foram encontrados valores de ultraoligotrófico a mesotrófico. Apenas os meses de fevereiro/2010 a montante, dezembro/2009 e julho/2010 a jusante apresentaram-se como eutrófico.

Em Piracicaba a montante e a jusante a maioria dos meses ficou de ultraoligotrófico a mesotrófico. A montante em fevereiro/2010 resultou como eutrófico e supereutrófico a montante em fevereiro e a jusante em maio e julho/2010.

Em outro estudo neste rio, no ponto Corumbataí a montante, nos meses de outubro/06, fevereiro e maio/07 foram encontrados os respectivos valores de mesotrófico, eutrófico e oligotrófico. A jusante foi obtida como mesotrófico em outubro/06 e oligotrófico em fevereiro e maio/07 (MESSIAS, 2008).

De acordo com Lamparelli (2004) foram encontrados pontos em rios de São Paulo, com valores da clorofila *a* superiores a $10 \mu\text{g.L}^{-1}$ entre 1996 e 2001. Em sete ocasiões as concentrações deste pigmento superaram $30 \mu\text{g.L}^{-1}$, em pontos dos rios Atibaia, Capivari, Pardo, Piracicaba e Tietê.

Neste estudo as maiores concentrações de clorofila *a*, foram encontradas no mês de fevereiro/2010, mas foram inferiores ao estabelecido pela resolução CONAMA 357/2005 para rios classe I e II, ou seja, menores que $10 \mu\text{g.L}^{-1}$.

As causas e efeitos deletérios da descarga de contaminantes e nutrientes sobre este rio tornam-se cada vez mais preocupantes. A eutrofização de mananciais dificulta, por exemplo, seu uso para abastecimento humano. A preocupação deve ser maior em consideração a este corpo hídrico, porque é responsável pelo fornecimento de 100% de água para consumo pela população de Piracicaba.

Tabela 11 – IET da água por meio clorofila *a* no período de agosto/2009 a julho/2010

Período		IET da água por meio clorofila <i>a</i>					
		Pontos de amostragem					
Ano	Meses	Corumbataí		Rio Claro		Piracicaba	
		Montante	Jusante	Montante	Jusante	Montante	Jusante
2009	Agosto	Ultra	Meso	Meso	Meso	Ultra	Oligo
	Setembro	ND	Ultra	Oligo	Ultra	Ultra	Ultra
	Outubro	Oligo	Ultra	Oligo	Oligo	Meso	Oligo
	Novembro	Ultra	ND	Oligo	ND	ND	ND
	Dezembro	Oligo	Oligo	Oligo	Eutro	Super	Meso
2010	Janeiro	Oligo	Oligo	Meso	Meso	Oligo	Oligo
	Fevereiro	Meso	Oligo	Eutro	Oligo	Eutro	Meso
	Março	Ultra	Ultra	Meso	Oligo	Oligo	Meso
	Abril	Oligo	Ultra	Oligo	Oligo	Oligo	Oligo
	Maio	Oligo	Ultra	Meso	Meso	Ultra	Super
	Junho	Oligo	Super	Oligo	Oligo	Oligo	Ultra
	Julho	Ultra	Oligo	Ultra	Eutro	Ultra	Super

Ultra (ultraoligotrófico), Oligo (oligotrófico), Meso (mesotrófico), Eutrófico (eutro) Super (supereutrófico), Hiper (hipereutrófico), e ND (abaixo do limite de detecção)

6.5.2 IET da água baseado no fósforo total

Em áreas densamente povoadas, os efluentes domésticos podem ser responsáveis por cerca de 50% do aporte de fósforo (AGUIJARO; ISAAC, 2002). Das atividades antrópicas referentes a esta bacia, a principal é o cultivo da cana-de-açúcar, seguido pela pastagem, floresta plantada, mineração e áreas urbanas (ARMAS, 2006).

Os resultados das amostras, das quais foi verificado que o fósforo total segue dentro da classificação de boa qualidade de acordo com a concentração, ou seja, ficaram dentro de uma faixa normal para águas de ambientes lóticos não contaminados. Resultou como ultraoligotrófica para a maioria das coletas. Apenas dez pontos foram classificados como oligotrófica e quatro foram abaixo do limite de detecção (Figura 17 e Tabela 12).

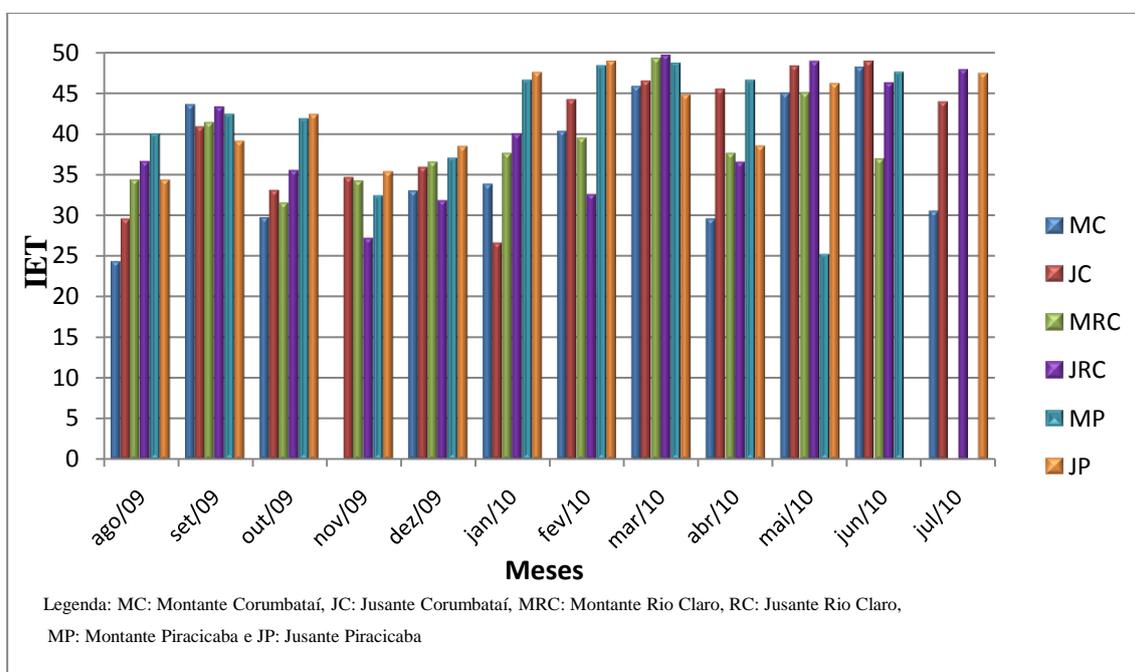


Figura 17 - IET da água baseado no fósforo total nos pontos de coleta no período de agosto/2009 a julho/2010

Os resultados deste estudo quanto ao fósforo total, tiveram diferença em relação ao estudo de Messias (2008), quando realizou coletas no rio Corumbataí, em julho e outubro/06 e fevereiro e maio/07. Encontrou valores dez vezes acima dos limites de fósforo total definidos em $0,030 \text{ mg.L}^{-1}$ para rios classe II.

O fósforo tem sido apontado como o principal responsável pela eutrofização artificial de ecossistemas aquáticos (ESTEVEZ, 1998). Nas amostras de água coletadas este elemento,

por alguma reação pode não ter ficado disponível em sua forma original, explicando a baixa concentração. De acordo com Reynolds (1978) o fósforo em ambientes aquáticos normalmente ocorre na forma oxidada como fosfato, na fração inorgânica, podendo também estar disponível, na maioria das vezes como ortofosfato na fração orgânica.

Tabela 12 - IET da água por meio do fósforo pelo período de agosto de 2009 a julho de 2010.

		IET da água por meio do fósforo total					
Período		Pontos de amostragem					
Ano	Meses	Corumbataí		Rio Claro		Piracicaba	
		Montante	Jusante	Montante	Jusante	Montante	Jusante
2009	Agosto	Ultra	Ultra	Ultra	Ultra	Ultra	Ultra
	Setembro	Ultra	Ultra	Ultra	Ultra	Ultra	Ultra
	Outubro	Ultra	Ultra	Ultra	Ultra	Ultra	Ultra
	Novembro	ND	Ultra	Ultra	Ultra	Ultra	Ultra
	Dezembro	Ultra	Ultra	Ultra	Ultra	Ultra	Ultra
	Janeiro	Ultra	Ultra	Ultra	Ultra	Ultra	Oligo
	Fevereiro	Ultra	Ultra	Ultra	Ultra	Oligo	Oligo
	Março	Ultra	Ultra	Oligo	Oligo	Oligo	Ultra
2010	Abril	Ultra	Ultra	Ultra	Ultra	Ultra	Ultra
	Maiο	Ultra	Oligo	Ultra	Oligo	Ultra	Ultra
	Junho	Oligo	Oligo	Ultra	Ultra	Ultra	ND
	Julho	Ultra	Ultra	ND	Ultra	ND	Ultra

Ultra (ultraoligotrófico), Oligo (oligotrófico), Meso (mesotrófico), Eutro (eutrófico), Super (supereutrófico), Hiper (hipereutrófico), ND (abaixo do nível de detecção)

6.5.3 IET da água por meio da clorofila *a* e fósforo total

Para esta correlação foram consideradas as médias geométricas de cada ponto para clorofila *a* e fósforo total. Os resultados obtidos (Tabela 13) indicam que a correspondência das duas variáveis diminuiu, devido às concentrações reduzidas de fósforo total.

Lamparelli (2004) em seus trabalhos observou que a correlação entre a clorofila *a* e o ortofosfato é maior em rios do que para clorofila *a* e fósforo total. Assim essa poderia ser a variável mais adequada para o cálculo do índice de estado trófico. Esses valores devem estar

mais relacionados com o fósforo efetivamente disponível para o fitoplâncton. No entanto, como o número de dados de ortofosfato solúvel em rios é reduzido, seria importante agregar um maior conjunto de dados antes de propor um índice específico para essa variável.

Foi observado que não houve alteração preocupante no índice de eutrofização ao longo do percurso a montante do município de Corumbataí e a jusante de Piracicaba. Os índices alcançados na maioria das coletas variaram do ultraoligotrófico ao mesoeutrófico. O relatório da CETESB (2011) também apontou que este corpo hídrico está passando por um processo de eutrofização, os resultados para vários pontos do rio apontaram classificação desde ultraoligotrófico a Hipereutrófico.

Os resultados do IET quando correlacionados com a fauna bentônica (item 6.4) e testes de toxicidade crônica com *C. dubia* (item 6.3), alertar as autoridades sobre as consequências das atividades antropogênicas neste corpo hídrico, que em um futuro próximo poderá resultar na substituição de suas espécies e na redução da diversidade específica, consequentemente causando no rio Corumbataí.

Tabela 13 – IET da água por meio da clorofila *a* e do fósforo total no período de agosto/2009 a julho/2010

Período		IET da água por meio da clorofila <i>a</i> e do fósforo total					
		Pontos de amostragem					
Ano	Meses	Corumbataí		Rio Claro		Piracicaba	
		Montante	Jusante	Montante	Jusante	Montante	Jusante
2009	Agosto	Ultra	Ultra	Ultra	Oligo	Oligo	Ultra
	Setembro	Ultra	Ultra	Ultra	Ultra	Oligo	Ultra
	Outubro	Ultra	Ultra	Ultra	Ultra	Ultra	Ultra
	Novembro	Ultra	Ultra	Ultra	Ultra	Ultra	Ultra
	Dezembro	Ultra	Ultra	Ultra	Oligo	Oligo	Ultra
	Janeiro	Ultra	Ultra	Ultra	Ultra	Oligo	Oligo
	Fevereiro	Oligo	Oligo	Oligo	Ultra	Meso	Meso
2010	Março	Ultra	Ultra	Oligo	Oligo	Oligo	Oligo
	Abril	Ultra	Ultra	Ultra	Ultra	Oligo	Oligo
	Maio	Ultra	Ultra	Ultra	Oligo	Ultra	Oligo
	Junho	Oligo	Oligo	Ultra	Ultra	Ultra	Ultra
	Julho	Ultra	Oligo	Ultra	Oligo	Ultra	Oligo

Ultra (ultraoligotrófico), Oligo (oligotrófico), Meso (mesotrófico), Eutro (eutrófico), Super (supereutrófico), Hiper (hipereutrófico) e ND (abaixo do nível de detecção).

6.6 Quantificação de metais

Os metais presentes nos fluxos de água naturais são provenientes da lixiviação das substâncias químicas contidas nas rochas, drenagem de água de chuva e descarga de águas de despejos de origem urbana, industrial e agropecuária (RAISWELL et al., 1983; SANTOS, 2004).

Em 2009 a precipitação anual foi 22% maior do que a média histórica. Neste mesmo ano, o mês de agosto apresentou precipitações 212% maiores que a média (THESIS, 2010). Comparando as informações pluviométricas (item 6.1.1), a média mensal de chuvas (mm) com a oscilação na presença e quantidade dos elementos, não estão relacionados com o período de chuva ou seca.

6.6.1 Montante Corumbataí

Neste ponto o Zn foi o elemento encontrado em maior concentração, conforme ilustra a Figura 18, no mês de dezembro/2009 chegando a $1,92 \mu\text{g.L}^{-1}$. Para os outros meses, em cinco pontos, a concentração máxima foi de $0,5 \mu\text{g.L}^{-1}$. O Pb foi detectado em quatro coletas, destas a maior concentração foi no mês de junho/2010 com o valor de $0,57 \mu\text{g.L}^{-1}$. Os outros elementos Cd, Cu e Ni não foram detectados nas análises.

Inafuku (2011) realizou suas coletas para análises de sedimento em suspensão no mesmo momento e pontos que este estudo. Nos seus resultados o Zn neste local apresentou concentração maior em fevereiro/2010 de $8,9 \mu\text{g.L}^{-1}$ e no mês de agosto/2009 não foi detectado. Nos outros variou de $0,86 \mu\text{g.L}^{-1}$ a $8,3 \mu\text{g.L}^{-1}$. Para Ziolli, Barreto e Jardim (1995) valores elevados de Zn podem estar relacionados à atividade da queima da cana.

Bryan e Langston (1992) evidenciaram que concentrações de Zn superiores a $15 \mu\text{g.L}^{-1}$ na água podem interferir nas taxas de fixação de carbono em populações naturais, reduzindo a população. E também verificaram que o crescimento de diatomáceas é inibido em concentrações a partir de $20 \mu\text{g.L}^{-1}$.

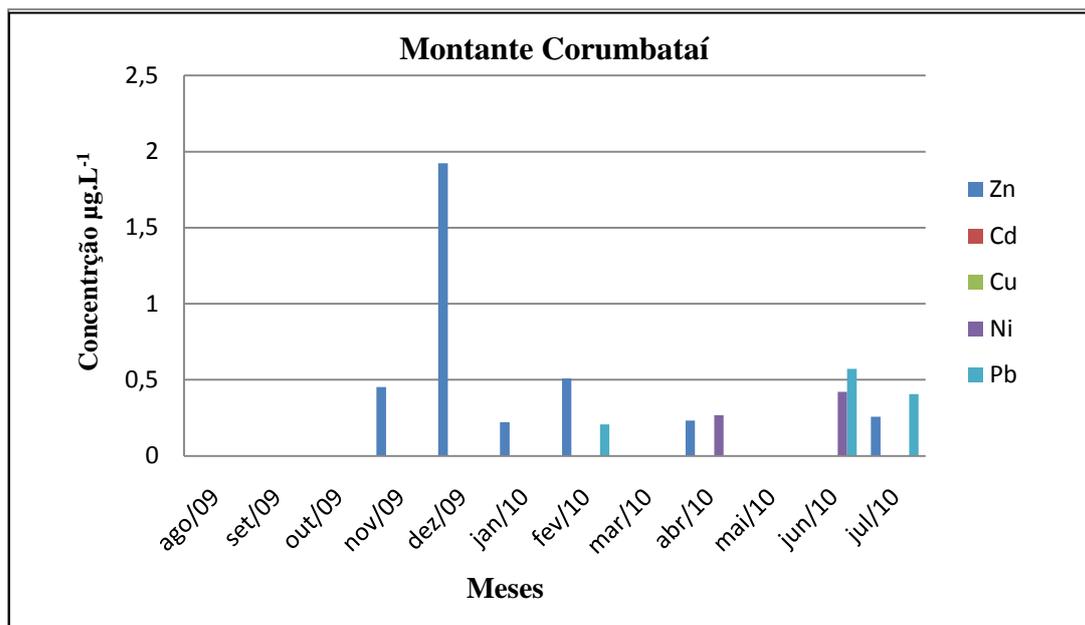


Figura 18 - Metais a montante de Corumbataí no período de agosto/2009 a julho/2010

6.6.2 Jusante Corumbataí

Para este ponto o elemento em destaque foi o Pb (Figura 19) chegando no mês de setembro ao valor máximo de $4,5 \mu\text{g.L}^{-1}$. Labunska; Stringer e Bridgen (2000) mencionaram que o Pb é o elemento mais encontrado no ambiente e não possui função nutricional conhecida. E que plantas e animais podem acumular esse elemento a partir da água, solos e sedimentos, sendo as formas orgânicas mais facilmente absorvidas do que as inorgânicas.

O Cd foi detectado em todos os pontos com concentrações menores que $0,5 \mu\text{g.L}^{-1}$. O carvão e outros combustíveis fósseis contêm Cd e a combustão dos mesmos distribui o elemento no ambiente (SILVA et al., 2001)

O Zn no mês de dezembro/2009 apresentou a maior concentração de $1,11 \mu\text{g.L}^{-1}$ e de janeiro a abril/2010 os resultados foram menores que $0,5 \mu\text{g.L}^{-1}$. Inafuku (2011) analisando esse elemento no sedimento em suspensão encontrou em dezembro/2009 o valor de $5 \mu\text{g.L}^{-1}$. Sendo que o maior valor encontrado pela autora foi no mês de novembro/2009 de $20 \mu\text{g.L}^{-1}$.

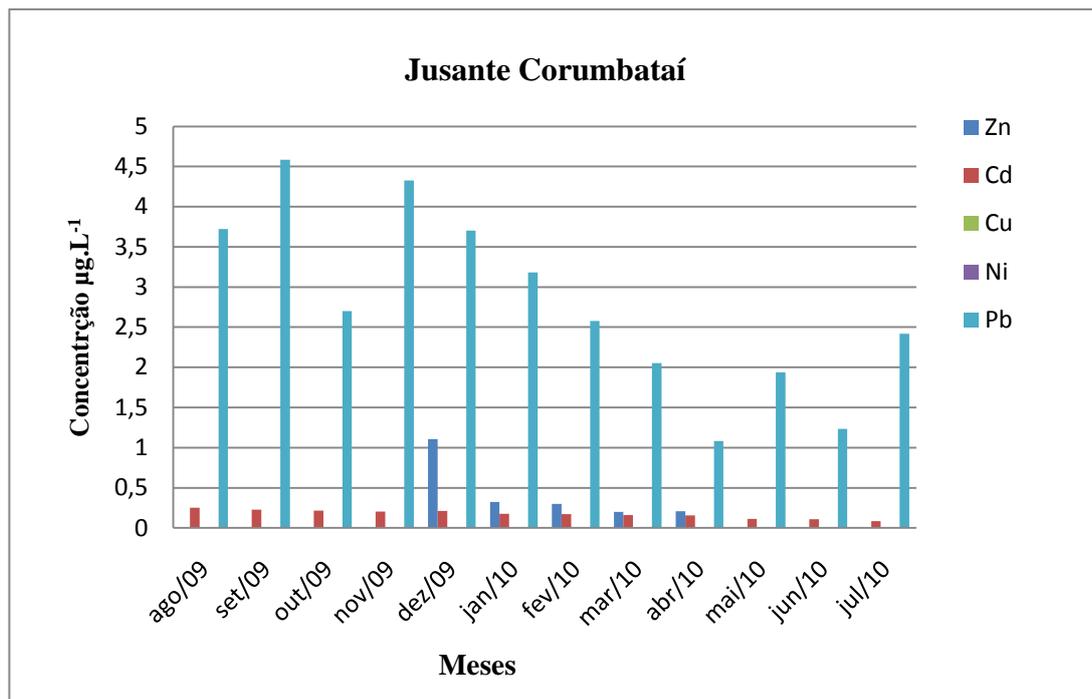


Figura 19 - Metais a jusante de Corumbataí no período de agosto/2009 a julho/2010

6.6.3 Montante Rio Claro

As maiores concentrações foram dos elementos Zn e Pb, conforme ilustra a Figura 20. O zinco no mês de outubro/2009 apresentou a maior concentração que foi de $2,42 \mu\text{g.L}^{-1}$, os outros meses variaram de $0,69$ a menor que o limite de detecção. Inafuku (2011) em sedimento em suspensão no mesmo mês não detectou esse elemento. Esta mesma autora, neste mesmo ponto no mês de março/2010 encontrou a maior concentração que foi de $5,0 \mu\text{g.L}^{-1}$.

Segundo Bonanci (2001) o Zn pode ocorrer de forma natural ou antropogênica, é essencial e tanto a ausência como o excesso podem causar prejuízos aos organismos. As principais fontes de contaminação de solos e águas com esse elemento é o esgoto não tratado.

Em agosto/2009 foi detectada a maior concentração de Pb com $1,33 \mu\text{g.L}^{-1}$. E detectado novamente somente nos meses de novembro, dezembro/2009 e abril/2010, com os respectivos valores $0,72$; $0,35$ e $0,53 \mu\text{g.L}^{-1}$.

O Cd foi detectado em poucas amostras com quantidade reduzida, com valores menores que $0,1 \mu\text{g.L}^{-1}$.

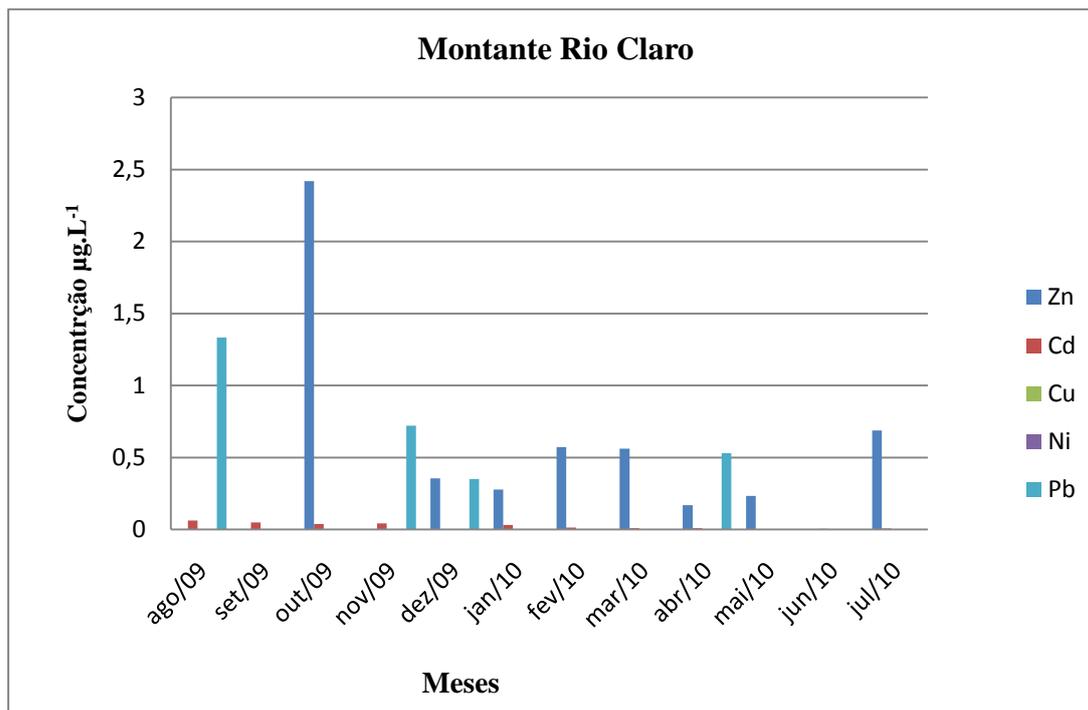


Figura 20 - Metais a montante de Rio Claro no período de agosto/2009 a julho/2010

6.6.4 Jusante Rio Claro

O Zn também apresentou a maior concentração, $0,57 \mu\text{g.L}^{-1}$ no mês de dezembro/2009, igualmente os pontos a montante e a jusante Corumbataí que foram as maiores para este mesmo período (Figura 21). Messias (2008) em coleta próxima a essa estação, durante cinco meses obteve em água o valor médio de $21,4 \mu\text{g.L}^{-1}$ do mesmo elemento.

O Ni foi detectado neste local com o maior valor de $0,472 \mu\text{g.L}^{-1}$ no mês de dezembro/2009. Os outros meses nas quais se observou a presença desse elemento foram setembro/2009, abril, junho e julho/2010 com os respectivos valores $0,45$; $0,42$; $0,40$ e $0,26 \mu\text{g.L}^{-1}$. Messias (2008) nas coletas de água encontrou o valor médio de $1,96 \mu\text{g.L}^{-1}$ de níquel.

Peláez-Rodríguez et al. (2002) comentaram que este elemento é similar ao chumbo, é considerado altamente tóxico e bioacumulativo.

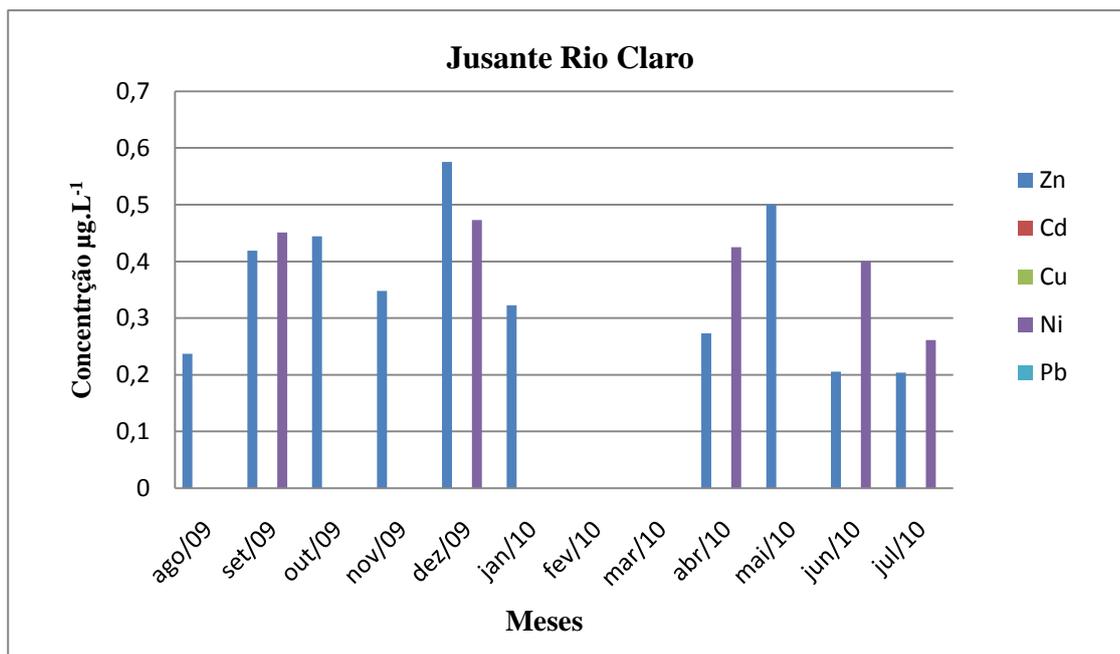


Figura 21 - Metais a jusante de Rio Claro no período de agosto/2009 a julho/2010

6.6.5 Montante Piracicaba

O chumbo foi encontrado na água neste ponto em nove coletas, o menor valor foi $2,07 \mu\text{g.L}^{-1}$ em abril/2010 e $3,96 \mu\text{g.L}^{-1}$ em julho/2010. Messias (2008) encontrou o valor médio de $1,66 \mu\text{g.L}^{-1}$ desse elemento em amostras de água. A Figura 22 apresenta a quantificação dos elementos encontrados para este local.

O Zn foi detectado em seis amostragens com valores de $0,23$ a $0,61 \mu\text{g.L}^{-1}$. Para este metal, Messias (2008) encontrou valores bem maiores com a média de $44,8 \mu\text{g.L}^{-1}$, sendo que em julho/2006 foi o maior valor encontrado de $150 \mu\text{g.L}^{-1}$.

Esse ponto foi selecionado a aproximadamente 1000 metros após a junção do rio Passa Cinco com o rio Corumbataí com o propósito para este estudo, de um efeito de diluição das águas. A finalidade não foi alcançada, pois tanto nos testes de toxicidade com *C. dubia* (item 6.3) quanto na determinação de metais não foi observado valores menores nas análises quando comparados com os outros pontos (Figura 22).

Quando confrontados os resultados do Zn para este estudo com os resultados de Messias (2008) pode se concluir que ocorreu diluição, e embora os métodos de detecção dos dois estudos tenham sido diferentes, o ponto de coleta da autora foi demarcado antes da

junção dos dois rios. E a maior concentração de todos os elementos ocorreu no mês de julho/2006, em época de seca.

Muitas pesquisas foram realizadas na bacia do rio Corumbataí focando o município de Santa Gertrudes, inclusive a CETESB (2005), investigou as águas residuárias das indústrias cerâmicas, pelo lançamento de resíduos da linha de esmaltação (raspas) contendo metais pesados, entre eles Pb, Zn e Cd e diversas substâncias como Cr, Ni, Ba, Cu, Zr, Ca, Na, entre outras.

Em 1997 a CETESB (2005) capturou em lagos próximo das indústrias, peixes que apresentaram bioacumulação de Pb nas vísceras, em concentrações de $147 \mu\text{g.g}^{-1}$. Com relação ao Zn na musculatura de peixes foram encontradas concentrações de 4,5 a 14mg.k^{-1} , enquanto as vísceras apresentaram 20 a $56,7 \text{mg.k}^{-1}$.

Messias (2008) em seu estudo abrangeu os municípios de Rio Claro, Santa Gertrudes e Piracicaba. Foram observadas concentrações mais elevadas dos elementos químicos presentes nos corpos d'água que deságuam no rio Corumbataí, mostrando influência negativa na qualidade da água para este rio.

Inafuku (2011) no mesmo local para sedimento em suspensão obteve para Zn o maior valor no mês de dezembro/2009 com $38,6 \mu\text{g.L}^{-1}$, na média das doze coletas apresentou o valor de $12,15 \mu\text{g.L}^{-1}$.

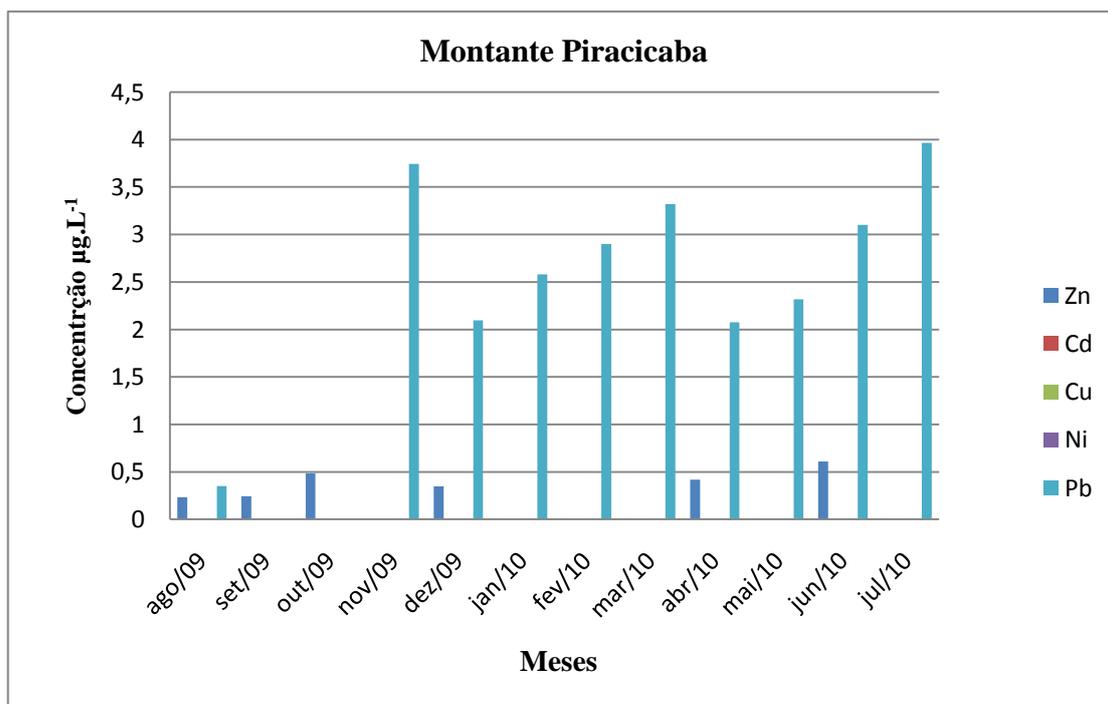


Figura 22 - Metais a montante de Piracicaba no período de agosto/2009 a julho/2010

6.6.6. Jusante Piracicaba

Dentre os elementos químicos encontrados (Figura 23), o Chumbo foi detectado em todas as coletas realizadas neste ponto. A maior concentração foi de $5,18 \mu\text{g.L}^{-1}$ no mês de março/2010 e a menor no mês de outubro/2009 com $1,43 \mu\text{g.L}^{-1}$.

O cádmio em relação as coletas anteriores para esse ponto apresentou valores mais elevados. No mês de agosto/2009 foi o maior com $0,649 \mu\text{g.L}^{-1}$ e o menor em setembro/2009 com $0,18 \mu\text{g.L}^{-1}$.

O níquel foi encontrado em uma coleta apenas, no mês de maio/2010 com $0,935 \mu\text{g.L}^{-1}$.

O zinco foi detectado em quatro coletas com a maior concentração de $0,328 \mu\text{g.L}^{-1}$ no mês de setembro/2009 e a menor foi de $0,213 \mu\text{g.L}^{-1}$ no mês de agosto/2009. Inafuku (2011) para sedimento em suspensão, em março/2010 encontrou o maior valor de $55,1 \mu\text{g.L}^{-1}$. O valor da concentração média das amostras foi de $14,62 \mu\text{g.L}^{-1}$. Cotta (2006) indicou que no ambiente aquático o zinco prende-se, predominantemente, ao material suspenso antes de ser acumulado ao sedimento. No entanto a ressolubilização em fase aquosa é possível, sob certas condições físico-químicas.

A contribuição do ribeirão Claro, que transporta efluentes da cidade de Rio Claro e Santa Gertrudes, é provavelmente uma das fontes de contaminação industrial e de elementos químicos no rio Corumbataí (MOURA, 2006). E próximo da foz em Piracicaba, a usina Costa Pinto, é a maior consumidora industrial da bacia e lança seus efluentes no rio Corumbataí (BORTOLETTO, 1999).

No projeto Corumbataí Cerâmicas (CETESB, 2005) a preocupação maior com a contaminação da microbacia do córrego da Fazenda Itaquí e a exportação de seus contaminantes tiveram grande relevância, dentre outras razões, pelo fato de que este corpo d'água é contribuinte da bacia do Corumbataí, a montante da captação de águas para abastecimento público do município de Piracicaba, no rio Corumbataí.

O problema sobre a concentração de elevados teores de alguns metais na água ou sedimentos, é que não expressam seus efeitos negativos de forma imediata aos organismos vivos, mas certamente indicam um estado de contaminação latente que poderá causar a biomagnificação da cadeia trófica.

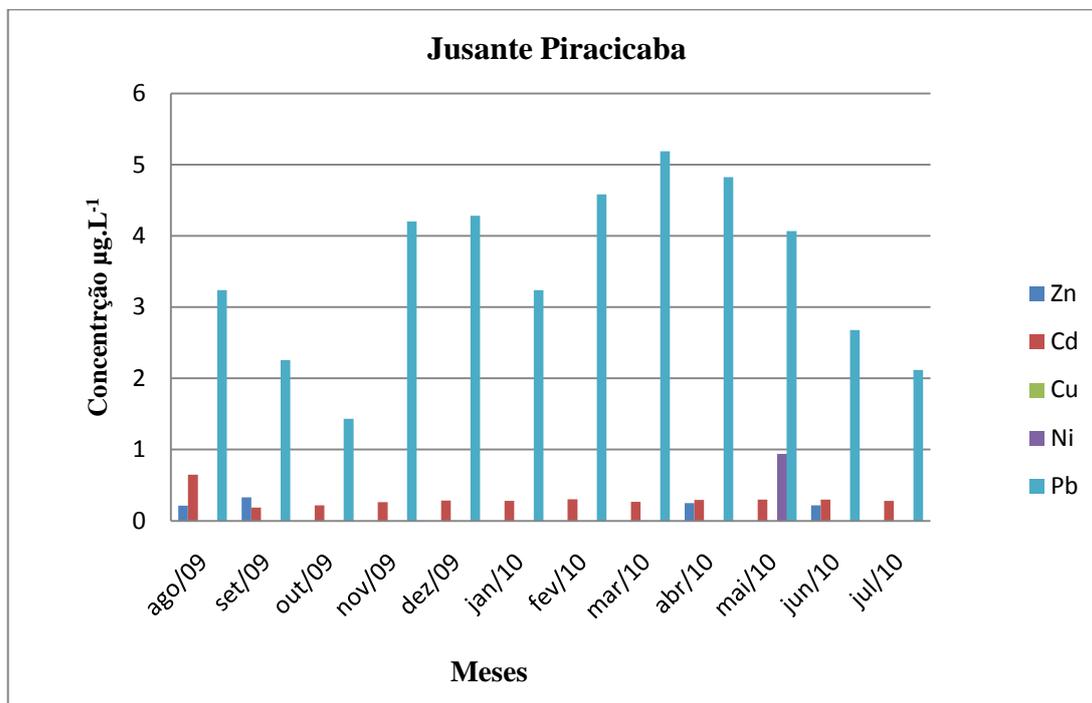


Figura 23 - Metais a jusante de Piracicaba no período de agosto/2009 a julho/2010

6.7 Análise de surfactantes

As maiores concentrações foram encontradas nos meses de dezembro/2009 a abril/2010, com valores de 0,09 mg.L⁻¹. Em boletim de análises de água bruta do Serviço Municipal de água e Esgoto (SEMAE, 2012) referente ao segundo semestre de 2010 a concentração de surfactantes detectada foi de 0,015 mg.L⁻¹ e no primeiro semestre de 2011 foi de 0,096 mg.L⁻¹.

Ocorreu grande variação entre os pontos para esta análise e confrontando as informações pluviométricas (item 6.1.1), a média mensal de chuvas (mm) com a oscilação na presença de surfactantes, foi verificado que as coletas não acompanharam maiores ou menores concentrações tanto no período de chuvas como de seca.

Braga (2002) relatou sobre a natureza química dos surfactantes que podem interagir com os principais elementos da membrana celular, as proteínas e os lipídeos, desestruturando os sistemas de membranas e diminuindo as estruturas de proteção dos organismos. Também em testes realizados com *D. similis*, *C. dubia* e *C. silvestrii*, Coelho (2008) evidenciou do potencial tóxico agudo do surfactante aniônico dodecil sulfato de sódio (DSS) aos cladóceros.

Na década de 80 Rocha et al. (1985) concluíram que embora os surfactantes, física e quimicamente apresentem muitas diferenças entre si, possuem a propriedade comum de

baixar a tensão superficial dos líquidos, nos quais estão dissolvidos, podendo causar eutrofização e apresentar toxicidade variável. E concentrações de 0,1 mg/L podem interferir no desenvolvimento de estágios juvenis de alguns invertebrados e, também, propiciar efeitos sinérgicos, aumentando a incorporação de outros poluentes. A Figura 24 apresenta as concentrações de surfactante ao longo do período estudado.

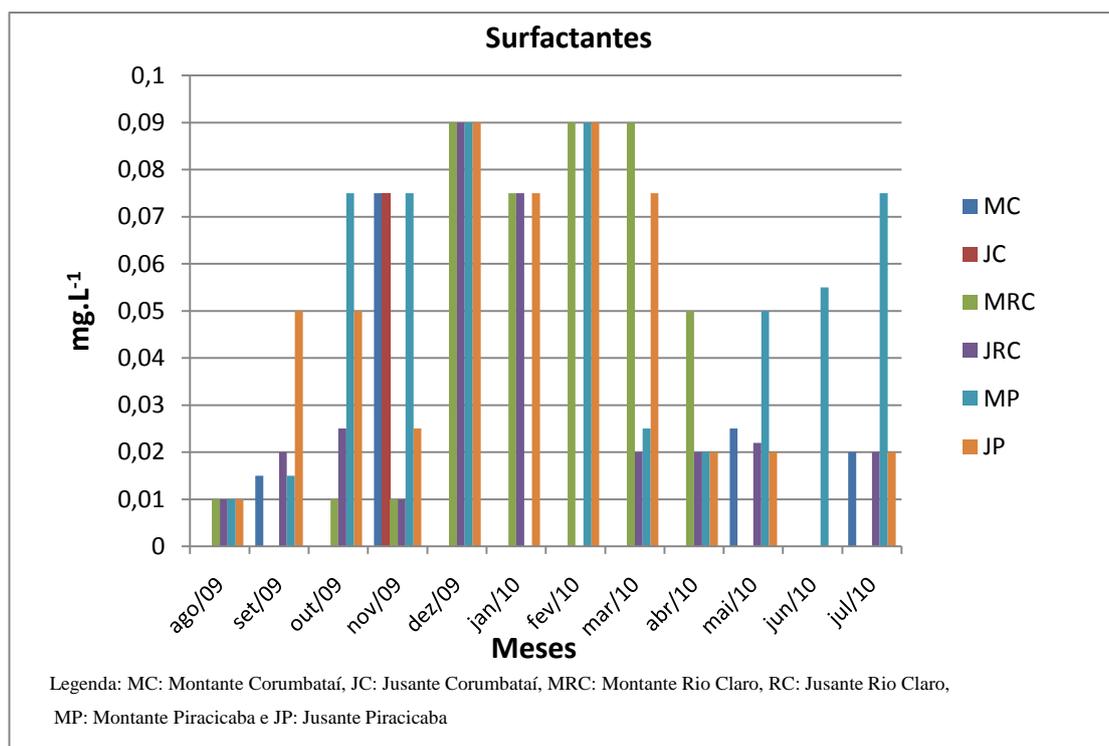


Figura 24 - Concentrações de surfactantes a montante Corumbataí até a jusante de Piracicaba no período de agosto/2009 a julho/2010

6.8 Análise de fenóis

Os resultados obtidos estão apresentados na Figura 25. No mês de novembro/2009, foi detectada a concentração mais elevada, no ponto jusante Corumbataí, com o valor de 0,08 mg.L⁻¹. A jusante de Piracicaba foi o ponto que apresentou a maior concentração de fenol nas coletas variando de 0,01 a 0,05 mg.L⁻¹. Nos boletins de análises de água bruta do SEMAE (2012) referente ao segundo semestre de 2010 a concentração de fenóis avaliada foi de 0,029 mg.L⁻¹ e no primeiro semestre de 2011 foi de 0,001 mg.L⁻¹.

Muitos contaminantes aumentam a toxicidade após a cloração das águas no que se refere à formação de subprodutos da cloração. Hackbart (2007) indicou que no tratamento da

água os fenóis reagem com o cloro livre formando os clorofenóis, dioxinas e furanos, substâncias cancerígenas que produzem sabor e odor na água. Nos boletins do SEMAE (2012) relativo ao segundo semestre de 2010 e primeiro semestre de 2011 os resultados encontrados para clorofenóis foram menores que $0,1 \mu\text{g.L}^{-1}$.

Impactos negativos do fenol sobre a reprodução em animais aquáticos foram relatados para peixes e invertebrados, como gastrópodes, camarão e ouriços do mar. Embora os estudos existentes concentraram-se principalmente nos efeitos agudos de fenol sobre a viabilidade de gametas e desenvolvimento do embrião, ainda são pouco conhecidos se os efeitos a longo prazo da exposição crônica ao fenol podem levar à deficiência reprodutiva de animais aquáticos ainda são pouco conhecidos (DORIS, 2003).

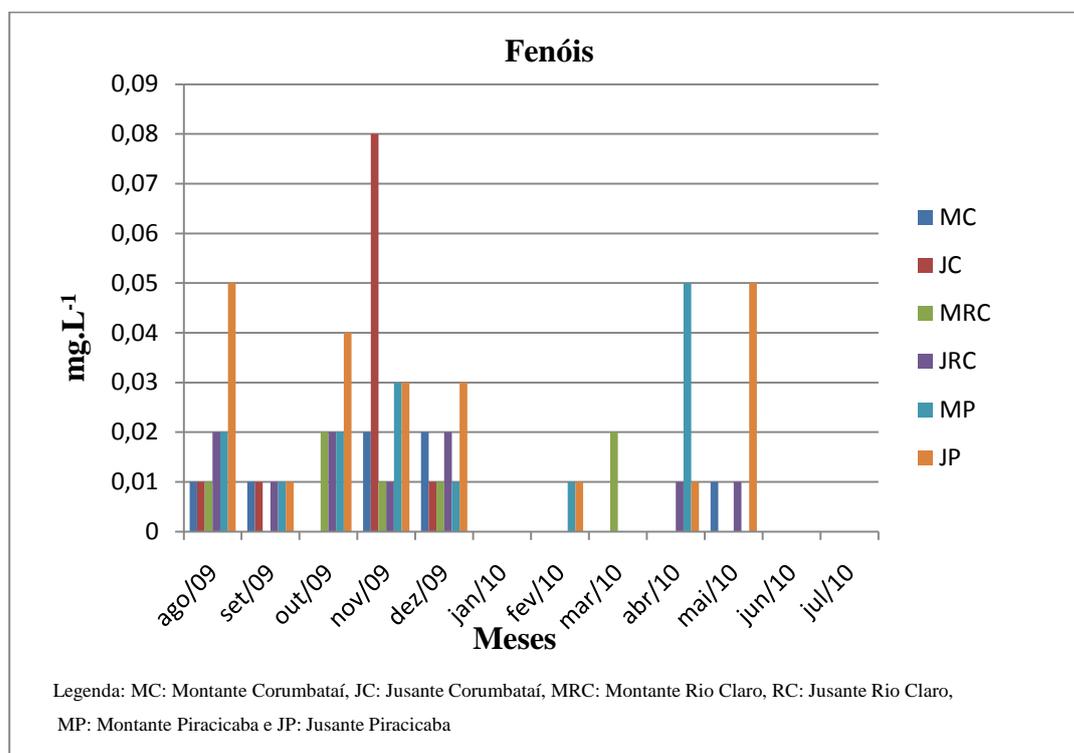


Figura 25 - Concentração de fenóis nos pontos de coleta no período de agosto/2009 a julho/2010

7. CONCLUSÕES

A distribuição das chuvas nos anos de 2009 a 2011 não se apresentaram de acordo com o padrão normal da bacia, ocorrendo discrepâncias na sazonalidade pluviométrica.

A água apresentou características satisfatórias quanto ao pH e temperatura.

O Oxigênio dissolvido em várias amostras apresentou concentração menor que rios classe III .

A condutividade aumentou no sentido montante para a jusante no rio Corumbataí, indicando aumento de nutrientes na água.

A avaliação ecotoxicológica com *C. dubia* apontou o grau de degradação em que se encontram os trechos amostrados do rio.

A fauna bentônica apresentou diferenças nos pontos de amostragens quanto à variedade e abundância da composição da comunidade.

Pelo índice EPT a classificação da qualidade da água do rio Corumbataí foi ruim para os dois pontos amostrados tanto na época de seca como chuvosa.

Os resultados confirmaram a presença dos metais nas amostras. Os elementos constatados nas coletas em maior número de ocasiões, da maior concentração para a menor foram: Zn, Pb, Cd e Ni.

O elemento Cu não foi detectado nas amostras de água.

O IET por meio da clorofila *a* indicou que o rio encontra-se no início de um processo de eutrofização.

Com relação ao IET do fósforo total, os resultados indicaram que as concentrações foram normais para águas não contaminadas.

Quando foram correlacionados os resultados da clorofila *a* com fósforo total, o valor do IET diminuiu devido às concentrações reduzidas do fósforo total.

O rio Corumbataí encontra-se no início de um processo de eutrofização, constatado pelas concentrações de clorofila *a*, alguns resultados de testes de toxicidade e a constatação de organismos bentônicos indicadores de condições eutróficas.

De acordo com os resultados encontrados nas amostras de água, as concentrações de fenóis encontram-se acima dos limites normatizados e surfactantes abaixo.

REFERÊNCIAS

- ABREU, M. J. et al. **The use of PCR-RFLP to genetically distinguish the morphologically close species: *Ceriodaphnia dubia* Richard, 1894 and *Ceriodaphnia silvestrii* Daday, 1902 (Crustacea Cladocera).** *Brazilian Journal of Biology*. São Carlos, v. 70, n. 1. p. 121–124, 2010.
- AGUJARO, F. L.; ISAAC, R. L. Ocorrência de cianobactérias potencialmente óxicas nas bacias dos rios Piracicaba, Capivari e Jundiá – Estado de São Paulo – Brasil e avaliação dos corpos d'água em relação à eutrofização. In: XXVIII CONGRESSO INTERAMERICANO DE INGENIERIA SANITÁRIA Y AMBIENTAL, 28. 2002. Anais Cancun. 2002.
- ARMAS, E. D. **Biogeoquímica de herbicidas utilizados em cana-de-açúcar (*Saccharum spp.*) na sub-bacia do rio Corumbataí.** 2006. 187 f. Tese (Doutorado em Ecologia de Agroecossistemas) – Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2006.
- ARMAS, E. D. et al. **Diagnóstico espaço-temporal da ocorrência de herbicidas nas águas superficiais e sedimentos do rio Corumbataí e principais afluentes.** *Química Nova*, São Paulo, v. 30, n. 5, p. 1119–1127, 2007.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS **NBR 13373.** Ecotoxicologia aquática – Toxicidade crônica – Método de ensaio com *Ceriodaphnia ssp* (Crustácea – Cladocera). Rio de Janeiro, ABNT, 2003. 13 p.
- ASSOCIATION FRANÇAISE DE NORMALISATION. **Norme experimentable T90-304:** essais des eaux; détermination de l'inhibition de *Scenedesmus subspicatus* par une substance. Paris: AFNOR, 1980. 41 p.
- ATLAS ambiental da bacia do rio Corumbataí.** Disponível em: [HTTP://www.rc.unesp.br/igce/ceapla/atlas](http://www.rc.unesp.br/igce/ceapla/atlas). Acesso em: 20 ago. 2011.
- AZCUE, J. M. P. **Possíveis vias de acesso de metais pesados provenientes do sistema hídrico do rio Paraíba do Sul – Rio Guandu, RJ, até o homem.** 1987. 96 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia) – Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 1987.
- BACCI, D. L. C.; PATACA, E. **Educação para a água.** *Estudos Avançados*, v. 22, n. 63, p. 211–226, 2008.
- BARBOSA, F. A. R.; CALLISTO, M.; GALDEAN, N. The diversity of benthic macroinvertebrates as an indicators of water quality and ecosystem health: a case study for Brazil. ***Aquatic Ecosystem Health Management*** (in press). 2000.
- BARNIERI, E.; NGAN, P. V.; GOMES, V. **Efeito do LAS – C12 no metabolismo de rotina de tainhas em função da temperatura em três salinidades.** In: ESPÍNDOLA, E. L. G. et al. *Ecotoxicologia: perspectivas para o século XXI*. São Carlos: Rima, 2000. p. 293–308.
- BARROS, M.; SILVA, M.; SOUSA, R. **Geo-GOÍÁS – 2002.** Disponível em: http://www.agênciaambiental.gov.br/geogoiás/índice_inicial.php. Acesso em: 5 maio 2009.

BELONDI, H. V. **Enquadramento dos corpos d'água em classes de usos como instrumento de gestão ambiental e de recursos hídricos: estudo aplicado na bacia do rio Corumbataí-SP.** 2003. 121 f. Dissertação (Mestrado em Geociências). Instituto de Geociências e Ciências Exatas, Universidade Estadual Paulista, Rio Claro, 2003.

BENINCÁ, C. **Biomonitoramento das lagoas estuarinas do Camacho-Jaguaruna (SC) e Santa Marta-laguna (SC) utilizando *Geophagus brasiliensis* (Cichlidae).** 2006. 112 f. Dissertação (Mestrado em Genética) – Universidade Federal do Paraná Curitiba, 2006.

BERTI, A. P.; DÜSMAN, E.; SOARES, L. C. **Efeitos da contaminação do ambiente aquático por óleos e agrotóxicos.** SaBios: Revista de Saúde e Biologia, Campo Mourão, v. 4, n. 1, p. 45-51, 2009.

BISPO, P. C.; et al. A pluviosidade como fator de alteração da entomofauna bentônica (Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera) em córregos do Planalto Central do Brasil. **Acta Limnologia Brasileira**, Goiania, v. 13, n. 2, p. 1-9, 2001.

BITTENCOURT, S.; GOBBI, E. F. Carga máxima de fósforo admissível ao Reservatório Piraquara II, uma aplicação do processo TMDL, *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, Viçosa, v. 30, p. 595-603, 2006.

BOHRER, M. B. **Biomonitoramento das lagoas de tratamento terciário do sistema de tratamento de efluentes líquidos industriais (SITEL) do pólo petroquímico do sul, Triunfo, RS, através da comunidade zooplactônica.** 1995. 469 f. Tese (Doutorado em Ciências) – Universidade Federal de São Carlos. São Carlos. 1995.

BONANCI, A. L. S. **Caracterização ambiental e estudo do comportamento do chumbo, zinco e boro em áreas degradadas por indústrias cerâmicas – Região dos lagos de Santa Gertrudes, SP.** 2001. 229 f. Dissertação (Mestrado) - Instituto de Geociências, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2001.

BORTOLETTO-JUNIOR, M. J. B. **Balço de alteração e erosão química na bacia hidrográfica do rio Corumbataí, SP.** 1999. 95 f. Dissertação (Mestrado em Ciências) – Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Universidade de São Paulo, São Paulo, Piracicaba, 1999.

BOUDOU, A.; RIBEYRE, F. **Fundamental concepts in aquatic ecotoxicology.** aquatic ecotoxicology: fundamental concepts and methodologies, Boca Raton: CRC Press, 1999. V. 1, p. 35-75.

BRAGA, E. S. **Bioquímica marinha e efeitos da poluição nos processos bioquímicos.** São Paulo: FUNDESPA, 2002, 93 p.

BRINKHURST, R. O. MARCHESE, M. R. **Guide to the freshwater aquatic Oligochaeta of South and Central America.** Santo Tomé: Asociacion de ciencias, Argentina, 6, 1991.

BRYAN, G. W. LANGSTON, W. J. Bioavailability accumulation and effects of heavy metals in sediments with special reference to United Kingdom estuaries: a review. **Environmental Pollution**, v. 76, p. 89–131, 1992.

BUENO, A. A. P.; BOND-BUCKUP, G. FERREIRA, B. D. P. Estrutura da comunidade de macroinvertebrados bentônicos em dois cursos d'água do Rio Grande do Sul, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, Curitiba, v. 20, n. 1, p 115–125, 2003.

BUSS, D. F. Desenvolvimento de um índice biológico para uso de voluntários na avaliação da qualidade da água de rios. Fundação Oswaldo Cruz – FIOCRUZ. Manguinhos, Rio de Janeiro: Oecologia Brasileira, Manguinhos, v.12, n. 3, p. 520-530, 2008.

CALLISTO, M.; MORENO, P.; BARBOSA, F. **Habitat diversity and benthic functional trophic groups at Serra do Cipó, Southeast Brazil**. Brazilian Journal of Biology, 61 (2), p. 259-266, 2001.

CALLISTO, M.; MARQUES, M. M.; BARBOSA, F. A. R. Deformities in larval Chironomus (Diptera, Chironomidae) from the Piracicaba river, southeast Brazil. Verhandlungen des Internationalen Verein Limnologie, v. 27, p. 2699–2702, 2000.

CALLISTO, M.; MORETTI, M.; GOULART, M. Macroinvertebrados bentônicos como ferramenta para avaliar a saúde de riachos. Revista Brasileira de Recursos Hídricos, Porto Alegre, v.6, n. 1, p. 71-82, 2001.

Centro Tecnológico da Fundação Paulista de Tecnologia e Educação (CETEC). **Situação dos recursos hídricos das bacias hidrográficas dos rios Piracicaba, Capivari e Jundiaí**. Lins: CETEC, 2000. 501 p. (Relatório Técnico Final. CBH-PCJ. 2000).

CERESOLI, N. GAGNETEN, A. M. **Efectos del efluente de curtiembre sobre Ceriodaphnia dubia (crustacea, cladocera) en condiciones experimentales**. Caracas, 28 (8), p. 469-475 2003. Disponível em: redalyc.uaemex.mx/redalyc/src/inicio/ArtPdfRed.jsp?iCve=33908307. Acesso em: 10 maio 2009.

CESAR, A. SILVA, S. L. R. SANTOS, A. R. **Testes de toxicidade aquática no controle da poluição**. Santos: Universidade de Santa Cecília, 19974, 37 p.

CHEN, I-P.; LIN S. S.; WANG , C. H.; CHANG, L.; CHANG, J. S. Preparing and characterizing an optimal supported ceria catalyst for the catalytic wet air oxidation of phenol. **Applied Catalysis B: Environmental**, Amsterdam, v. 50, n. 1, p. 49-58, 2004.

COELHO, K. S. **Estudos ecotoxicológicos com ênfase na avaliação de toxicidade de surfactantes aniônicos aos cladoceros Daphnia similis, Ceriodaphnia dubia e Ceriodaphnia silvestrii**. 2008. 52 f. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de São Carlos. São Carlos, 2008.

COMITÊ DAS BACIAS HIDROGRÁFICAS DOS RIOS PIRACICABA, CAPIVARI E JUNDIAÍ. Comitê PCJ. Ano base 2009. **Relatório da situação dos recursos hídricos 2010**. 33p. Disponível em: <http://www.comitepcj.sp.gov.br/>. Acesso em: 20 jun. 2011.

COMPANHIA DE TECNOLOGIA E SANEAMENTO AMBIENTAL (CETESB). **Manual de espectrometria de absorção atômica-chama**, São Paulo: CETESB, 2004. 100 p.

COMPANHIA DE TECNOLOGIA E SANEAMENTO AMBIENTAL (CETESB). **Métodos de avaliação da toxicidade de poluentes a organismos aquáticos**: São Paulo: CETESB, 1999. 155 p.

COMPANHIA DE TECNOLOGIA E SANEAMENTO AMBIENTAL (CETESB). **Projeto Corumbataí cerâmicas: negociação de conflitos ambientais com o envolvimento de segmentos sociais e o pólo cerâmico de Santa Gertrudes**. São Paulo: CETESB, 2005. 138p.

COMPANHIA DE TECNOLOGIA E SANEAMENTO AMBIENTAL (CETESB). Qualidade das águas superficiais no estado de São Paulo. Ano base 2010. Série de relatórios, São Paulo: CETESB, 2011. 298 p.

COMPANHIA DE TECNOLOGIA E SANEAMENTO AMBIENTAL (CETESB). **Variáveis de qualidade das águas**. Disponível em: <<http://www.cetesb.sp.gov.br/Agua/rios/variaveis.asp#fenois>>. Acesso em: 12 set. de 2010.

COMPANHIA DE TECNOLOGIA E SANEAMENTO AMBIENTAL **L5. 321. Norma técnica**: água – determinação do potencial de crescimento algáceo. São Paulo: CETESB, 1989. 17 p.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE (CONAMA). Resolução n° 357, de 17 de março de 2005. <http://www.crq4.org.br/downloads/resolucao357.pdf>. Acesso em: 14 jun. 2011.

CONTI, J. B. **Considerações sobre as mudanças climáticas globais**. Revista do Departamento de Geografia. São Paulo, USP, v. 16, p. 70-75, 2005.

COONEY, J. D. **Freshwater tests**. In: RAND, G. M. Fundamentals of aquatic toxicology, Washington, DC, Taylor & Francis, 1995. 1125 p.

CORRER, C. J. *et al.* **Aplicação “in situ” de surfactantes em solo contaminado com petróleo e tratamento da água residual com agente oxidante**. In: Anais do 4º Congresso Brasileiro de Pesquisa e Desenvolvimento em Petróleo e Gás, 4., Natal, 2007. Natal: ABPG, 2007.

COSTA, M. J. C. **Tratamento biológico de efluente de lava-jatos**. 2006, 108 p. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal da Paraíba, João Pessoa, 2006.

COSTA, J. M.; SOUZA, L. O. I.; LOURENÇO, A. N. & OLDRINI, B. B.. **Chave para identificação das famílias e gêneros das larvas conhecidas de Odonata do Brasil: comentários e registros bibliográficos**. Rio de Janeiro: Museu Nacional, 2004. p. 3-42. (Publicações Avulsas do Museu Nacional, 99).

CUNHA, D. C. F. *et al.* Densidade fitoplactônica e estado trófico dos rios Canha e Paquireraçu, bacia hidrográfica do rio Ribeira de Iguape, SP, Brasil. *Ambi-Água*, Taubaté, v. 3, n.2, p. 90–105, 2008.

DALA-POSSA, R.; *et al.* Estimativa da qualidade de água do rio Barro Preto: utilizando os parâmetros fenóis, DQO e DBO. **Synergsmus Científica UFPR**, Pato Branco, v. 3, n. 4.p.1-2, 2008.

DEMIRAKA, A., *et al.* Heavy metals in water, sediment and tissues of *Leuciscus cephalus* from a stream in southwestern Turkey. **Chemosphere**, Amsterdam, v. 63, p. 1451-1458, 2006.

DEPARTAMENTO DE ÁGUAS E ENERGIA ELÉTRICA (DAEE). **Banco de dados pluviométricos do Estado de São Paulo**. Disponível em: <http://www.dae.sp.gov.br/>. Acesso em: 15 jan. 2012.

DORIS, W. T. A.; YURCHENKO, O. V.; REUNOV, A. A. **Sublethal effects of phenol on spermatogenesis in sea urchins (*Anthocardis crassispina*)**. Environmental Research, Amsterdam, v. 93, n. 1. p. 92-98, 2003.

DORNFELD, C. B. **Utilização de análises limnológicas, bioensaios de toxicidade e macroinvertebrados bentônicos para o diagnóstico ambiental do reservatório de Salto Grande (Americana, SP)**. 2002. 196 f. São Carlos. Dissertação (Mestrado). Escola de Engenharia de São Carlos - Universidade de São Paulo, São Carlos, 2002.

EDMONSON, W. T. Fresh water biology. University of Washington, Seattle, 1959.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA (EMBRAPA). Sistema brasileiro de classificação de solos. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, Brasília, Sistema de Produção de Informação, 2, 2006, 306 p.

ESTEVES, F. A. **Fundamentos de limnologia**. Rio de Janeiro: Interciências, 1988, 602 p.

FELICONIO, A. E. **Produtos de limpeza: o desafio de limpar a casa sem poluir o planeta - Parte II**. Disponível em: <<http://www.sitiodomoinho.com/jornal/Powervoice/DefaultNews.Show.asp?Editoria=6&Noticia=72>>. Acesso em: 21 mar. 2010.

FERREIRA, W. R.; PAIVA, L.T. CALLISTO, M. Desenvolvimento de um Índice Multimétrico Bentônico para o biomonitoramento de uma bacia hidrográfica neotropical. **Brazilian Journal of Biology**, São Carlos, v. 71, n. 1, p. 15-25. 2011.

FRANÇA, R. S. **A comunidade de invertebrados bentônicos nos reservatórios de Promissão, Nova Avanhandava e três irmãos (baixo rio Tietê – SP)**. 2006. 145 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Recursos Naturais). Centro de Ciências Biológicas e da Saúde, Universidade de São Carlos. São Carlos, 2006.

GEORGETTI, M. S.; ROCHA, O.; SALVADOR, N. N. B. **Impactos tóxicos causados pelo lançamento de efluentes químicos em corpos d'água**. In: Workshop de Ecotoxicologia,3., Rio Claro, 2008. Anais do Workshop de Ecotoxicologia de Rio Claro: UNESP, 2008.

GOULART, M.; CALLISTO, M. Bioindicadores de qualidade de água como ferramenta em estudo de impacto ambiental. **Syn Thesis Revista Digital FAPAM**, Pará de Minas, v. 2, n. 1, p. 153–164, 2003.

HACKBART, L. M. **Equilíbrio líquido-líquido de sistemas contendo fenol água-solvente: obtenção e modelagem termodinâmica**. 2007. 45 f. Dissertação (Mestrado Engenharia de Processos Químicos e Térmicos) - Universidade Federal do Paraná. Curitiba, 2007.

HAMILTON, M. A.; RUSSO, R. C., THURSTON, R. V. **TRIMMED SPEARMAN-KARBER Method for Estimating Median Lethal Concentrations in Toxicity Bioassays.** Environmental Science Technology, Washington, DC, v. 11, n. 7, p. 714 - 719, 1978.

HARTMANN, C. C. **Avaliação de um efluente industrial através de ensaios ecotoxicológicos e análises físicas e químicas.** 2004. 96 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Porto Alegre, 2004.

INAFUKU, M. M. **Avaliação da qualidade da água do rio Corumbataí com *Ceriodaphnia silvestri* e determinação de metais pesados em sedimento em suspensão.** 2011. 88 f. Dissertação (Mestrado em Ciências) – Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2011.

INSTITUTO DE PESQUISAS E ESTUDOS FLORESTAIS (IPEF). **Plano Diretor: Conservação dos recursos hídricos por meio da recuperação e da conservação da cobertura florestal da bacia do Rio Corumbataí.** Piracicaba: IPEF, 2001. CD-ROM.

INTERNATIONAL ORGANIZATION FOR STANDARDIZATION. **ISO 5667-3: Qualidade da água – Amostragem. Parte 3: Guia para a preservação e manuseio de amostras de água.** Geneva: ISSO, 2003.

IORIS, A. A. R.; HUNTER, C.; WALKER, S. The development and application of water management sustainability indicators in Brazil and Scotland. **Journal of Environmental Management**, Amsterdam, v. 88, p. 1190-1201, 2008.

JACONETTI, P. C. M. **Validação de ensaios ecotoxicológicos com organismos autóctones - *Daphnia laevis* e *Ceriodaphnia silvestrii*.** 2005. 206 f. Dissertação (Mestrado). Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares, São Paulo, São Paulo, 2005.

JANZEN, J. G.; SCHULZ, H. E.; LAMON, A. W. **Medidas da concentração de oxigênio dissolvido na superfície da água.** Revista Engenharia Sanitária e Ambiental, Rio de Janeiro, v. 13, n. 3, 2008. p. 278-283.

JARDIM, G. M. **Estudos ecotoxicológicos da água e do sedimento do rio Corumbataí, SP.** 2004. 126 f. Dissertação (Mestrado em ecologia de agroecossistemas) – Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2004.

JONSSON, C. M.; CASTRO, V. L. **Bioindicadores e biomarcadores de agroquímicos no contexto da relação saúde ambiente.** – Embrapa. 2005. Disponível em: http://www.agencia.cnptia.embrapa.br/recursos/Jonsson_Castro_biomarcadoresID.

JUNQUEIRA, M. V. Biomonitoramento da qualidade das águas da Bacia do Alto Rio das Velhas (MG/Brasil) através de macroinvertebrados. Acta Limnologia Brasileira, Goiânia, v. 12, p.73–87, 2000.

KEATING, K. I. A system of defined (sensu stricto) media for daphnid (cladocera) culture. **Water Research**, Amsterdam, n.1. p. 73–78. 1985

KNIE, L. W. J. LOPES, E. W. B. **Testes ecotoxicológicos – Métodos, técnicas e aplicações.** Florianópolis: FATMA/GTZ, 2004. 289 p.

LABUNSKA, I.; STRINGER, R.; BRIDGEN, K. **Poluição por metais pesados e compostos orgânicos associada à unidade da Bayer em Belford Roxo, Rio de Janeiro, Brasil.** Rio de Janeiro: Greenpeace, 2000. (Nota técnica 23/00).

LAMPARELLI, M.C; **Grau de Trofia em Corpos d'Água do Estado de São Paulo: Avaliação dos Métodos de Monitoramento.** 2004. 238 f. Tese (Doutorado) – Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo. São Paulo, 2004.

LEAL, D. A. G.; FRANCO, R. M. B. Moluscos bivalves destinados ao consumo humano como vetores de protozoários patogênicos: metodologias de detecção e normas de controle. **Revista Panamericana de Infectologia**, Montevideo, v. 10, n. 4, p. 48-57, 2008.

LOPES, T. E. R., PERALTA-ZAMORA, P. Contaminação de águas por BTXS e processos utilizados na remediação de sítios contaminados. **Química Nova**, v. 27 n. 3, p. 441 – 446, 2004.

MACHADO, P. A. L. **Direito ambiental brasileiro**, 9. São Paulo: Malheiros Editores, 2001.

MAGALHÃES, D. P.; FERRÃO-FILHO, A. S. **A ecotoxicologia como ferramenta no biomonitoramento de ecossistemas aquáticos: pesticidas.** *Oecologia Brasiliensis*, Brasília, v. 12, n. 3, p. 355-381, 2008.

MARANHO, L. A.; NIEWEGLOWSKI, A. M. A. Influência da dureza da água no estudo da reprodução de *Daphnia magna*. **Pesticidas: Revista Técnico Científica**, Curitiba, v. 5, n. 5, p. 33-52, 1995.

MARANHO, L.A. **Biomagnificação do Heptacloro num modelo de simulação em condições ex-situ.** 2006. 63 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia de Agroecossistemas) – Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2006.

MARCHANT, R.; BARMUTA, L. A.; CHESSMAN, B. C. **Influence of sample quantification and taxonomic resolution on the ordination of macroinvertebrate communities from running waters in Victoria, Australia.** *Marine & Freshwater Research*, v. 46, p. 501-506, 1995.

MARENCO, J. A. Água e mudanças climáticas. **Estudos Avançados**, São Paulo. Scielo Brasil. V. 22, n. 63, p. 83–93, 2008.

MARQUES, M. N. *et al.* 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, D. V. R. Avaliação ecotoxicológica de efluentes de celulose branqueada de eucalipto ao longo do tratamento biológico. 2008. 85 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) Universidade Federal de Viçosas, Viçosas, 2008.

MARTINS, J. C.; COSTA, J. C. **Os Macroinvertebrados no ensino da biologia.** Local: Centro de Formação da Associação de Escolas do Mar ao Zézere. 2009. 17 p.

MATHEUS, C. E. *et al.* **Manual de análises limnológicas**. São Carlos: Escola de Engenharia de São Carlos/DHS 1995, 62 p.

MATSUMARA-TUNDISI, T. Diversidade de zooplâncton em represas do Brasil. In: HENRY, R. **Ecologia de reservatórios**. São Paulo: FAPESP/FUNDIBIO, 1991. p. 41-54.

MELO, G. A. S. **Manual de identificação dos crustáceos Decapode de água doce do Brasil**. São Paulo: Loyola, São Paulo, 2003, 30 p.

MENDONÇA, J. M. S. **Avaliação da ecotoxicidade de percolados em áreas de disposição de resíduos na região metropolitana de Natal/RN**. 2010. 73 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia) - Universidade Federal do Rio Grande do Norte. Natal, 2010.

MESSIAS, T. G. **Influência da toxicidade da água e do sedimento dos rios São Joaquim e ribeirão Claro na bacia do Corumbataí**. 2008. 126 f. Dissertação (Mestrado em Ciências) - Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2008.

MORAIS, E. B. **Indicadores microbiológicos, metais e índice de qualidade a água (IQA) associados ao uso e ocupação da terra para a avaliação da qualidade ambiental da microbacia do rio Cabeça, na bacia do rio Corumbataí, SP**. 2010. 138 f. Tese (Doutorado Ciências Biológicas) - Universidade Estadual Paulista. Rio Claro, 2010.

MOURA, A. N. **Remediação de áreas contaminadas com metais pesados utilizando *Acidithiobacillus sp.*** 2006. 251 f. Tese (Doutorado em Engenharia) – Escola Politécnica, Universidade de São Paulo. São Paulo, 2006.

NAVARRO, V. A. *et al.*; Evaluation of *Daphnia magna* as indicator of toxicity and treatment efficacy of textile wastewaters. **Environmental International**, Amsterdam, v. 25, n. 5, p. 619-624, 1999.

NEAL, C.; *et al.* Chlorophyll-a in the Rivers of Eastern England, **Science of the Total Environment**, Amsterdam, v. 365, p 84-104, 2006.

NIEWEGLOWSKI, A. M. A. **Indicadores de qualidade da água na Bacia Hidrográfica do Rio Toledo**. 2006. 237 f. Dissertação (Mestrado em Agronomia) - Setor de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Paraná, Curitiba. 2006.

NOBRE, M. F., GARCIA, G. J. Avaliação de três diferentes métodos de análise para a determinação da vulnerabilidade ambiental da bacia hidrográfica do rio Corumbataí (SP). **Revista Brasileira de Cartografia**, v. 62, n. 02, p.169–179, 2010.

OCHIAI, E. I. Toxicity of heavy metals and biological defense, principles and applications in bioinorganic chemistry. **Journal of Chemical Education**: Easton, v. 72, p. 479–483, 1995.

OECD, 1998 Guidelines for testing of chemicals - *Daphnia magna* reproduction test. Paris: OECD, 1998.

OLIVEIRA, *et al.* Aspectos morfométricos da bacia hidrográfica do rio Cascavel, Guarapuava – PR. In: V Simpósio Paranaense de pós-graduação e pesquisa em geografia, UFPR, Anais do Simpósio Paranaense de pós-graduação e pesquisa em geografia. 2010, p. 36–51.

OLIVEIRA-PES, *et al.* Chaves de identificação de larvas para famílias e gêneros de Trichoptera (Insecta) da Amazônia Central, Brasil. Manaus, **Revista Brasileira de Entomologia**, v. 49, n. 2, p. 181-204, 2002.

OMETTO, J. P. H. B.; **Efeito das mudanças do uso do solo e efluentes domésticos sobre a composição química da água e a comunidade de macroinvertebrados bentônicos em duas pequenas bacias hidrográficas localizadas na bacia do rio Piracicaba (SP)**. 2001. 82 f. Tese (Doutorado em Ciências) - Centro de Energia Nuclear na Agricultura. Piracicaba, 2001.

PELÁEZ-RODRÍGUES, M. *et al.*, **Análise da qualidade da água e aplicação do índice de proteção a vida aquática (IVA) em duas sub-bacias da bacia hidrográfica do rio Jacaré-Guaçu**. In: ESPÍNDOLA, E. L. G. *et al.* Ecotoxicologia: perspectivas para o século XXI. São Carlos, Rima, 2002, 575 p.

PEREIRA, L. H.; PINTO, S. A. F. **Utilização de imagens aerofotográficas no mapeamento multitemporal do uso da terra e cobertura vegetal na bacia do rio Corumbataí – SP, com o suporte de sistemas de informações geográficas**. In: Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, 13., Florianópolis, 2007. Florianópolis, Rima, 2007. p. 1321-1328.

PÉREZ, G. R. **Guía par el estudio de los macroinvertebrados acuáticos del Departamento de Antioquia**. Bogotá: Colombia, Editorial Presença, 1988. 217 p.

PIVELLI, R. P.; KATO, M. T. **Qualidade das águas e poluição: aspectos físico-químicos**. São Paulo: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2006. p. 285.

PUSCEDDU, F. H. **Avaliação ecotoxicológica do fármaco Triclosan para invertebrados de água doce com ênfase em ensaios com sedimento marcado (“spiked sediment”)**. 2009. 126 f. Dissertação (Mestrado Ciências em Tecnologia Nuclear) - Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares, Universidade de São Paulo. São Paulo, 2009.

QUEIROZ, J. F., *et al.* **Organismos bentônicos: biomonitoramento de qualidade de água**. EMBRAPA. Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente, 2008, 91 p.

QUEVEDO, C. M. G.; PAGANINI, W. S. Impactos das atividades humanas sobre a dinâmica do fósforo no meio ambiente e seus reflexos na saúde pública. *Ciência Saúde Coletiva*, São Paulo, v. 16, n. 8, p. 3539–3539. 2011.

RAISWELL, R. W.; *et al.* **Environmental Chemistry**. Barcelona: Omega, 1983, 208 p.

RAMSDORF, W. **Utilização de duas espécies de *Astyanax* (*Astyanax sp B A. altiparanae*) como bioindicadores da região contaminada por agrotóxico (Fazenda Cangüiri - UFPR)**. 2007. 127 f. Dissertação (Mestrado em Genética) – Universidade Federal do Paraná. Curitiba, 2007.

RAND, G. M. **Fundamentals of aquatic toxicology: effects, environmental fate, and risk assessment**. 2 ed, North Palm Beach: Taylor e Francis. 1995, 1125 p.

REYES, L. O., PERALBO, V. **Manual de monitoreo: los macroinvertebrados acuáticos como indicadores de La calidad Del agua**. Quito: EcoCiência, 2001. 71p.

REYNOLDS, C. S. **Phosphorus and the eutrophication of lakes: a personal view**. In: PORTER, R.; FITZSIMON, D. W. Phosphorus in the environment: its chemistry and biochemistry. Amsterdam: Elsevier, p. 201–228, 1978.

RIBEIRO, L. O.; UIEDA, V. Estrutura da comunidade de macroinvertebrados bentônicos de um riacho de serra em Itatinga, São Paulo, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, Botucatu, v. 22, n. 3, p. 613–618, 2005.

ROCHA, A. A.; PEREIRA, N. D.; PÁDUA, B. **Produtos de pesca e contaminantes químicos na água da Represa Billings, São Paulo (Brasil)**. *Saúde Pública: São Paulo*, v. 19, n. 5, p. 401–410, 1985.

ROEX, E. W. M.; et al. Ratios between acute aquatic toxicity and effects on population growth rates in relation to toxicant mode of action. *Environmental Toxicology and Chemistry*, New York, v. 19, n. 3, p. 685–693, 2000.

ROMANELLI, M. F. **Avaliação da toxicidade aguda e crônica dos surfactantes DSS e LAS submetidos à irradiação com feixe de elétrons**. 2004. 156 p. Dissertação (Mestrado) - Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares São Paulo", São Paulo, 2004.

SANTOS, J. S.; SANTOS, M. L. P.; OLIVEIRA E. Estudo da mobilização de metais e elementos traços em ambientes aquáticos do semi-árido brasileiro aplicando análises de componentes principais. São Paulo: *Química Nova*, n. 31, p. 1107–1111, 2008.

SANTOS, M. A. P. F. **Influência de substâncias húmicas nas características bionômicas, toxicidade e bioacumulação do cobre por *Ceriodaphnia silvestrii* Daday (Crustacea, Cladocera)**. 2004. 126 f. Dissertação (Mestrado) Universidade Federal de São Carlos. São Carlos, 2004.

Serviço Municipal de Água e Esgoto (SEMAE). **Qualidade da água** - Relatórios semestrais do CONAMA - 20/12/2010 e 20/06/2011. Disponível em: WWW.semaepiracicaba.or.br. Acesso em: 28 jan. 2012.

SILVA, A. M. **Avaliação da qualidade da água do rio São Lourenço, SP, sob influência de estações de tratamento de água e estações de tratamento de esgoto**. 2008. 176 f. Tese (Doutorado) - Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares. São Paulo, 2008.

JARDIM, W. F.; SILVA, G. S. da. Um novo índice de qualidade das águas para proteção da vida aquática aplicado ao rio Atibaia, região de Campinas/Paulínia – SP. *Química Nova*, São Paulo, v. 29, n. 4, p. 689–694, 2006.

SILVA, S. M. P. *et al.* **Principais contaminantes do lodo**. In: ANDREOLI, C. V.; VON SPERLING, M.; FERNANDES, F. Princípios do tratamento biológico de águas residuárias, lodo de esgotos: tratamento e disposição final. Belo Horizonte: UFMG/ Departamento Engenharia Sanitária e Ambiental, 2001.

SILVA, A. E. P.; *et al.* Influência da precipitação na qualidade da água do Rio Purus. Manaus: *Acta Amazônica Manaus*, v. 38, n. 4, p. 733–742, 2008.

SILVEIRA, M. P. **Aplicação do biomonitoramento para avaliação da qualidade da água em rios**. Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente, 2004. 68 p.

SILVEIRA, M. P. *et al.* Amostragem de sedimentos para análises biológicas. In: FILIZOLA, H. F. *et al.* **Manual de procedimentos de coleta de amostras em áreas agrícolas para análise da qualidade ambiental: solo, água e sedimentos**. Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente, 2006. 169 p.

SOUZA, J. C.; PEREIRA, R. H. G. **A utilização de macroinvertebrados bentônicos como bioindicadores da qualidade das águas da bacia hidrográfica do Córrego João Dias/Aquidauana - MS, bacia do alto Paraguai. Mato Grosso do Sul**. In: Congresso de biólogos do CRBio-01. Anais. São Pedro, CRBio, 2009. 16 p.

SOUZA, P. A. P. **Importância do uso de bioindicadores de qualidade: o caso específico das águas**. In: FELICIDADE, N. *et al.* Uso e gestão de recursos hídricos no Brasil. São Carlos: Rima, 2001. p. 55–66.

TABAI, V. C. F.; MAZZIERO, F. R.; CELLA, A. L. **Projetos ambientais visando a proteção do rio Corumbataí na região de Piracicaba-SP através da contribuição dos serviços municipais de água e esgoto. 2007. 27p.** Disponível em: http://www.semasa.sp.gov.br/Documents/Publicar_Internet/trabalhos/trabalho_14.pdf. Acesso em: 08 mai 2009.

TAUK-TORNISIELO, S. M.; PALMA-SILVA, G. M. **Qualidade das águas**. In: TAUK-TORNISIELO, S. M.; ESQUIERO, J. C. Bacia do rio Corumbataí: aspectos socioeconômicos e ambientais. Rio Claro: Consórcio PCJ, 2008, 178 p.

TAUK-TORNISIELO, S.; M. **Aspectos gerais da bacia do rio Corumbataí** In: TAUK-TORNISIELO, S. M.; ESQUIERO, J. C. Bacia do rio Corumbataí: aspectos socioeconômicos e ambientais. Rio Claro: Consórcio PCJ, 2008, 178 p.

TAVARES, L. H. S. **Limnologia aplicada à agricultura**. Jaboticabal, FUNEP, 1995, 70 p.

TAVARES, L. H. S.; ROCHA, O. **Produção de plâncton (Fitoplâncton e Zooplâncton) para alimentação de organismos aquáticos**. São Carlos: Rima, 2003. 106 p.

THESIS Engenharia e Construções. Bacias hidrográficas dos rios Piracicaba, Capivari e Jundiá. 161 p. Relatório de Gestão dos Recursos Hídricos 2008/2009 (Relatório final). Disponível em: www.agenciapcj.org.br/...2008-2009/RS-GestaoBaciasPCJ2008-2009.pdf. Acesso em: 16 ago. 2011.

TOLEDO-JUNIOR, et al. **A aplicação de modelos simplificados para a avaliação do processo de eutrofização em lagos e reservatórios tropicais**. In: anais do 12º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Associação Brasileira de Engenharia Sanitária, 1983, Camboriú, 34 p.

TOLEDO, L. G.; NICOLELLA, G. Índice de qualidade de água em microbacias sob uso agrícola e urbano, **Scientia Agricola**, Piracicaba, v. 59, n. 1, 2002, p.181-186.

TONIOLLO, V.; LOYOLA, R. G. N.; POZZOBON, M. G. G. **Curso de limnologia básica**. Joinville: UNIVILLE, 1996. 1v.

TUNDISI, J. G.; TUNDISI, T. M. **Limnologia**. São Paulo: Oficina de textos, 2008. 631 p.

UNITED STATES OF ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (USEPA). **Handbook for sampling and sample preservation of water and wastewater**. Washington, DC, v. 402, 1982. (EPA – 600/4-82-029).

VALENTE, A. O. R. **Análise da estrutura da paisagem da bacia do rio Corumbataí, SP**. 2001. 144 f. Dissertação (Mestrado em Recursos Florestais) – Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo. Piracicaba, 2001.

VALENTE, A. O. R.; VETTORAZI, C. A. **Mapeamento do uso e cobertura do solo da Bacia do Rio Corumbataí, SP**. Circular técnica IPEF n. 196, maio 2003. 12 p. Disponível em: <http://www.ipef.br/publicacoes/ctecnica>. Acesso em: 10 maio 2010.

VIOLA, Z. G. G. **Plano diretor de recursos hídricos da bacia hidrográfica do rio das Velhas 2004-2010**. Parte 1: Diagnóstico do monitoramento físico-químico, bacteriológico e ecotoxicológico da bacia do rio das Velhas (MG). Belo Horizonte, 2004. 97 p.

VLAMING, V. *et al.* Application of whole effluent toxicity test procedures to ambient water quality assessment. **Annual Review of Environmental Toxicology and Chemistry**, Berlin, v. 19, n. 1, p. 42-62, 2000.

WESTMANN, W. E. **Ecology, impact assessment and environmental planning**. , New York: John Wiley, New York, 1985, 352 p.

WETZEL, R. G. **Limnology – Lake and river ecosystems**. 3 ed. San Diego: Academic Press, 2001. 1006 p.

WHITFIELD, J. 2001. Visual signs. *Nature*, London, v. 411, n. 28, p. 989–990, 2001.

ZAGATTO, P. A. BERTOLETTI, E. **Ecotoxicologia aquática: Princípios e aplicações**, São Carlos: Rima, 2006. 478 p.

ZIOLLI, R. L. BARRETO, A. S. JARDIM, W. F. Estudo preliminar da composição da água de chuva na região de Campinas – SP. In: Reunião Anual da Sociedade Brasileira de Química, 7. Encontro Brasileiro de Fotoquímica e Fotobiologia, 18, Caxambu, SQB, 1995.

ZOLLER, U.; HUSHAN, M. ; ADIN, A. The nonionic surfactant pollution profile of Israel's Mediterranean Sea coastal water. **Water Science and Technology**, Amsterdam, v. 42, n. 1-2, p. 429-435, 2000.