

UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO
ESCOLA DE ENGENHARIA DE SÃO CARLOS

ANA ELISA FERRARI CARVALHO

Análise limnológica e ecotoxicológica de sistemas lóticos e lênticos da bacia
hidrográfica dos rios Itaqueri e Lobo (Itirapina/Brotas – SP)

São Carlos
2011

ANA ELISA FERRARI CARVALHO

Análise limnológica e ecotoxicológica de sistemas lóticos e lênticos da bacia
hidrográfica dos rios Itaqueri e Lobo (Itirapina/Brotas – SP)

Monografia apresentada à Escola de
Engenharia de São Carlos da
Universidade de São Paulo para a
obtenção de graduação em Engenharia
Ambiental

Orientador: Prof. Dr. Evaldo Luiz Gaeta
Espíndola

São Carlos

2011

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

Ficha catalográfica preparada pela Seção de Tratamento
da Informação do Serviço de Biblioteca – EESC/USP

C331a Carvalho, Ana Elisa Ferrari
Análise limnológica e ecotoxicológica de sistemas
lóticos e lênticos da bacia hidrográfica dos rios
Itaqueri e Lobo (Itirapina/Brotas-SP) / Ana Elisa Ferrari
Carvalho ; orientador Evaldo Luiz Gaeta Espíndola. São
Carlos, 2011.

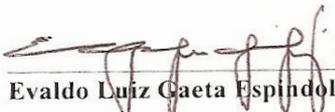
Monografia (Graduação - Engenharia Ambiental) --
Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São
Paulo, 2011.

1. Monitoramento ambiental. 2. Ecotoxicologia.
3. Limnologia. 4. Impactos ambientais. 5. Rio Itaqueri.
I. Título.

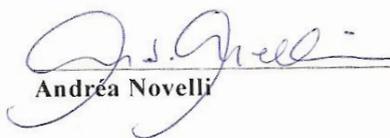
FOLHA DE APROVAÇÃO

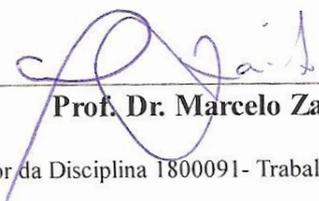
Candidato(a): **Ana Elisa Ferrari Carvalho**

Monografia defendida e aprovada em: **01/08/2011** pela Comissão Julgadora:

 APROVADA
Evaldo Luiz Gaeta Espindola

 APROVADA
Clarice Maria Rispoli Botta

 APROVADA
Andréa Novelli


Prof. Dr. Marcelo Zaiat

Coordenador da Disciplina 1800091- Trabalho de Graduação

Dedico este trabalho a minha família: pai, mãe, irmão, primos, vó, vô, tia, tio... o pessoal lá da cidadezinha de Nova Granada – SP, o qual está se dispersando aos poucos. Enfim, pessoas maravilhosas que me ensinaram o que há de mais importante na vida.

AGRADECIMENTOS

Antes de tudo, a Deus, pela oportunidade de estar em uma ótima universidade, desenvolvendo este trabalho com pesquisadores experientes que contribuíram grandemente para minha formação intelectual.

A meu professor e orientador, Dr. Evaldo Luiz Gaeta Espíndola, pelos ensinamentos, orientação, incentivos e auxílios dispensados ao longo da elaboração deste trabalho.

À Dra. Clarice Maria Rispoli Botta, que prestou auxílio indispensável na realização dos ensaios ecotoxicológicos e nas análises dos resultados destes testes, e à Dra. Claudia Fileto, que sempre mostrou imensa disposição para me ajudar com o que fosse necessário.

Aos técnicos do laboratório do Centro de Recursos Hídricos e Ecologia Aplicada (CRHEA): na ecotoxicologia, Amandio de Menezes Nogueira, o grande responsável pelo ensino dos procedimentos em laboratório e por providenciar o cuidado com os dafnídeos utilizados em meus testes; e na limnologia, Marcelo de Menezes Nogueira, que foi essencial para a quantificação das variáveis da água e do sedimento.

À Dra. Andréa Novelli, pelo auxílio com as análises estatísticas e pela paciência ao me ensinar a interpretação destes resultados.

Aos amigos que auxiliaram na realização dos ensaios limnológicos: mestrandos André e Luciana e colegas de graduação Letícia, Kenzo e Eliana (Pampers), sem os quais este trabalho não poderia estar completo. Também aos demais colegas do CRHEA que, de alguma forma, prestaram alguma ajuda durante esta jornada; em especial, Maressa, Bruna e Ana, que se compadeceram de mim e prestaram ajuda nos momentos em que o tempo para leitura dos testes ecotoxicológicos era curto.

À Mariana, que dispensou auxílio nos primeiros ensaios ecotoxicológicos que realizei, em abril, quando eu ainda possuía grandes dificuldades com os procedimentos. Ainda à Carol e ao Gilberto, que estagiaram durante um período no laboratório do CRHEA e ajudaram todo o pessoal de lá, incluindo a mim, sempre executando as tarefas de maneira correta e exemplar.

Aos demais funcionários do CRHEA, incluindo o pessoal da segurança, zeladoria, secretaria, biblioteca e restaurante, que tornam possível a ocorrência do ensino e das pesquisas realizadas no local.

À Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP) pela concessão da bolsa de iniciação científica (processo 2009/17071-2).

A todos os meus familiares, por me compreenderem nos momentos em que, mesmo de férias da graduação, não lhes pude disponibilizar muito tempo devido ao trabalho no

CRHEA ou até mesmo em casa, quando me trancafiava no quarto para escrever a monografia.

Enfim, meus agradecimentos são dirigidos a todos que contribuíram de maneira direta ou indireta para a realização deste trabalho.

RESUMO

CARVALHO, A.E.F. **Análise limnológica e ecotoxicológica de sistemas lóticos e lênticos da bacia hidrográfica dos rios Itaqueri e Lobo (Itirapina/Brotas – SP)**. 2011. 112 f. Monografia de Graduação – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2011.

Os estudos ecotoxicológicos, aliados a análises físicas e químicas, são ferramentas fundamentais no monitoramento ambiental, visto que avaliam os efeitos de eventuais poluentes no meio, considerando as respostas da comunidade biológica presente. Entre os organismos-testes, os dafnídeos, como *Daphnia similis* e *Ceriodaphnia silvestrii*, são considerados ideais para os testes de ecotoxicidade, pois são sensíveis a diversos tipos de poluentes e facilmente cultivados em laboratório. Dentro deste contexto, procurou-se no presente estudo avaliar a qualidade ambiental de sistemas lóticos e lênticos da bacia hidrográfica dos rios Itaqueri e Lobo, os quais contribuem para a formação da represa do Lobo (“Broa”), localizada entre os municípios de Itirapina e Brotas, no estado de São Paulo. Para tanto, amostras de água e sedimento (coletadas em abril, julho e outubro de 2010 e janeiro de 2011) foram avaliadas em relação à toxicidade (aguda e crônica) e características limnológicas. Os resultados obtidos demonstraram diferenças espaciais (estações de coleta) e temporais (período de coleta) para o pH, a condutividade e as concentrações de oxigênio dissolvido, nutrientes e metais na água, bem como na granulometria, teor de matéria orgânica, nutrientes e metais no sedimento. Algumas variáveis, como pH, oxigênio dissolvido, fósforo total e alguns metais (chumbo, ferro, zinco e magnésio) na água, estavam em desacordo com a resolução CONAMA 357/05, dependendo do período ou da estação amostrada, demonstrando a degradação dos corpos hídricos. Efeitos tóxicos agudos e crônicos, registrados em julho e outubro/2010 e janeiro/2011, confirmaram essa degradação. Em relação aos sedimentos, os resultados obtidos evidenciaram as divergências existentes entre os ambientes lóticos (rios e córregos) e lênticos (represa), de maneira que os últimos eram constituídos de sedimentos mais finos, providos de maior fração orgânica e mais elevadas concentrações de nitrogênio orgânico, de fósforo total e da maioria dos metais analisados. Os testes ecotoxicológicos com o compartimento sedimento também demonstraram, em geral, maior toxicidade para as amostras da represa do Lobo em relação aos tributários, bem como maior efeito tóxico aos organismos-teste quando comparados às amostras de água, evidenciando a capacidade dos sedimentos para acumular poluentes, como íons metálicos.

Palavras-chave: monitoramento ambiental, ecotoxicologia, limnologia, rio Itaqueri, impactos ambientais

ABSTRACT

CARVALHO, A.E.F. **Limnological and ecotoxicological analysis of lotic and lentic systems in Itaqueri and Lobo Rivers Basin (Itirapina/Brotas – SP)**. 2011. 112 f. Course Conclusion Monograph – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2011.

The ecotoxicological studies, along with physical and chemical analysis, are fundamental tools in environmental monitoring, as they evaluate the effects of occasional pollutants in environment, considering the response of the biological community. Among the test-organisms, the species *Daphnia*, like *Daphnia similis* and *Ceriodaphnia silvestrii*, are considered ideal for the ecotoxicity tests, because they are sensitive to many kinds of pollutants and also easily grown in laboratory. In this context, it was attempted, in the present study, to evaluate the environmental quality of lotic and lentic systems in the Itaqueri and Lobo Rivers Basin, rivers that contribute to the formation of Lobo (“Broa”) Reservoir, located between Itirapina and Brotas, cities of São Paulo state. Thereunto, water and sediment samples (collected in April, July and October 2010 and January 2011) were evaluated in relation to acute and chronic toxicity and limnological characteristics. The results showed spatial (collecting stations) and seasonal (collecting periods) differences in pH, conductivity and concentrations of dissolved oxygen, nutrients and metals in the water, and in granulometry, organic matter content, nutrients and metals in the sediment compartment. Some variables, like pH, dissolved oxygen, total phosphorus and some metals (lead, iron, zinc and magnesium) in water, were encountered in disagree with CONAMA 357/05 deliberation, depending on the period or station, which demonstrated the degradation of the water bodies. Acute and chronic toxic effects registered in July and October/2010 and January/2011 confirmed that degradation. Concerning to sediments, the obtained results showed the existing discrepancies between the lotic systems (rivers and streams) and lentic systems (reservoir), as these last ones consisted of thinner sediments, with greater organic fraction and superior concentrations of organic nitrogen, total phosphorus, and most of the analyzed metals. The ecotoxicological tests with the sediment compartment also evidenced, in general, higher toxicity for the samples from Lobo reservoir compared to the tributaries, as well as higher toxic effect in the test-organisms if compared to water samples, showing the sediments capacity for accumulating pollutants, like metallic ions.

Key-words: environmental monitoring, ecotoxicology, limnology, Itaqueri river, environmental impacts.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 –	<i>Daphnia sp.</i> Fonte: Costa (2007).....	52
Figura 2 –	<i>Ceriodaphnia silvestrii.</i> Fonte: Costa (2007).....	53

LISTA DE FLUXOGRAMAS

Fluxograma 1 –	Fluxograma para análise estatística de dados relativos a efeitos subletais (reprodução, crescimento, etc.) obtidos em ensaios de ecotoxicidade crônica com múltiplas concentrações (ZAGATTO; BERTOLETTI, 2006).....	55
----------------	---	----

LISTA DE GRÁFICOS

Gráfico 1 –	Pontuações dos locais de coleta em ecossistemas lóticos conforme o protocolo de avaliação de habitat.....	57
Gráfico 2 –	Precipitação mensal total e temperatura média mensal do ar nas proximidades dos pontos em estudo. Dados fornecidos pela Estação Climatológica do CRHEA.....	58
Gráfico 3 –	Variação espacial e temporal dos valores de pH das amostras de água.....	60
Gráfico 4 –	Variação espacial e temporal dos valores de condutividade das amostras de água.....	62
Gráfico 5 –	Variação espacial e temporal das concentrações de oxigênio dissolvido das amostras de água.....	64
Gráfico 6 –	Variação espacial e temporal dos valores de temperatura das amostras de água.....	66
Gráfico 7 –	Variação espacial e temporal dos valores de turbidez das amostras de água.....	67
Gráfico 8 –	Variação espacial e temporal das concentrações de material em suspensão das amostras de água.....	69
Gráfico 9 –	Frações de material em suspensão orgânico e inorgânico das amostras de água coletadas no período intermediário (abril/10).....	69
Gráfico 10 –	Frações de material em suspensão orgânico e inorgânico das amostras de água coletadas no período intermediário (julho/10)....	70
Gráfico 11 –	Frações de material em suspensão orgânico e inorgânico das amostras de água coletadas no período intermediário (outubro/10)	70
Gráfico 12 –	Frações de material em suspensão orgânico e inorgânico das amostras de água coletadas no período intermediário (janeiro/11).	70
Gráfico 13 –	Variação espacial e temporal das concentrações de clorofila <i>a</i> nas amostras de água.....	73
Gráfico 14 –	Variação espacial e temporal do Índice de Estado Trófico dos pontos de coleta.....	75

Gráfico 15 –	Variação espacial e temporal das concentrações de nitrogênio orgânico total das amostras de água.....	78
Gráfico 16 –	Variação espacial e temporal das concentrações de íon amônio das amostras de água.....	80
Gráfico 17 –	Variação espacial e temporal das concentrações de nitrito das amostras de água.....	82
Gráfico 18 –	Variação espacial e temporal das concentrações de nitrato das amostras de água.....	83
Gráfico 19 –	Variação espacial e temporal das concentrações de fósforo total das amostras de água.....	85
Gráfico 20 –	Variação espacial e temporal das concentrações de fosfato total dissolvido das amostras de água.....	87
Gráfico 21 –	Variação espacial e temporal das concentrações de fosfato inorgânico das amostras de água.....	88
Gráfico 22 –	Variação espacial e temporal das concentrações de silicato das amostras de água.....	90
Gráfico 23 –	Variação espacial e temporal das concentrações de chumbo das amostras de água.....	93
Gráfico 24 –	Variação espacial e temporal das concentrações de ferro das amostras de água.....	97
Gráfico 25 –	Variação espacial e temporal das concentrações de magnésio das amostras de água.....	98
Gráfico 26 –	Variação espacial e temporal das concentrações de manganês das amostras de água.....	99
Gráfico 27 –	Variação espacial e temporal das concentrações de níquel das amostras de água.....	101
Gráfico 28 –	Variação espacial e temporal das concentrações de zinco das amostras de água.....	102
Gráfico 29 –	Dendograma obtido a partir da Análise de Componentes Principais (PCA), para a água da bacia do Lobo, para o conjunto de todos os períodos de coleta (CCC = 0,9309).....	107

Gráfico 30 –	Dendograma da PCA para a água da bacia do Lobo em abril/2010 (CCC = 0,9192).....	108
Gráfico 31 –	Dendograma da PCA para a água da bacia do Lobo em julho/2010 (CCC = 0,9307).....	109
Gráfico 32 –	Dendograma da PCA para a água da bacia do Lobo em outubro/2010 (CCC = 0,9243).....	110
Gráfico 33 –	Dendograma da PCA para a água da bacia do Lobo em janeiro/2011 (CCC = 0,7786).....	111
Gráfico 34 –	Variação espacial e temporal da composição granulométrica nos sedimentos da bacia do Lobo.....	113
Gráfico 35 –	Variação espacial e temporal dos teores de matéria orgânica das amostras de sedimento.....	119
Gráfico 36 –	Variação espacial e temporal dos teores de nitrogênio orgânico total das amostras de sedimento.....	120
Gráfico 37 –	Variação espacial e temporal dos teores de fósforo total das amostras de sedimento.....	122
Gráfico 38 –	Variação espacial e temporal das concentrações de cádmio biodisponível nas amostras de sedimento.....	124
Gráfico 39 –	Variação espacial e temporal das concentrações de chumbo biodisponível nas amostras de sedimento.....	126
Gráfico 40 –	Variação espacial e temporal das concentrações de cobalto biodisponível nas amostras de sedimento.....	127
Gráfico 41 –	Variação espacial e temporal das concentrações de cobre biodisponível nas amostras de sedimento.....	128
Gráfico 42 –	Variação espacial e temporal das concentrações de cromo biodisponível nas amostras de sedimento.....	130
Gráfico 43 –	Variação espacial e temporal das concentrações de ferro biodisponível nas amostras de sedimento.....	131
Gráfico 44 –	Variação espacial e temporal das concentrações de magnésio biodisponível nas amostras de sedimento.....	132
Gráfico 45 –	Variação espacial e temporal das concentrações de manganês biodisponível nas amostras de sedimento.....	134

Gráfico 46 –	Variação espacial e temporal das concentrações de níquel biodisponível nas amostras de sedimento.....	135
Gráfico 47 –	Variação espacial e temporal das concentrações de zinco biodisponível nas amostras de sedimento.....	136
Gráfico 48 –	Dendograma obtido a partir da Análise de Componentes Principais (PCA), para os sedimentos da bacia do Lobo, para o conjunto de todos os períodos de coleta (CCC = 0,8749).....	140
Gráfico 49 –	Dendograma da PCA para os sedimentos da bacia do Lobo em abril/2010 (CCC = 0,8904).....	141
Gráfico 50 –	Dendograma da PCA para os sedimentos da bacia do Lobo em julho/2010 (CCC = 0,9260).....	142
Gráfico 51 –	Dendograma da PCA para os sedimentos da bacia do Lobo em outubro/2010 (CCC = 0,9228).....	142
Gráfico 52 –	Dendograma da PCA para os sedimentos da bacia do Lobo em janeiro/2011 (CCC = 0,8583).....	143
Gráfico 53 –	Carta-controle de sensibilidade de <i>Daphnia similis</i>	144
Gráfico 54 –	Carta-controle de sensibilidade de <i>Ceriodaphnia silvestrii</i>	145

LISTA DE MAPAS

Mapa 1 –	Localização da área de estudo no Estado de São Paulo, com destaque (em vermelho) para a bacia hidrográfica do Alto Tietê/Jacaré.....	34
Mapa 2 –	Estação Ecológica de Itirapina e Estação Experimental de Itirapina (modificado de SILVA, 2005).....	35
Mapa 3 –	Uso e ocupação da bacia do Lobo (modificado de NORA et al., 2009).....	40
Mapa 4 –	Identificação parcial da represa do Lobo, mostrando os principais tributários (rio Itaqueri e Ribeirão do Lobo), bem como outros tributários de pequeno porte.....	42

LISTA DE QUADROS

Quadro 1 –	Comparação entre concentrações de nitrogênio orgânico total em amostras de água em diferentes trabalhos.....	79
Quadro 2 –	Comparação entre concentrações de nitrogênio amoniacal em amostras de água em diferentes trabalhos.....	81
Quadro 3 –	Comparação entre concentrações de nitrito em amostras de água em diferentes trabalhos.....	82
Quadro 4 –	Comparação entre concentrações de nitrato em amostras de água em diferentes trabalhos.....	84
Quadro 5 –	Comparação entre concentrações de fósforo total em amostras de água em diferentes trabalhos.....	86
Quadro 6 –	Comparação entre concentrações de fosfato total dissolvido em amostras de água em diferentes trabalhos.....	88
Quadro 7 –	Comparação entre concentrações de fosfato inorgânico em amostras de água em diferentes trabalhos.....	89
Quadro 8 –	Comparação entre concentrações de cádmio em amostras de água em diferentes trabalhos.....	92
Quadro 9 –	Comparação entre concentrações de cobre em amostras de água em diferentes trabalhos.....	95
Quadro 10 –	Comparação entre concentrações de cromo em amostras de água em diferentes trabalhos.....	96
Quadro 11 –	Comparação entre concentrações de ferro em amostras de água em diferentes trabalhos.....	97
Quadro 12 –	Comparação entre concentrações de manganês em amostras de água em diferentes trabalhos.....	100
Quadro 13 –	Comparação entre concentrações de zinco em amostras de água em diferentes trabalhos.....	103
Quadro 14 –	Ocorrência de concentrações de metais na águas próximas e acima do limite estabelecido pela resolução CONAMA 357/05, de abril a janeiro de 2011 nos pontos de coleta da bacia do Lobo.....	104

Quadro 15 – Distribuição granulométrica dos sedimentos da bacia do Lobo.....	117
Quadro 16 – Comparação entre concentrações de cádmio biodisponível em amostras de sedimento em diferentes trabalhos.....	125
Quadro 17 – Comparação entre concentrações de chumbo biodisponível em amostras de sedimento em diferentes trabalhos.....	126
Quadro 18 – Comparação entre concentrações de cobre biodisponível em amostras de sedimento em diferentes trabalhos.....	129
Quadro 19 – Comparação entre concentrações de cromo biodisponível em amostras de sedimento em diferentes trabalhos.....	130
Quadro 20 – Comparação entre concentrações de ferro biodisponível em amostras de sedimento em diferentes trabalhos.....	132
Quadro 21 – Comparação entre concentrações de manganês biodisponível em amostras de sedimento em diferentes trabalhos.....	134
Quadro 22 – Comparação entre concentrações de zinco biodisponível em amostras de sedimento em diferentes trabalhos.....	137
Quadro 23 – Resultados obtidos no teste de ecotoxicidade aguda com amostras de água para o período intermediário (abril/2010).....	147
Quadro 24 – Resultados obtidos no teste de ecotoxicidade aguda com amostras de água para o período seco (julho/2010).....	148
Quadro 25 – Resultados obtidos no teste de ecotoxicidade aguda com amostras de água para o período intermediário (outubro/2010).....	149
Quadro 26 – Resultados obtidos no teste de ecotoxicidade aguda com amostras de água para o período chuvoso (janeiro/2011).....	150
Quadro 27 – Resultados obtidos no teste de ecotoxicidade crônica para amostras de água superficial para o período intermediário (abril/2010).....	152
Quadro 28 – Resultados obtidos no teste de ecotoxicidade crônica para amostras de água superficial para o período seco (julho/2010).....	153
Quadro 29 – Resultados obtidos no teste de ecotoxicidade crônica para amostras de água superficial para o período intermediário (outubro/2010).....	154
Quadro 30 – Resultados obtidos no teste de ecotoxicidade crônica para amostras de água superficial para o período chuvoso (janeiro/2011).....	155

Quadro 31 – Comparação entre os resultados de ecotoxicidade para as amostras de água.....	156
Quadro 32 – Ocorrência de concentrações de metais na água acima do valor de CE50, 48h.....	159
Quadro 33 – Resultados obtidos no teste de ecotoxicidade aguda com amostras de sedimento total para o período intermediário (abril/2010).....	161
Quadro 34 – Resultados obtidos no teste de ecotoxicidade aguda com amostras de sedimento total para o período seco (julho/2010).....	162
Quadro 35 – Resultados obtidos no teste de ecotoxicidade aguda com amostras de sedimento total para o período intermediário (outubro/2010).....	163
Quadro 36 – Resultados obtidos no teste de ecotoxicidade aguda com amostras de sedimento total para o período chuvoso (janeiro/2011).....	164
Quadro 37 – Resultados obtidos no teste de ecotoxicidade crônica com amostras de sedimento total para o período intermediário (outubro/2010).....	165
Quadro 38 – Resultados obtidos no teste de ecotoxicidade crônica com amostras de sedimento total para o período chuvoso (janeiro/2011).....	166
Quadro 39 – Comparação entre os resultados de ecotoxicidade para as amostras de sedimento.....	167

LISTA DE SIGLAS

AB1	Córrego Água Branca (Ponto 1)
AB/L2	Junção dos córregos Água Branca e Limoeiro (Ponto 2)
G1	Córrego do Geraldo (Ponto 1)
G2	Córrego do Geraldo (Ponto 2)
I1	Rio Itaqueri (Ponto 1)
I2	Rio Itaqueri (Ponto 2)
JU	Rio Jacaré-Guaçu (Ponto único)
L1	Córrego do Limoeiro (Ponto 1)
PU	Córrego das Perdizes (Ponto único)
R1	Represa do Lobo (Ponto 1)
R2	Represa do Lobo (Ponto 2)
R3	Represa do Lobo (Ponto 3)
RL1	Ribeirão do Lobo (Ponto 1)
RL2	Ribeirão do Lobo (Ponto 2)

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 –	Características gerais da bacia hidrográfica do rio Itaqueri.....	34
Tabela 2 –	Dados gerais e morfométricos da represa do Lobo.....	36
Tabela 3 –	Caracterização das estações de coleta e da área de entorno, entre os municípios de Brotas e Itirapina/SP.....	43
Tabela 4 –	Metodologias e referências utilizadas nas análises das variáveis físicas, químicas e biológicas da água.....	47
Tabela 5 –	Classificação do estado trófico para rios.....	49
Tabela 6 –	Classificação do estado trófico para reservatórios.....	49
Tabela 7 –	Metodologias utilizadas nas análises das variáveis físicas, químicas do sedimento.....	50
Tabela 8 –	Grau de trofia dos pontos de coleta nos quatro períodos amostrados.	75
Tabela 9 –	Correspondência entre a forma de nitrogênio predominante e a zona de autodepuração natural em rios.....	77
Tabela 10 –	Classificação granulométrica em função do diâmetro das partículas do sedimento, conforme ABNT, NBR 6502/95.....	112
Tabela 11 –	PELs (Probable Effect Levels) de alguns metais segundo o “Canadian Sediment Quality Guidelines for the Protection of the Aquatic Life (2002)”.....	138
Tabela 12 –	Resultados obtidos com os testes de sensibilidade para <i>D. similis</i>	144
Tabela 13 –	Resultados obtidos com os testes de sensibilidade para <i>C. silvestrii</i> ..	145
Tabela 14 –	Valores de CE50, 48h de alguns metais para <i>D. similis</i> e <i>C. silvestrii</i> .	158

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	27
2	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	28
2.1	ECOSSISTEMAS AQUÁTICOS.....	28
2.2	MONITORAMENTO DA QUALIDADE DOS CORPOS HÍDRICOS.....	29
2.3	ECOTOXICOLOGIA AQUÁTICA.....	29
2.3.1	Organismos indicadores	30
3	OBJETIVOS	32
4	MATERIAIS E MÉTODOS	33
4.1	CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO.....	33
4.1.1	Clima	37
4.1.2	Geologia	37
4.1.3	Relevo	38
4.1.4	Vegetação	38
4.1.5	Atividades antrópicas	38
4.1.6	Pontos de amostragem	40
4.2	PROTOCOLO DE AVALIAÇÃO DE HABITAT.....	46
4.3	ANÁLISES DO COMPARTIMENTO ÁGUA.....	46
4.3.1	Índice de Estado Trófico (IET)	48
4.4	VARIÁVEIS DO SEDIMENTO.....	49
4.5	ANÁLISES ESTATÍSTICAS.....	50
4.6	ENSAIOS DE ECOTOXICIDADE.....	51
4.6.1	Testes de ecotoxicidade aguda	51
4.6.2	Testes de ecotoxicidade crônica	53
4.6.3	Testes de sensibilidade	56

5	RESULTADOS E DISCUSSÃO	57
5.1	PROTOCOLO DE AVALIAÇÃO DE HABITAT.....	57
5.2	PRECIPITAÇÃO E TEMPERATURA DO AR.....	58
5.3	ANÁLISES FÍSICO-QUÍMICAS DAS AMOSTRAS DE ÁGUA SUPERFICIAL.....	59
5.3.1	pH	59
5.3.2	Condutividade	61
5.3.3	Oxigênio dissolvido	63
5.3.4	Temperatura	65
5.3.5	Turbidez	66
5.3.6	Material em suspensão	68
5.3.7	Clorofila a total	72
5.3.8	Índice de Estado Trófico (IET)	74
5.3.9	Compostos nitrogenados	76
5.3.10	Compostos fosfatados	85
5.3.11	Silicato	90
5.3.12	Metais	91
<i>5.3.12.1</i>	<i>Avaliação dos metais na água</i>	103
5.4	ANÁLISES ESTATÍSTICAS COM AS VARIÁVEIS DA ÁGUA.....	107
5.4.1	Período intermediário (abril/2010)	108
5.4.2	Período seco (julho/2010)	108
5.4.3	Período intermediário (outubro/2010)	109
5.4.4	Período chuvoso (janeiro/2011)	110
5.5	ANÁLISES FÍSICO-QUÍMICAS DAS AMOSTRAS DE SEDIMENTO.....	111
5.5.1	Granulometria	111
5.5.2	Matéria orgânica	118

5.5.3	Nitrogênio orgânico total	120
5.5.4	Fósforo total	121
5.5.5	Metais biodisponíveis	123
5.5.5.1	<i>Avaliação dos metais biodisponíveis no sedimento</i>	137
5.6	ANÁLISES ESTATÍSTICAS COM AS VARIÁVEIS DO SEDIMENTO	139
5.6.1	Período intermediário (abril/2010)	140
5.6.2	Período seco (julho/2010)	141
5.6.3	Período intermediário (outubro/2010)	142
5.6.4	Período chuvoso (janeiro/2011)	143
5.7	TESTES DE SENSIBILIDADE	143
5.7.1	<i>Daphnia similis</i>	144
5.7.2	<i>Ceriodaphnia silvestrii</i>	145
5.8	TESTES DE ECOTOXICIDADE COM AMOSTRAS DE ÁGUA SUPERFICIAL	146
5.8.1	Ecotoxicidade aguda	146
5.8.2	Ecotoxicidade crônica	150
5.8.3	Avaliação da ecotoxicidade nas amostras de água	156
5.9	TESTES DE ECOTOXICIDADE COM AMOSTRAS DE SEDIMENTO	160
5.9.1	Ecotoxicidade aguda	160
5.9.2	Ecotoxicidade crônica	164
5.9.3	Avaliação da ecotoxicidade nas amostras de sedimento	167
6	CONCLUSÕES	172
	REFERÊNCIAS	174
	ANEXOS	186

1 INTRODUÇÃO

Nas últimas décadas, os ecossistemas têm sido alterados de maneira significativa em função de múltiplos impactos ambientais advindos de atividades antrópicas. Dornfeld (2002) ressalta que os ecossistemas aquáticos são os mais suscetíveis a estes impactos, pois recebem contaminantes tanto direta (por meio de despejos domésticos e industriais) como indiretamente (trazidos com as águas pluviais e com escoamento superficial do solo). Como consequência, tem-se observado uma expressiva degradação da qualidade da água, com efeitos na biodiversidade aquática, em função da desestruturação do ambiente físico, de alterações químicas e modificações na dinâmica natural das comunidades biológicas.

Para o correto manejo dos ambientes aquáticos, faz-se necessário o seu monitoramento espacial e temporal, a fim de se detectarem eventuais alterações na qualidade da água, facilitando a detecção dos agentes degradantes. Peláez-Rodríguez et al. (2000) citam a importância do conhecimento da qualidade dos recursos hídricos para subsidiar atividades educativas e, principalmente, para o gerenciamento ambiental.

Em virtude da imensidão de compostos químicos que podem atingir os ambientes aquáticos, as análises físicas e químicas são limitadas, não podendo efetivamente prever os efeitos sinérgicos, antagônicos, de potenciação e de adição que a mistura desses compostos poderá ocasionar. Enquanto há pouco mais de dez anos se conheciam seis milhões de substâncias químicas, das quais 63 mil eram usadas cotidianamente e, portanto, encontradas no ambiente (ZAGATTO, 1999), somente haviam sido avaliadas menos de 500 quanto à toxicidade nos organismos aquáticos (GIESY; HOOK, 1991 apud LINDEGAARD, 1995). Dessa forma, os testes biológicos, que englobam o biomonitoramento e os testes de ecotoxicidade, vêm a complementar as análises físico-químicas da água.

Com relação à Bacia Hidrográfica do Itaqueri/Lobo, em estudo no presente trabalho, pode-se dizer que, apesar de sua inserção na Área de Proteção Ambiental (APA) do Corumbataí, Botucatu e Tejupá, verificam-se, na região, diversas atividades antrópicas que podem comprometer a qualidade de seus corpos hídricos. Tundisi (1988) já relatava a ocorrência de mineração, reflorestamento (*Eucaliptus* e *Pinnus* sp) e agricultura (café e laranja) e atualmente se observa a expansão da monocultura de cana-de-açúcar e, em menor escala, da suinocultura e da pecuária. Segundo Motheo (2005), há também uma ocupação do entorno do reservatório do Lobo com fins recreacionais, para a realização de esportes aquáticos e para a instalação de residências de campo, desencadeando diversos problemas ambientais.

Assim, faz-se necessária a avaliação contínua e sistemática da qualidade dos corpos hídricos da bacia do Itaqueri/Lobo, por meio de análises químicas, físicas e biológicas,

possibilitando, dessa forma, o diagnóstico ambiental da bacia em estudo, o qual poderá ser utilizado na adoção de medidas adequadas de gerenciamento dos recursos naturais de acordo com o princípio da sustentabilidade.

2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 ECOSSISTEMAS AQUÁTICOS

A bacia hidrográfica do Lobo/Itaqueri, em estudo no presente trabalho, compõe-se do rio Itaqueri, do ribeirão do Lobo (os principais da bacia), seus córregos afluentes e do reservatório do Lobo. A bacia hidrográfica corresponde a uma unidade natural, isto é, a uma determinada área na superfície terrestre, que delimita a região de escoamento de águas ao longo do tempo, a qual é influenciada diretamente pela topografia (BRANCO, 1999; LEOPOLD, 1971).

Considerando os diferentes tipos de ecossistema em uma bacia, os rios (ambientes lóticos) representam seus canais de drenagem e, portanto, sofrem influências da topografia, clima, hidrologia, vegetação, morfometria, além das atividades antrópicas (REBOUÇAS, 1999). Conforme mencionado por Margalef (1983), os rios são estruturados em um eixo horizontal e, comparados aos lagos (ambientes lênticos), possuem maior interação com os ecossistemas terrestres, visto que percorrem uma maior área da nascente à foz, incorporando matéria e energia. Os lagos, por outro lado, são organizados em um eixo vertical.

Os ecossistemas constituídos por represas e açudes são formados pelo represamento de rios para atender a usos diversos por parte do homem. No Brasil, seus objetivos principais consistem no abastecimento de águas, regularização de cursos, obtenção de energia elétrica, irrigação, navegação e recreação, entre outros. As represas, dependendo de suas características hidráulicas, apresentam grande instabilidade limnológica (ESTEVES, 1988).

A construção de represas, no entanto, pode trazer mudanças e impactos diversos sobre o meio além dos benefícios pretendidos pelo homem. Espíndola (2001) cita a substituição e perda de espécies, alterações na composição química, física e biológica da água, entre outros.

2.2 MONITORAMENTO DA QUALIDADE DOS CORPOS HÍDRICOS

A qualidade do ambiente aquático pode ser determinada por meio de medidas quantitativas, com determinações físicas e químicas (na água, no material particulado e nos organismos), por meio de medidas semi-quantitativas e qualitativas (índices bióticos, aspectos visuais, inventário de espécies), e/ou testes bioquímicos/biológicos (medidas de DBO, biomonitoramento, testes de ecotoxicidade) (PELÁEZ-RODRIGUEZ et al., 2000).

Os testes biológicos são mais efetivos para se prever ou detectar impactos diversos, pois avaliam o efeito global gerado nos sistemas bióticos pelos compostos químicos, medindo a capacidade que estes têm de interferir nas vias bioquímicas celulares, causando efeitos adversos. As análises químicas, por outro lado, identificam e quantificam alguns dos poluentes presentes (COSTA; ESPÍNDOLA, 2000).

2.3 ECOTOXICOLOGIA AQUÁTICA

A ecotoxicologia é definida como “a ciência que estuda os efeitos das substâncias naturais ou sintéticas sobre os organismos vivos, populações e comunidades, animais ou vegetais, terrestres ou aquáticos, que constituem a biosfera, incluindo assim a interação das substâncias com o meio no qual os organismos vivem num contexto integrado” (PLAA, 1982; CAIRNS; NIEDERLEHNER, 1995 apud ZAGATTO; BERTOLETTI, 2006).

A ecotoxicologia aquática objetiva avaliar o efeito de substâncias químicas nos organismos representativos do ecossistema aquático (RAND et al., 1995), e são bastante utilizados porque os ecossistemas aquáticos são os principais receptáculos de contaminantes, desde os que são lançados diretamente nos corpos d’água (provenientes de fontes de poluição pontuais) até os que foram emitidos no ar ou despejados no solo (vindos de fontes difusas) (GHERARDI-GOLDSTEIN et al., 1990; KENDALL et al., 2001 apud COSTA et al., 2008). As fontes de poluição pontual são de fácil visualização e quantificação, sendo representadas pelos despejos de esgotos domésticos e industriais nos corpos hídricos. Quanto às fontes de poluição difusas, são difíceis de visualizar e quantificar, uma vez que são representadas pelos escoamentos urbanos e agrícolas, além da precipitação atmosférica (BILLEN; GARNIER; HANSET, 1994; RAND; PETROCELLI, 1985; REBOUÇAS, 1999; TUNDISI, 1986).

A avaliação da toxicidade em ambientes aquáticos é essencial para determinar os níveis de contaminantes no ambiente e seus destinos; estimar o grau de periculosidade dos

contaminantes e seus metabólitos para os organismos vivos; indicar níveis máximos permitidos de contaminantes, ou seja, os padrões a serem mantidos; diagnosticar e prognosticar o efeito dos contaminantes no ambiente e o efeito das medidas tomadas; controlar a emissão de efluentes e avaliar os riscos ecológicos (de KRUIJF, 1988 apud COSTA et al., 2008).

Os ensaios ecotoxicológicos podem ser feitos em campo ou em condições controladas de laboratório. Os primeiros são mais realísticos, pois incluem várias espécies presentes na área de estudo e considera as interações entre as populações. Os testes em laboratório, todavia, são mais facilmente padronizáveis e mais utilizados (ZAGATTO; BERTOLETTI, 2006). No presente trabalho, será considerado apenas este último tipo.

Ressalta-se que os contaminantes não ficam dispersos somente na coluna d'água; dependendo de suas características físicas e químicas e das propriedades do meio onde foram lançados, podem ser transportados pela correnteza, adsorvidos ao sedimento ou volatilizados para a atmosfera (VIGANÓ et al., 2003). Sendo assim, o monitoramento biológico dos corpos d'água não é completo com a realização dos testes apenas em amostras de água; é preciso, também, avaliar possíveis efeitos adversos gerados pela má qualidade dos sedimentos. Estes, depois de contaminados, podem ser diretamente tóxicos aos organismos aquáticos ou podem ser uma fonte de contaminação para o processo de bioacumulação na cadeia trófica, lembrando que as mudanças nas características físicas e químicas que ocorrem no ambiente podem disponibilizá-los na coluna d'água, transformando-os em uma fonte de contaminantes (INGERSSOL et al., 1995).

2.3.1 Organismos indicadores

Em ensaios ecotoxicológicos, são utilizados organismos indicadores; estes, devido às suas características de pequeno limite de tolerância ecológica a determinadas substâncias químicas, apresentam alguma alteração, seja ela fisiológica, morfológica ou comportamental, quando expostos a determinados poluentes.

A espécie de organismos selecionados como indicadores deve atender a alguns requisitos, tais como: ser abundante e disponível ao longo do ano, preferencialmente distribuídos em uma ampla região geográfica; ser bastante sensível a uma diversidade de agentes químicos; possuir representatividade dentro de um grupo ecológico em termos de taxonomia ou nível trófico; ser de fácil cultivo e manutenção em laboratório (prefere-se, assim, o uso de espécies de pequeno porte e ciclo de vida não muito longo); apresentar estabilidade genética (a reprodução partenogenética é uma característica importante, pois

reduz a variabilidade genética, aumentando a reprodutibilidade dos resultados); ter sua biologia conhecida, bem como sua sensibilidade a uma grande variedade de contaminantes ambientais (ZAGATTO; BERTOLETTI, 2006).

Em diferentes ecossistemas, as espécies presentes variam em quantidade e diversidade. Portanto, a escolha da espécie a ser utilizada como organismo indicador deve levar em consideração as características do ambiente a ser estudado. Como não existe uma espécie que preencha todos os requisitos para ser indicadora no estudo de um ecossistema, recomenda-se a utilização de organismos de níveis tróficos representativos de qualquer ambiente aquático: um gênero do fitoplâncton, um do zooplâncton e outro do grupo dos peixes (RAND; WELLS; MCCARTY, 1995 apud NOVELLI, 2005).

As exposições dos organismos indicadores são feitas em diferentes concentrações de substâncias e compostos químicos, amostras de efluentes ou água bruta, por um determinado período de tempo (MAGALHÃES; FERRÃO FILHO, 2008).

A assimilação e a retenção de um contaminante por um organismo podem acarretar a concentração elevada do mesmo, com probabilidade de causar efeitos deletérios. Esse processo pode ocorrer por absorção direta, a partir do ambiente, ou por absorção indireta, através do alimento contaminado.

A exposição a um agente tóxico pode ser aguda, quando a concentração letal do agente tóxico é liberada em um único evento e rapidamente absorvida, ou crônica, quando o agente tóxico é liberado em eventos periodicamente repetidos, em concentrações subletais, durante um longo período de tempo (SCHVARTSMAN, 1991).

Os dafnídeos podem ser utilizados em testes de ecotoxicidade crônica e aguda; a espécie *D. similis*, especificamente, é empregada no último, sendo que a *Ceriodaphnia silvestrii* vem sendo utilizada em testes crônicos. Segundo Rand e Petrocelli (1985) os cladóceros, e ainda, os dafnídeos, têm emergido como um grupo chave para testes de ecotoxicidade padronizados. Além disso, os cladóceros são o grupo recomendado para representar os invertebrados aquáticos (IBAMA, 1987).

A escolha de dafnídeos como organismos-teste torna-se patente por preencher a maioria dos requisitos necessários para os ensaios ecotoxicológicos. Conforme Almeida (1987), esses organismos são abundantes no meio aquático e exercem funções importantes na cadeia alimentar; ocupam diferentes níveis tróficos e, quando cultivadas em laboratório, apresentam sensibilidade definida às substâncias de referência.

Os gêneros *Daphnia* e *Ceriodaphnia* têm sido amplamente utilizados para a avaliação da toxicidade de produtos químicos, efluentes líquidos, amostras ambientais, lixiviados de resíduos sólidos e no estabelecimento de critérios de qualidade de água. Embora não sejam organismos bentônicos, as espécies têm sido utilizadas também em testes de ecotoxicidade com sedimentos, seja como sedimento total ou água intersticial

(GERSICH; MILAZZO 1986; ZAGATTO, 1988; GIESY; HOKE, 1989; BURTON; SCOTT, 1992; PEREIRA et al., 1999).

Vários estudos ecotoxicológicos têm sido feitos utilizando dafnídeos como organismos-teste. NOVELLI (2010) avaliou o efeito do Vertimec®, agrotóxico mais utilizado na cultura do morango, sobre a estrutura das comunidades zooplanctônica, fitoplanctônica e bentônica. Marrara (2008) detectou alguns locais do Ribeirão do Tatu (em Limeira – SP) que apresentaram toxicidade elevada, provavelmente devido a despejos de efluentes industriais sem tratamento adequado. Os bioensaios desenvolvidos por Rodgher (2005) nos reservatórios do rio Tietê (em São Paulo) revelaram toxicidade aguda somente à jusante da barragem de Barra Bonita; entretanto, houve também a constatação de toxicidade crônica decrescendo em magnitude de Barra Bonita a Três Irmãos, evidenciando um gradiente de degradação ambiental nos reservatórios. Andrade (2003) detectou efeitos tóxicos agudos e crônicos nos sedimentos do Ribeirão Timotinha e no rio Doce (MG), havendo também toxicidade crônica no ribeirão do Turvo, rio Matipó e reservatório de Guilman-Amorim (MG). Dornfeld (2002) constatou os efeitos deletérios das altas concentrações de nutrientes e metais na água e no sedimento do reservatório de Salto Grande (Americana, SP) com o auxílio dos testes ecotoxicológicos com *D. similis*, nos quais se verificou elevada imobilidade em amostras de água e sedimento coletadas próximas à barragem do rio Atibaia. Zoratto (2007) verificou, por meio de ensaios ecotoxicológicos com cladóceros, que os compostos naturais presentes nas folhas de *Eucalyptus spp.* também podem afetar a biota aquática.

3 OBJETIVOS

O objetivo geral do trabalho foi avaliar a qualidade da água e do sedimento de sistemas lóticos e lênticos localizados na bacia hidrográfica do Itaqueri/Lobo (Itirapina/Brotas, SP), por meio de análises físicas e químicas e de bioensaios de toxicidade aguda e crônica, utilizando, como organismos-teste, as espécies *Daphnia similis* e *Ceriodaphnia silvestrii*.

Como objetivo específico, pretendeu-se reconhecer a existência de diferenças sazonais (períodos seco, chuvoso e intermediários) e espaciais (considerando as estações de coleta), bem como o estado de degradação da bacia hidrográfica, disponibilizando informações que poderão subsidiar ações de intervenção a curto, médio e longo prazo.

4 MATERIAIS E MÉTODOS

4.1 CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

A presente pesquisa foi realizada em ambientes lênticos e lóticos da bacia hidrográfica do rio Itaqueri/Lobo. Esta pertence à bacia do Tietê/Jacaré e abrange uma área de 227,7 km² (SEBASTIEN, 2004), estendendo-se sobre parte dos municípios de Itirapina e Brotas, estado de São Paulo. A represa do Lobo (Broa) - latitude 22°15'S e longitude 47°49'W - é justamente o limite entre ambos, conforme apresentado no mapa 1. Ao sul, faz divisa com as bacias dos rios Jacaré Pepira e Passa-Cinco. Seu principal curso d'água é o Rio Itaqueri, e seus principais afluentes são o Ribeirão do Lobo, o Córrego da Água Branca e o Córrego do Geraldo. A tabela 1 relaciona algumas características da bacia em estudo.

A área de estudo está inserida na Área de Proteção Ambiental (APA) do Corumbataí, Botucatu e Tejupá, criada pelo Decreto Estadual nº 20.960, de 8 de junho de 1983. Foi instituída por possuir uma diversidade de ambientes naturais razoavelmente conservados, patrimônios arqueológicos e históricos, recursos hidrológicos de qualidade e elementos de paisagem que se destacam entre os atributos ecológicos (DELELLO, 2008).

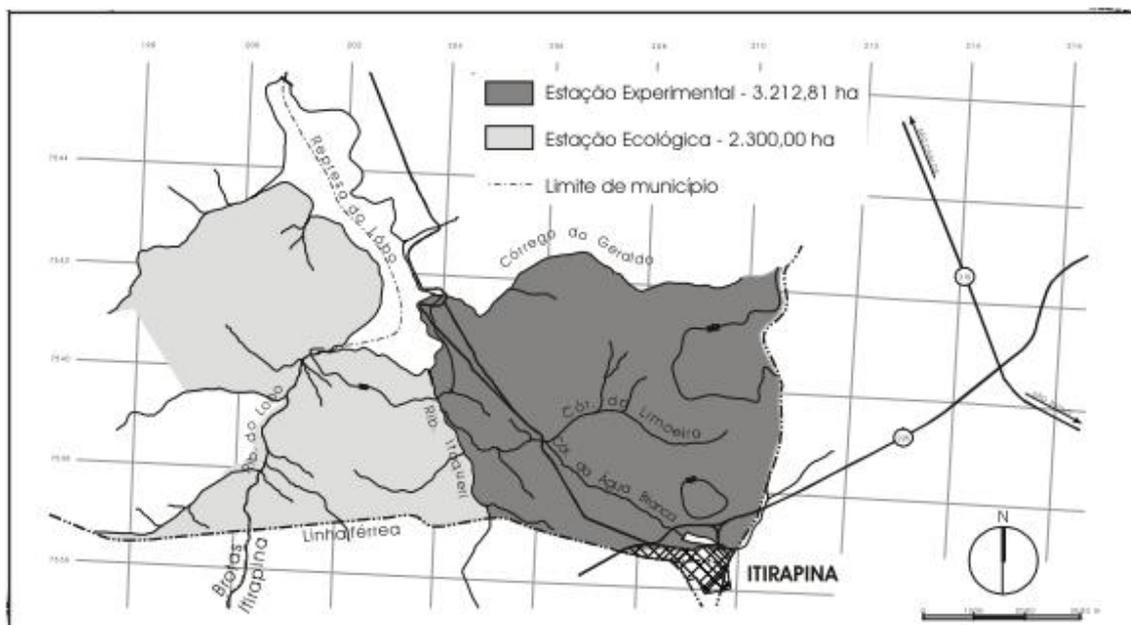
Tundisi, Matsumura-Tundisi e Rodrigues (2003) também ressaltam os valores estéticos e ecológicos do mosaico de ecossistemas formados pelo cerrado na bacia hidrográfica, pelas matas galeria e pelas matas de encosta. Segundo os autores, a preservação dos rios da bacia é primordial para a manutenção dos ciclos hidrológicos e ecológicos, bem como da biodiversidade, tanto dos sistemas aquáticos como dos terrestres. Além disso, a bacia dos rios Itaqueri e Lobo localiza-se em região de recarga do aquífero Guarani, o qual dispõe de reconhecida importância em se tratando de reserva de água doce.

No interior da bacia do Lobo encontra-se a Estação Ecológica de Itirapina, uma unidade de conservação de proteção integral que, conforme o Sistema Nacional de Unidades de Conservação (SNUC), possui como objetivos principais a preservação da diversidade biológica e dos ecossistemas, bem como o incentivo a pesquisas, e não é destinada ao uso dos recursos naturais ou à recreação.

A Estação Ecológica de Itirapina possui uma área de aproximadamente 2300 ha distribuída entre os municípios de Brotas e Itirapina, estando nela incluídos remanescentes de cerrado da bacia, mata de galeria e brejos (MOTTA-JUNIOR; GRANZINOLLI; DEVELEY, 2008).

Vizinha à Estação Ecológica, situa-se a Estação Experimental de Itirapina, abrangendo uma área de 3212,81 ha no município de Itirapina. A criação da Estação Experimental teve por finalidade o manejo florestal economicamente rentável, com o desenvolvimento de pesquisas relacionadas às florestas de produção. Atualmente, ocorrem atividades de silvicultura e visitação pública na área (SILVA, 2005).

O mapa a seguir mostra a Estação Ecológica de Itirapina e a Estação Experimental de Itirapina.



Mapa 2 – Estação Ecológica de Itirapina e Estação Experimental de Itirapina (modificado de SILVA, 2005).

Dentro da bacia do Lobo foi construído, em 1936, o reservatório do Lobo, com o objetivo de formar um corpo hídrico que gerasse energia elétrica à comunidade e às

indústrias locais (ARGENTON, 2004). Após alguns anos desativadas, as turbinas da hidroelétrica voltaram a funcionar em 2000 (PEREIRA, 2005).

Conforme Tundisi, Matsumura-Tundisi e Rodrigues (2003), a represa da UHE Carlos Botelho (Lobo-Broa), mesmo sendo relativamente pequena em área, possui enorme relevância ecológica, uma vez que, no reservatório, têm sido desenvolvidos estudos internacionalmente reconhecidos em Limnologia, Ecologia e Recursos Hídricos, os quais são utilizados como paradigma para pesquisas semelhantes desenvolvidas em nível nacional. A represa ainda apresenta importância econômica e social, sendo utilizada para abastecimento público, recreação, pesca, turismo e, em pequena escala, para produção de hidroeletricidade.

Às margens da represa estão localizados o Centro de Recursos Hídricos e Ecologia Aplicada (CRHEA), pertencente à USP, além do Horto Florestal de Itirapina e uma reserva florestal do município de Brotas (PEREIRA, 2005).

Na tabela a seguir são relacionados alguns dados relativos à represa do Lobo.

Tabela 2 – Dados gerais e morfométricos da represa do Lobo

Atributo	Valor
Latitude	22°15' S
Longitude	47°49' W
Comprimento máximo	8,0 km
Largura máxima	2,0 km
Largura média	0,9 km
Profundidade máxima	12,0 m
Profundidade média	3,0 m
Área da superfície	6,8 km ²
Perímetro	21 m
Volume	22 x 10 ⁶ m ³
Tempo de residência hidráulico	20 a 40 dias

Fonte: Tundisi e Matsumura-Tundisi (1995)

Os cursos d'água da bacia hidrográfica do Lobo/Itaqueri estão enquadrados, segundo a resolução CONAMA 357/2005, como Classe 2, ou seja, são águas destinadas ao abastecimento doméstico após tratamentos convencionais; à proteção das comunidades aquáticas; à recreação de contato primário (como esqui aquático, natação e mergulho); à irrigação de hortaliças, plantas frutíferas e de parques, jardins, campos de esporte e lazer para contato direto com o público; e à criação natural e/ou intensiva (aquicultura) de espécies destinadas à alimentação humana.

A bacia hidrográfica, no entanto, é intensamente utilizada para atividades agrícolas, como a monocultura de eucalipto e de cana-de-açúcar (cujo cultivo está em expansão); para a prática de suinocultura e pecuária; para extração de areia; e para ocupação por

condomínios, clubes e pequenas propriedades particulares (PEREIRA, 2005). Tundisi, Matsumura-Tundisi e Rodrigues (2003) já constataram, como consequência direta destas ocupações, o aumento de descarga de esgoto doméstico e outros, bem como lixo no reservatório, causando impacto à qualidade da água.

4.1.1 Clima

Conforme a classificação de Köppen, o clima da região pode ser considerado do tipo Cwa, ou seja, clima subtropical mesotérmico, com verão úmido e inverno seco. As influências de frentes frias vindas do sul, principalmente no inverno e no outono, são típicas, registrando-se isotermas entre 19°C e 21°C. No mês mais frio do ano (junho), verificam-se isotermas variando de 15°C a 17°C e, no mês mais quente (dezembro), de 21°C a 23°C. A pluviosidade média anual é de 1300 mm, com maior precipitação no verão (novembro a março) e menor durante o inverno (abril a setembro). A evapotranspiração possui valores médios entre 900 e 1000 mm/ano, e a umidade relativa média fica em torno de 75%. A velocidade do vento pode atingir até 10 km/h no inverno, sendo de 2 a 3 km/h durante o verão (TUNDISI; MATSUMURA-TUNDISI, 1995).

4.1.2 Geologia

As águas da bacia do Ribeirão do Lobo percolam uma vasta área de sedimentos holocênicos, apresentando intrusão de basalto em alguns pontos. Nesta região afloram rochas da Formação Serra Geral (basalto, arenito, intertrap e diabásio), da Formação Botucatu-Piramboia e do grupo Bauru (arenitos, siltitos e conglomerados) (QUEIROZ, 2000).

Os solos da bacia são predominantemente arenosos, sendo que algumas áreas são mais férteis por conta da presença de basalto. Segundo Calijuri e Tundisi (1990), há oito diferentes tipos de solo na bacia: solos hidromórficos, solos orgânicos, latossolo, regossolo, solos litólitos, “terra roxa” (solo derivado do basalto), solos podzólicos e solos arenosos.

Lorandi et al. (1983), interpretando os solos da região para fins de estudos ecológicos, concluíram que estes solos são muito heterogêneos quanto às suas propriedades e às situações topográficas, e que apenas 15% da área está apta para qualquer tipo de utilização. Outros 70% da área total da bacia podem ser utilizados para construções, reflorestamento e pastagens, com restrições devido a fatores limitantes, como

propriedades do solo e grau de erosão. Os 15% restantes devem ser destinados exclusivamente a reservas ecológicas, a menos que práticas conservacionistas muito intensivas sejam aplicadas, pois constituem solos às margens das massas de água ou porque auxiliam no controle da erosão.

4.1.3 Relevo

Segundo Almeida (1964), a Bacia do Ribeirão do Lobo encontra-se na província de Cuestas Arenito-Basálticas existentes na região do Arenito Botucatu. As variações de espessura dos derrames basálticos são responsáveis pelo desnível de 300 a 500 metros observados na escarpa do território paulista. Devido ao declive de leste para oeste, formou-se, na região, uma ampla bacia aberta para oeste e circundada por morros que caracterizam a topografia da região (MARINS, 1975).

4.1.4 Vegetação

O Cerrado predomina na bacia. Uma vez que a vegetação cresce em função do tipo de solo, aparecem manchas de mata mesófila ou de planalto onde o mesmo apresenta maior fertilidade, com ocorrência de basalto. Também há matas ciliares ou brejos nas proximidades dos cursos d'água, em regiões mais alagadiças, ricas em nutrientes.

Estudos realizados por Matheus e Tundisi (1988), tratando da qualidade da água dos córregos formadores da represa do Lobo, principalmente em relação aos nutrientes inorgânicos, reafirmaram o papel essencial que a vegetação ciliar desempenha na proteção dos cursos d'água, por meio da retirada de substâncias particuladas e dissolvidas.

4.1.5 Atividades antrópicas

Apesar de sua inserção em uma Área de Proteção Ambiental (Corumbataí), a bacia hidrográfica do Lobo vem sofrendo há décadas com os impactos gerados no ambiente pela ação do homem.

Durante a década de 1970, os terrenos no entorno da represa do Lobo começaram a ser usados para fins recreativos: surgiram loteamentos de casas de veraneio, mas sem planejamento adequado e de forma desordenada, praticamente sem a interferência do poder público (QUEIROZ, 2000).

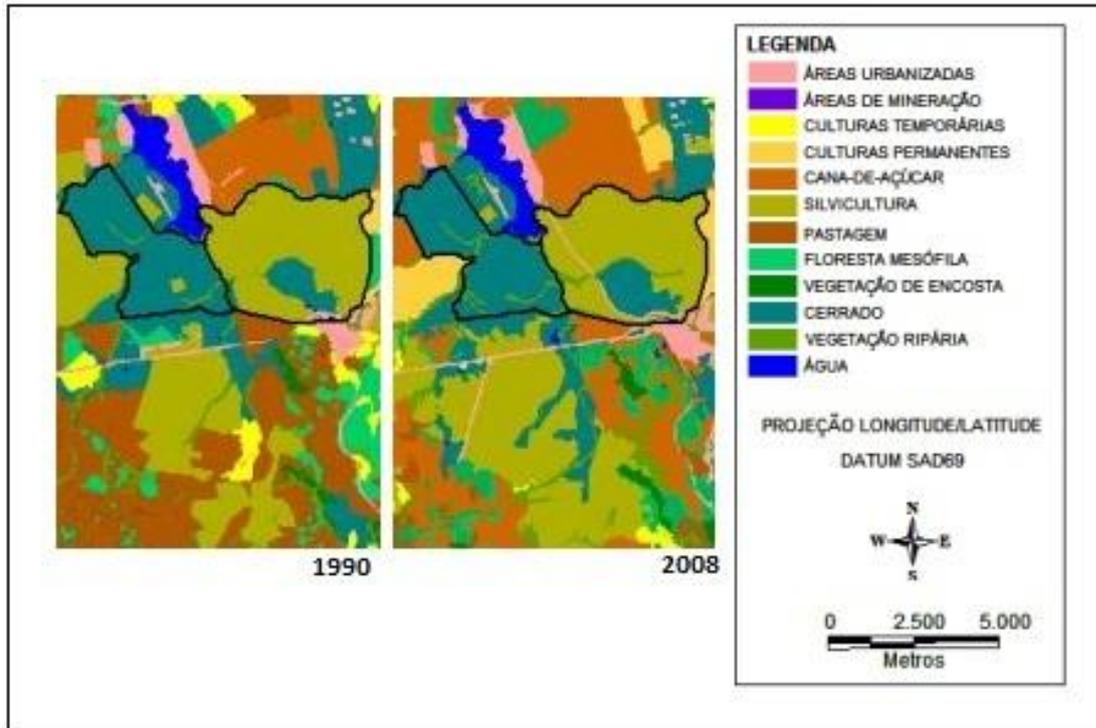
Camargo (1991) já alertava que a região vinha sofrendo um intenso processo de degradação e simplificação biológica, decorrente da homogeneização de seus ambientes. Segundo o autor, não havia medidas voltadas à conservação dos recursos naturais da área, mas já se podiam observar usos e ocupações inadequados de suas terras.

Segundo Carvalho et al. (2002), os loteamentos para fins residenciais e recreativos (clubes) margeiam a represa e trechos de praia com potencial erosivo muito grande, havendo também arruamentos clandestinos.

Ruschmann (1997) também cita impactos da atividade turística: retirada da vegetação nativa; erosão do solo; assoreamento dos corpos d'água; poluição das águas, que recebem óleos e resíduos dos motores de barcos e lanchas, além do esgoto de Itirapina; acúmulo de lixo na represa; poluição sonora.

Além dos loteamentos, há diversos outros fatores de degradação da bacia. Argenton (2004) ressalta o aporte de esgotos praticamente in natura ao córrego Água Branca, visto que os sistemas de tratamento da cidade de Itirapina funcionam precariamente. Este córrego é tributário do rio Itaqueri, que deságua na represa do Lobo, comprometendo a qualidade da água, de forma que há riscos de saúde pública e de eutrofização da represa, levando a consequências ambientais, sociais e econômicas.

Argenton (op. cit.) ainda cita a mineração de areia, com vários pontos de extração ao longo do rio Itaqueri, despejando efluentes e causando assoreamento, e o reflorestamento com eucalipto e pináceas, espécies exóticas para fornecimento de madeira, no entorno da represa, chegando a avançar sobre suas áreas de várzea. Esta atividade ocupa terrenos anteriormente cobertos pelo cerrado, o qual foi maciçamente devastado e reduzido a manchas isoladas que sofrem com as influências antrópicas adjacentes. As culturas agrícolas também pressionam o cerrado, sendo responsáveis ainda pela poluição dos corpos d'água por pesticidas e fertilizantes químicos e, em conjunto com a caça predatória, pela diminuição da biodiversidade local.



Mapa 3 – Uso e ocupação da bacia do Lobo (modificado de NORA et al., 2009).

4.1.6 Pontos de amostragem

Na presente pesquisa, foi proposto um estudo em 14 estações de coleta, considerando córregos e os principais tributários do reservatório do Lobo, todos inseridos dentro da bacia hidrográfica do Itaqueri/Lobo. Conforme apresentado no mapa 4, foram coletadas amostras de água e sedimento nos seguintes locais: ribeirão do Lobo (2 estações de coleta), rio Itaqueri (2 estações), córrego Água Branca (1), córrego do Limoeiro (1), junção dos córregos Limoeiro e Água Branca (1), córrego do Geraldo (2), córrego das Perdizes (1), reservatório do Lobo/Broa (3) e rio Jacaré-Guaçu (1). Em cada estação de coleta foram realizadas quatro campanhas: uma em abril/2010 (período intermediário), uma em julho/2010 (período seco), uma em outubro/2010 (período intermediário) e outra em janeiro/2011 (período chuvoso).

Na terceira campanha (outubro/2010), não foi possível a coleta de amostras de sedimento do ponto Jacaré-Guaçu, devido à grande quantidade de pedras e galhos presentes no substrato desse rio no local. Na segunda coleta (julho/2010), devido ao mesmo motivo mencionado anteriormente, foi possível coletar somente uma pequena quantidade de sedimento no ponto Jacaré-Guaçu, que foi suficiente apenas para a realização das variáveis

matéria orgânica, fósforo total e granulometria, não sendo utilizada na realização dos testes ecotoxicológicos.

Além disso, na última campanha de coletas (janeiro/2011), devido às chuvas intensas ocorridas na região da bacia do rio Itaqueri/Lobo, não foi possível chegar a quatro dos 14 pontos: Itaqueri (ponto 2); ribeirão do Lobo (ponto 2); córrego do Limoeiro; e córrego do Geraldo (ponto 1). Sendo assim, não foram coletadas amostras de água nem de sedimento nestes pontos devido à dificuldade de acesso. Além desses pontos, também não foi possível, no mesmo período, a coleta de sedimento no córrego Água Branca (houve um aumento de nível de água de aproximadamente 4 metros, com rompimento de barragem, impedindo o acesso ao local mais próximo para coleta de sedimento) e no rio Jacaré-Guaçu (com a abertura das comportas do reservatório do Lobo, o nível de água elevou-se de forma acentuada – acima de 2 metros – impossibilitando o acesso ao local mais próximo as margens). Em ambos os casos, as barreiras físicas colocadas para retenção de água foram carregadas pela correnteza e o local se tornou arriscado para realização de coleta de sedimento. Assim, optou-se somente pela coleta de água. Ressalta-se que nesse período diversas estradas foram prejudicadas, com rompimento de barreiras e aberturas de imensas valas. No reservatório do Lobo, por exemplo, em um período de 8 horas, o nível da represa subiu quase 50 cm. Em função das fortes chuvas que ocorreram na região não foi possível retornar aos locais para realização das coletas, uma vez que existe um elevado fator de risco associado aos pontos de amostragem.

Tabela 3 – Caracterização das estações de coleta e da área de entorno, entre os municípios de Brotas e Itirapina/SP (continua)

Ponto de coleta	Caracterização do ponto	Foto
I1: Itaqueri (Ponto 1)	<ul style="list-style-type: none"> • Remanescentes de vegetação nativa; • alterações na paisagem devido ao avanço da cana-de-açúcar no lado direito do rio; • pastagens no lado esquerdo. 	
I2: Itaqueri (Ponto 2)	<ul style="list-style-type: none"> • A jusante da mineração de areia; • a montante do lançamento do esgoto de Itirapina. 	
RL1: Ribeirão do Lobo – Intermediário (Ponto 1)	<ul style="list-style-type: none"> • Regiões de mata preservada nas margens; • áreas de cerrado no entorno; • fazendas, pastagens, e plantações de eucalipto. 	
RL2: Ribeirão do Lobo – Próximo à represa (Ponto 2)	<ul style="list-style-type: none"> • Vegetação característica de áreas alagadas, a qual estava relativamente preservada; • invasão de espécies de eucalipto. 	

Tabela 3 – Caracterização das estações de coleta e da área de entorno, entre os municípios de Brotas e Itirapina/SP (continuação)

Ponto de coleta	Caracterização do ponto	Foto
AB1: Córrego Água Branca	<ul style="list-style-type: none"> • A montante do lançamento de esgoto de Itirapina; • próximo à estação de tratamento, ainda em construção. 	
L1: Córrego do Limoeiro	<ul style="list-style-type: none"> • Dentro da área do IEF, com vegetação (mata galeria) bastante preservada; • plantações de pinus no entorno. 	
AB/L2: Junção dos Córregos Água Branca e Limoeiro	<ul style="list-style-type: none"> • Proximidades da rodovia Ayrton Senna; • a jusante do lançamento de esgoto de Itirapina; • grande presença de eucalipto no entorno. 	
G1: Córrego do Geraldo (Ponto 1)	<ul style="list-style-type: none"> • A vegetação ciliar encontrava-se preservada, com presença de bromélias e orquídeas; • plantação de pinus no entorno. 	
G2: Córrego do Geraldo (Ponto 2)	<ul style="list-style-type: none"> • Próximo ao cruzamento com a rodovia Ayrton Senna; • presença de pinus no entorno; • condomínio a poucos metros da margem direita. 	

Tabela 3 – Caracterização das estações de coleta e da área de entorno, entre os municípios de Brotas e Itirapina/SP (continuação)

Ponto de coleta	Caracterização do ponto	Foto
PU: Córrego das Perdizes, ponto único	<ul style="list-style-type: none"> • Presença de capim na região em torno das margens; • área de condomínios, pertencente à cidade de Brotas; • remanescentes de cerrado. 	
JU: Rio Jacaré-Guaçu, ponto único	<ul style="list-style-type: none"> • Nas proximidades do CHREA; • a jusante da represa; • a montante de um trecho encachoeirado. 	
R1: Represa do Lobo (ponto 1)	<ul style="list-style-type: none"> • Foz do rio Itaqueri, sofrendo a influência desse tributário; • profundidades entre 1,0 e 1,5m; • grande quantidade de macrófitas aquáticas emersas e submersas. 	
R2: Represa do Lobo (ponto 2)	<ul style="list-style-type: none"> • Foz do ribeirão do Lobo; • baixas profundidades; • presença de macrófitas aquáticas. 	

Tabela 3 – Caracterização das estações de coleta e da área de entorno, entre os municípios de Brotas e Itirapina/SP (conclusão)

Ponto de coleta	Caracterização do ponto	Foto
R3: Represa do Lobo (ponto 3)	<ul style="list-style-type: none"> • Porção central da represa; • profundidades de até 11,0 m; • próximo à barragem; • condomínios residenciais na parte esquerda; • Centro de Recursos Hídricos e Ecologia Aplicada da USP (CRHEA) no lado direito. 	

4.2 PROTOCOLO DE AVALIAÇÃO DE HABITAT

Em abril de 2010, antes de serem realizadas as coletas, foi feita uma visita aos locais onde as amostras de água e sedimento seriam coletadas. Durante essa visita de reconhecimento, procurou-se descrever e qualificar os habitats aquáticos e das regiões marginais, por meio do protocolo simplificado de avaliação de habitat proposto por Barbosa (2003), baseado em Hannaford, Barbour e Hesh (1997), Barbour et al. (1999) e Callisto et al. (2002). Tal protocolo é composto de nove parâmetros relacionados com a estrutura do substrato, da vegetação ripária e da morfologia do canal fluvial, conforme o Anexo I.

Segundo Barbosa (2003), o protocolo classifica cada parâmetro relacionado à qualidade dos habitat de modo qualitativo em quatro categorias: pobre, mediano, sub-ótimo e ótimo, recebendo cada categoria uma pontuação. Ao final da avaliação, somam-se as pontuações das variáveis do protocolo para um mesmo local de coleta. Isso permite visualizar, quantitativamente, as diferenças entre os pontos de coleta, o que confere maior objetividade às observações qualitativas.

4.3 ANÁLISES DO COMPARTIMENTO ÁGUA

As amostras de água foram coletadas com garrafa de Van Dorn, na sub-superfície de cada estação de amostragem, sendo armazenadas diretamente nos recipientes plásticos. Parte das amostras foi logo utilizada nos bioensaios de toxicidade; o restante foi

aconditionado e preservado para posterior análise conforme as metodologias de referência para cada variável, como pode ser observado na tabela 4.

Algumas medidas (pH, oxigênio dissolvido e condutividade) foram realizadas no próprio local de amostragem, utilizando pela sonda de multiparâmetros, marca Horiba. A medida de turbidez, que também poderia ser realizada através da sonda, foi feita em laboratório logo após a coleta com o auxílio de um turbidímetro, uma vez que assim seria aumentada a precisão dos resultados. Além disso, durante a coleta de outubro/2010, as medidas de oxigênio dissolvido dos pontos da represa (R1, R2 e R3) não puderam ser efetuadas em função de problemas no equipamento.

Todas as análises foram realizadas nos laboratórios do Núcleo de Estudos em Ecossistemas Aquáticos, do Centro de Recursos Hídricos e Ecologia Aplicada, da Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.

Os resíduos líquidos e sólidos gerados nos procedimentos laboratoriais foram armazenados e encaminhados ao Laboratório de Resíduos Químicos da EESC/USP para tratamento e disposição adequada, conforme normas da instituição local.

Tabela 4 – Metodologias e referências utilizadas nas análises das variáveis físicas, químicas e biológicas da água

N.º	Variáveis	Metodologia/Referência
1	pH	Multi-sensor HORIBA U-10
2	Condutividade ($\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$)	Multi-sensor HORIBA U-10
3	Oxigênio dissolvido ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	Multi-sensor HORIBA U-10
4	Temperatura ($^{\circ}\text{C}$)	Multi-sensor HORIBA U-10
5	Turbidez (UNT)	Multi-sensor HORIBA U-10
6	Material em suspensão ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	Gravimetria / Wetzel e Likens (1991)
7	Clorofila <i>a</i> ($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$)	Espectrofotometria / Nush (1980)
8	Nitrito e nitrato ($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$)	Espectrofotometria/ Mackereth, Heron e Talling (1978)
9	Íon amônio ($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$)	Espectrofotometria/ Koroleff (1976)
10	Nitrogênio orgânico total ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	Espectrofotometria/ APHA (1995)
11	Fosfato total dissolvido e fosfato inorgânico ($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$)	Espectrofotometria/ Golterman (1978)
12	Fósforo Total ($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$)	Espectrofotometria/ APHA (1995)
13	SiO_2 ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	Espectrofotometria/ Golterman (1978)
14	Metais totais (Fe, Ni, Cr, Zn, Pb, Cu, Cd, Mn, Co, Na e Al) - ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	Espectrofotometria / APHA (1995)

4.3.1 Índice de Estado Trófico (IET)

Após a realização das medidas de clorofila *a* e de fósforo total das amostras de água, foi possível estabelecer o índice de estado trófico da água nos pontos de coleta. Foi utilizada a metodologia proposta pela Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB) no apêndice B do Relatório de Qualidade das Águas Superficiais do Estado de São Paulo de 2009. Os valores de transparência não são incluídos nos cálculos propostos por não serem considerados muitas vezes representativos do estado de trofia, pois podem ser afetados pela turbidez decorrente da presença de material em suspensão.

O Índice de Estado Trófico da CETESB é composto pelo Índice de Estado Trófico para o Fósforo – IET (PT) e pelo Índice de Estado Trófico para a Clorofila *a* – IET (CL), segundo as equações:

- Índice de Estado Trófico para rios:

$$\text{IET (CL)} = 10 \times (6 - ((-0,7 - 0,6 \times (\ln \text{CL})) / \ln 2)) - 20 \quad \dots\dots(1)$$

$$\text{IET (PT)} = 10 \times (6 - ((0,42 - 0,36 \times (\ln \text{PT})) / \ln 2)) - 20 \quad \dots\dots(2)$$

- Índice de Estado Trófico para reservatórios:

$$\text{IET (CL)} = 10 \times (6 - ((0,92 - 0,34 \times (\ln \text{CL})) / \ln 2)) \quad \dots\dots(3)$$

$$\text{IET (PT)} = 10 \times (6 - ((1,77 - 0,42 \times (\ln \text{PT})) / \ln 2)) \quad \dots\dots(4)$$

Onde:

PT: concentração de fósforo total medida à superfície da água ($\mu\text{g/L}$)

CL: concentração de clorofila *a* medida à superfície da água ($\mu\text{g/L}$)

O resultado final do IET é dado pela média aritmética dos índices relativos ao fósforo total e à clorofila *a*, segundo a equação:

$$\text{IET} = [\text{IET (PT)} + \text{IET (CL)}] / 2 \quad \dots\dots(5)$$

Os limites estabelecidos para as diferentes classes de trofia para rios e reservatórios encontram-se descritos nas tabelas 5 e 6.

Tabela 5 – Classificação do estado trófico para rios

Classificação do Estado Trófico - Rios (CETESB, 2009)			
Categoria (Estado trófico)	Ponderação	P-total - P (mg.m ⁻³)	Clorofila a (mg.m ⁻³)
Ultraoligotrófico	IET ≤ 47	P ≤ 13	CL ≤ 0,74
Oligotrófico	47 < IET ≤ 52	13 < P ≤ 35	0,74 < CL ≤ 1,31
Mesotrófico	52 < IET ≤ 59	35 < P ≤ 137	1,31 < CL ≤ 2,96
Eutrófico	59 < IET ≤ 63	137 < P ≤ 296	2,96 < CL ≤ 4,70
Supereutrófico	63 < IET ≤ 67	296 < P ≤ 640	4,70 < CL ≤ 7,46
Hipereutrófico	IET > 67	640 < P	7,46 < CL

Fonte: CETESB (2009)

Tabela 6 – Classificação do estado trófico para reservatórios

Classificação do Estado Trófico – Reservatórios (CETESB, 2009)				
Categoria (Estado trófico)	Ponderação	Secchi - S (m)	P-total - P (mg.m ⁻³)	Clorofila a (mg.m ⁻³)
Ultraoligotrófico	IET ≤ 47	S ≥ 2,4	P ≤ 8	CL ≤ 1,17
Oligotrófico	47 < IET ≤ 52	2,4 > S ≥ 1,7	8 < P ≤ 19	1,17 < CL ≤ 3,24
Mesotrófico	52 < IET ≤ 59	1,7 > S ≥ 1,1	19 < P ≤ 52	3,24 < CL ≤ 11,03
Eutrófico	59 < IET ≤ 63	1,1 > S ≥ 0,8	52 < P ≤ 120	11,03 < CL ≤ 30,55
Supereutrófico	63 < IET ≤ 67	0,8 > S ≥ 0,6	120 < P ≤ 233	30,55 < CL ≤ 69,05
Hipereutrófico	IET > 67	0,6 > S	233 < P	69,05 < CL

Fonte: CETESB (2009)

4.4 VARIÁVEIS DO SEDIMENTO

As amostras de sedimento foram coletadas em todas as estações de amostragem, com auxílio de draga de Eckmann, sendo imediatamente homogeneizadas e armazenadas em potes plásticos de 1L. Uma parte dessas amostras foi resfriada para a realização dos bioensaios de toxicidade, sendo novamente submetidas à temperatura ambiente no dia anterior ao início dos testes. O restante das amostras de sedimento permaneceu em temperatura ambiente (para secagem) para posterior análise de matéria orgânica, granulometria, fósforo total, nitrogênio orgânico total e metais potencialmente biodisponíveis, segundo as metodologias e referências apresentadas na tabela 7.

Tabela 7 – Metodologias utilizadas nas análises das variáveis físicas, químicas do sedimento

N.º	Variáveis	Metodologia/ Referência
1	Matéria orgânica (%)	Incineração em mufla/ Trindade (1980)
2	Granulometria (%)	Peneiramento e densímetro/ ABNT, NBR 7181 (1984)
3	Fósforo total ($\mu\text{g.g}^{-1}$)	Espectrofotometria/ Andersen (1976)
4	Nitrogênio orgânico total (%)	Kjeldhal/ APHA (1995)
5	Metais potencialmente biodisponíveis (Cd*, Cr*, Cu*, Fe, Ni, Mn, Zn, Pb, Co, Na e Al) (mg.Kg^{-1})	Espectrofotometria (Absorção Atômica por Chama e Forno de grafite)/ Silvério (1999)

4.5 ANÁLISES ESTATÍSTICAS

Para estabelecer a diferenciação entre as estações de amostragem e os períodos de coletas quanto às variáveis limnológicas, foi utilizada Análise de Componentes Principais (PCA), com os dados previamente transformados em Log (x+1), para linearizar as relações e reduzir a dimensionalidade. Graficamente, a PCA pode ser descrita como uma rotação de vários pontos de dados em um espaço multidimensional de forma que o eixo que explica a maior variação é sempre o primeiro eixo da PCA, o segundo eixo, explica a segunda maior parte, e assim sucessivamente. De forma breve, pode-se afirmar que a PCA supõe relações lineares entre as variáveis, e é feita a partir de uma matriz de variância-covariância ou correlação entre as variáveis (MINTE-VERA, 1999).

Posteriormente à PCA, as variáveis com maior potencial de explicação para a variância dos dados foram utilizadas para a análise de agrupamento hierárquico (Cluster Analysis), que consiste em um agrupamento de amostras pela similaridade, ou seja, divisão de um conjunto em um número finito de classes (VALENTIN, 1995).

Para a construção das matrizes de similaridade usou-se a Distância Euclidiana Média como coeficiente de similaridade, e o agrupamento UPGMA (*Unweighted Pair - Group Method Average*), como método de ligação ou formação de grupos. Tal método é recomendado por atribuir similaridade entre pares de grupos de forma menos extrema que os demais métodos e também por proporcionar a utilização de qualquer coeficiente de associação (RIBEIRO, 1994).

A partir do processamento das etapas de agrupamento, obtém-se uma matriz cofenética, que, quando comparada à matriz de associação, possibilita avaliar o grau de distorção proporcionado pela análise sobre os dados originais. Segundo Legendre & Legendre (1983), índices superiores a 0.80 dessas relações cofenéticas são sugeridos como aceitáveis para a maioria dos autores.

Dessa maneira, esta análise foi realizada com o intuito de agrupar as estações de amostragem que se apresentassem similares durante o período de estudo em relação às variáveis selecionadas da água e do sedimento.

4.6 ENSAIOS DE ECOTOXICIDADE

Para a avaliação ecotoxicológica das amostras, foram realizados bioensaios de toxicidade aguda e crônica das amostras de água e sedimento, utilizando-se, respectivamente, *Daphnia similis* e *Ceriodaphnia silvestrii* como organismos-teste.

Decidiu-se que o teste de ecotoxicidade crônica com sedimento, especificamente, seria realizado apenas nos períodos seco e chuvoso (coincidentes com os meses de férias da graduação), pois tal teste demanda muito mais tempo e trabalho que os demais, e sua realização seria dificultada durante o período letivo. Além disso, acredita-se que a matriz em questão teria menor variabilidade, sendo que nos períodos seco e chuvoso as condições poderiam ser mais distintas entre si.

4.6.1 Testes de ecotoxicidade aguda

Os testes de ecotoxicidade aguda foram realizados com organismos da espécie *Daphnia similis*, um microcrustáceo zooplânctônico de água doce que mede entre 0,5 e 5,0 mm de comprimento (ZAGATTO; BERTOLETTI, 2006) e apresenta forma arredondada (figura 1). A espécie pertence à família Daphnidae, sendo popularmente conhecida como pulga d'água. Além disso, são abundantes no meio aquático e desempenham relevantes funções na cadeia alimentar, uma vez que atuam como consumidores primários e possibilitam a conversão de organismos vivos e de biomassa morta em alimento para outros níveis.

Os organismos pertencentes à ordem Cladocera, incluindo a *D. similis*, são amplamente utilizados em bioensaios de toxicidade, com procedimentos de cultivo e de bioensaios padronizados. Essa amplitude de utilização se deve a sua facilidade de cultivo em laboratório, sensibilidade constante aos agentes tóxicos (em função de sua reprodução partenogênica, que propicia homogeneidade de seu material genético, curto ciclo de vida e outras características intrínsecas do grupo) (COSTA, 2007; MASUTTI, 2004; USEPA, 2002a).



Figura 1 – *Daphnia* sp. Fonte: Costa (2007)

Organismos-teste da espécie *Daphnia similis* foram cultivados no Laboratório de Ecotoxicologia e Ecofisiologia de Organismos Aquáticos do NEEA/CRHEA/EESC-USP, seguindo metodologia recomendada pela Norma ABNT, NBR 12713/2004.

Grupos de aproximadamente 50 organismos adultos foram mantidos em cristalizadores de vidro de 2L, contendo água reconstituída filtrada e ajustada para pH entre 7,0 e 7,6 e dureza de 40 a 48 mgCaCO₃.L⁻¹. Os cristalizadores permaneceram em câmara incubadora de demanda bioquímica de oxigênio (DBO), com temperatura de 23 ± 2°C e fotoperíodo de 16h luz.

O alimento foi fornecido a cada 2 dias, constituindo-se de uma solução composta por ração microfloculada de alevinos de peixe e fermento tipo Fleishman, e uma suspensão algácea de *Pseudokirchneriella subcapitata* na concentração de 1x10⁶ células de alga por organismo.

Os ensaios de ecotoxicidade aguda seguiram as recomendações descritas na norma ABNT, NBR 12713/2004. Para cada uma das estações de coleta e para o controle, foram preparadas 4 réplicas contendo 5 organismos jovens (neonatos de 6 a 24 horas de vida) em 10 mL de amostra (para os testes com o compartimento água), sendo o controle constituído pela própria água utilizada no cultivo de *D. similis* (água reconstituída). Para os testes com o compartimento sedimento, as 4 réplicas de cada estação de coleta foram preparadas no dia anterior ao teste, com 40 mL da água de cultivo sendo despejados sobre 10 g da amostra; as réplicas do controle foram montadas com areia calcinada (10 g) com a água de cultivo (40 mL) ou somente esta água (40 mL). Durante o teste, com duração de 48 horas, os organismos não receberam alimentação nem aeração e a temperatura pôde variar entre 22 ± 2°C. No início dos testes foram verificados os valores de pH, oxigênio dissolvido, dureza e

condutividade das amostras e do controle. Ao final, mediram-se novamente o pH e o oxigênio dissolvido.

Para a avaliação dos resultados de toxicidade aguda (imobilidade), foi utilizado o teste de Fisher, a fim de se verificar a ocorrência de diferenças significativas ou não das amostras em relação ao controle, sendo os resultados expressos como “Tóxica” ou “Não Tóxica”, respectivamente. Para a aplicação deste teste, e os demais descritos a seguir, utilizou-se o programa computacional Toxstat 3.4 (GULLEY; BOELTER; BERGMAN, 1994).

4.6.2 Testes de ecotoxicidade crônica

Os testes de ecotoxicidade crônica foram realizados com organismos da espécie *Ceriodaphnia silvestrii*, que também é um microcrustáceo zooplânctônico de água doce pertencente à família Daphniidae, medindo de 0,8 a 0,9 mm de comprimento (figura 2).

Como os microcrustáceos em geral, *C. silvestrii* ocupa lugar de destaque na cadeia trófica, pois atua como consumidor primário, se alimentando por filtração de material orgânico particulado. Ao contrário da *D. similis*, esta espécie é bastante encontrada em águas continentais brasileiras, principalmente em ambientes lênticos.



Figura 2 – *Ceriodaphnia silvestrii*.
Fonte: Costa (2007).

As culturas de *C. silvestrii* também foram mantidas no Laboratório de Ecotoxicologia e Ecofisiologia de Organismos Aquáticos do NEEA/CRHEA/EESC-USP, seguindo, neste caso, a metodologia recomendada pela Norma ABNT, NBR 13373/2005.

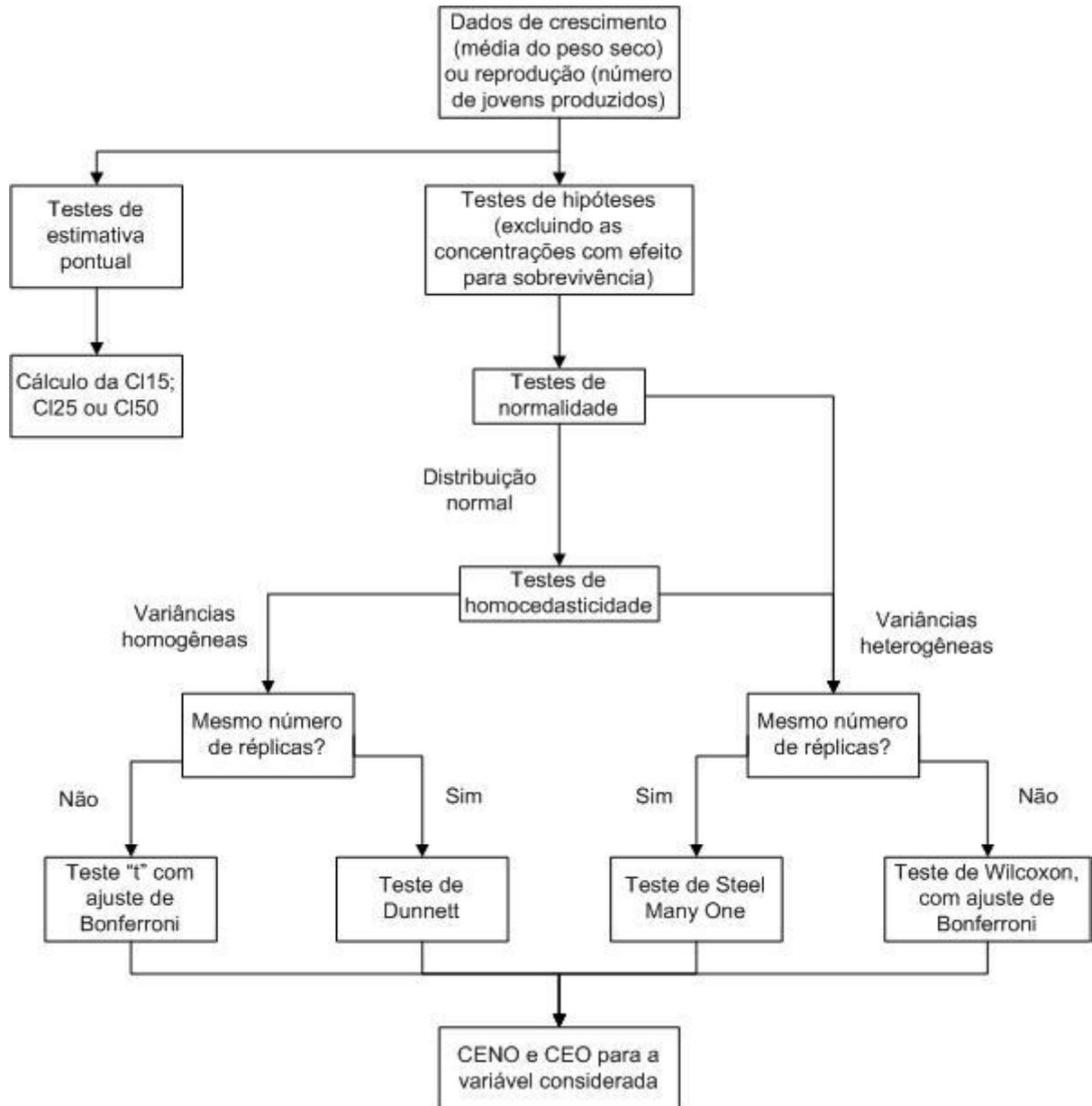
Os organismos-teste foram mantidos em cristalizadores de vidro de 1L com água reconstituída filtrada e ajustada para pH entre 7,0 e 7,6 , com dureza de 40 a 48 mgCaCO₃.L⁻¹. Cada cristalizador, contendo cerca de 50 fêmeas adultas, permaneceu em

câmara incubadora de demanda bioquímica de oxigênio (DBO), com temperatura de $23 \pm 2^\circ\text{C}$ e fotoperíodo de 16h luz.

O alimento foi fornecido diariamente, constituindo-se de suspensão algácea de *Pseudokirchineriela subcapitata* na concentração de 1×10^5 células de alga por organismo, e de uma solução composta por ração microfloculada de alevinos de peixe e fermento tipo *Fleishman*.

Os ensaios foram realizados de acordo com os procedimentos descritos na norma ABNT (op. cit.). Para cada uma das estações de coleta e para o controle, foram preparadas 10 réplicas contendo um neonato (entre 6 e 24 horas de idade) em 15 mL de amostra (para os testes com o compartimento água), sendo o controle constituído pela própria água utilizada no cultivo de *C. silvestrii* (água reconstituída). Para os testes com o compartimento sedimento, as 10 réplicas de cada estação de coleta foram preparadas no dia anterior ao teste, com 40 mL da água de cultivo sendo despejados sobre 10 g da amostra; as réplicas do controle foram montadas com areia calcinada (10 g) com a água de cultivo (40 mL) ou somente esta água (40 mL). A cada dois ou três dias foram efetuadas trocas de água e fornecimento de alimentação. Porém, não foi feita aeração, e o fotoperíodo foi de 16 horas luz. A temperatura pôde variar entre $22 \pm 2^\circ\text{C}$ ao longo do bioensaio. No início e final dos testes (após a terceira reprodução dos organismos – cerca de oito dias), foram verificados os valores de pH, oxigênio dissolvido, dureza e condutividade das amostras e do controle

Para a avaliação dos resultados de toxicidade crônica, foi utilizado o teste de Fisher com o intuito de verificar a ocorrência de diferenças significativas ou não das amostras em relação ao controle; no primeiro caso, a amostra é considerada “Tóxica” (em relação à sobrevivência). Já no segundo caso, os resultados dos testes de ecotoxicidade com *C. silvestrii* foram então submetidos à análise de normalidade dos dados (teste do Chi-square), de homocedasticidade (variâncias homogêneas ou heterogêneas), por meio do teste de Bartlett. Em seguida, os dados foram submetidos à comparação dos tratamentos com o controle experimental, utilizando-se o teste de Dunnett, o teste “t” com ajuste de Bonferroni, o teste de Steel Many One ou o teste de Wilcoxon com ajuste de Bonferroni, conforme os resultados de normalidade e homocedasticidade. A seguir, é apresentado um fluxograma relativo às análises dos dados de um teste crônico. Ao fim de um desses 4 testes, os resultados são expressos como “Tóxica” ou “Não Tóxica” (referindo-se à amostra).



Fluxograma 1 – Fluxograma para análise estatística de dados relativos a efeitos subletais (reprodução, crescimento, etc.) obtidos em ensaios de ecotoxicidade crônica com múltiplas concentrações (ZAGATTO; BERTOLETTI, 2006)

Ressalta-se que, apesar de os testes crônicos serem iniciados com 10 réplicas por amostra, ou seja, mesmo número de réplicas, pode haver mortes de organismos adultos devido à manipulação inadequada no decorrer do teste, bem como eventuais machos e a Norma ABNT, NBR 13373/2005 determina que estes devem ser excluídos do cálculo. Assim, é possível que haja a necessidade de lançar mão dos testes estatísticos para diferentes números de réplicas (teste “t” com ajuste de Bonferroni e de Wilcoxon com ajuste de Bonferroni).

Para a aplicação dos testes descritos, foi empregado o programa computacional Toxstat 3.4 (GULLEY; BOELTER; BERGMAN, 1994).

4.6.3 Testes de sensibilidade

Testes de sensibilidade foram realizados com as espécies *D. similis* e *C. silvestrii* para avaliar o estado de saúde dos organismos frente à exposição a um elemento estressor previamente conhecido. Os resultados dos testes de sensibilidade feitos durante o período de realização do presente trabalho foram avaliados quanto à adequação aos limites máximo e mínimo obtidos na carta controle, permitindo reconhecer se os eventuais efeitos tóxicos nos testes com amostras são decorrentes destas ou das condições dos organismos.

Os testes de sensibilidade de *D. similis* foram realizados com o cloreto de potássio (KCl). Os organismos foram expostos a diferentes concentrações dessa substância por um período de 48h, sem fornecimento de alimento, no escuro e com temperatura de $23\pm 2^{\circ}\text{C}$. Após o término do experimento, foi observada a imobilidade total em cada concentração e calculada a $\text{CE(I)}_{50;24\text{h}}$, assim como seu intervalo de confiança, pelo método estatístico Trimmed Spearman-Kärber (HAMILTON; RUSSO; THURSTON, 1977).

Para a avaliação da sensibilidade de culturas de *Ceriodaphnia silvestrii*, foi utilizado o cloreto de sódio (NaCl), como substância de referência. Os organismos foram expostos a diferentes concentrações da substância por um período de 48h sem fornecimento de alimento, no escuro e com temperatura de $23\pm 2^{\circ}\text{C}$. Logo, foi calculada a $\text{CE(I)}_{48\text{h}}$ e o intervalo de confiança pelo método estatístico Trimmed Spearman-Kärber (HAMILTON; RUSSO; THURSTON, 1977).

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 PROTOCOLO DE AVALIAÇÃO DE HABITAT

O resultado obtido para cada ponto de coleta em ecossistemas lóticos, após a aplicação do protocolo de avaliação de habitat, está representado no gráfico 1.

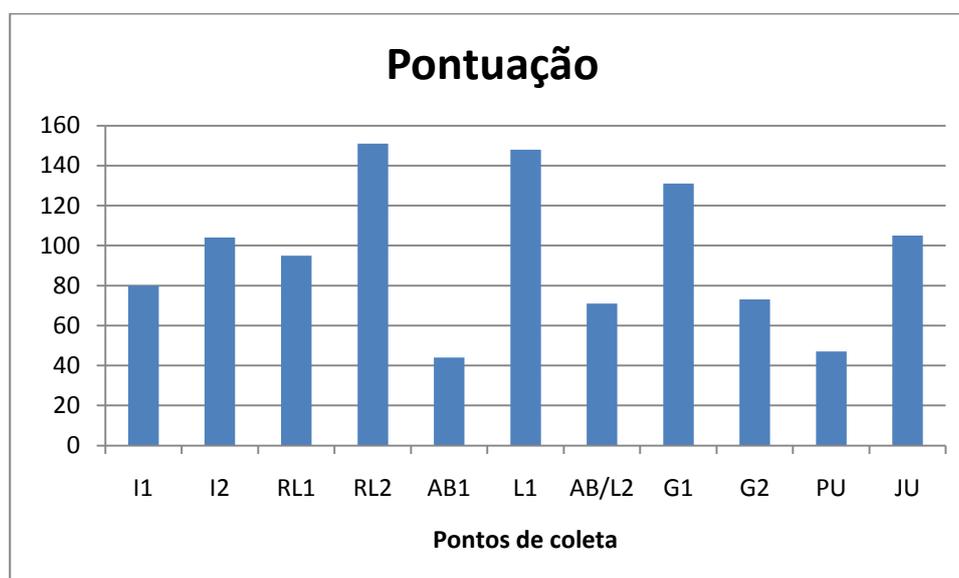


Gráfico 1 – Pontuações dos locais de coleta em ecossistemas lóticos conforme o protocolo de avaliação de habitat

Percebe-se que os locais que obtiveram maior pontuação são o ponto 2 do ribeirão do Lobo (151 pontos), o córrego do Limoeiro (148 pontos) e o ponto 1 do córrego do Geraldo (131 pontos). Esse resultado pode ser explicado pela presença de vegetação ripária, ainda que composta em grande parte por *Eucalyptus* e *Pinus*, em maior extensão que nos outros locais. Observou-se também que a região de fundo desses pontos era pouco afetada pela deposição de sedimentos, e que não havia alterações no canal do rio (vide anexo I). Vale lembrar que os pontos L1 e G1 localizam-se dentro da área do IEF, o que contribui para sua melhor conservação. Porém, conforme será visto mais adiante, estes três pontos de coleta que apresentaram maior pontuação no protocolo de avaliação de habitats não se destacaram em relação aos demais, em se tratando das análises limnológicas e ecotoxicológicas com as amostras de água e sedimento. Apenas seus valores de turbidez e de condutividade da água mostraram-se ligeiramente mais baixos que nas outras estações de coleta.

Os pontos que obtiveram pior pontuação, por outro lado, são o córrego Água Branca (44 pontos) e o córrego das Perdizes (47 pontos), o que pode ser em parte explicado pela ausência ou pouca presença de vegetação ciliar; havia gramíneas no lugar da mesma, além de indícios de erosão. Também os sedimentos, depositados em grande quantidade no fundo, pareciam pobres e homogêneos. Entretanto, as menores pontuações obtidas por estas estações amostrais também não puderam ser relacionadas aos parâmetros físico-químicos e ecotoxicológicos, como será visto mais adiante. Apenas a baixa pontuação da junção dos córregos Água Branca e Limoeiro está relacionada aos resultados limnológicos das amostras de água, pois esta estação amostral apresentou níveis ruins de oxigênio dissolvido, condutividade e compostos nitrogenados e fosfatados, se comparado às demais estações de coleta, conforme será mostrado no presente trabalho.

5.2 PRECIPITAÇÃO E TEMPERATURA DO AR

No gráfico a seguir, podem ser visualizadas as medidas de dois parâmetros climatológicos essenciais à compreensão dos resultados limnológicos do presente trabalho: a precipitação total de cada mês do período estudado e a temperatura média do ar correspondente.

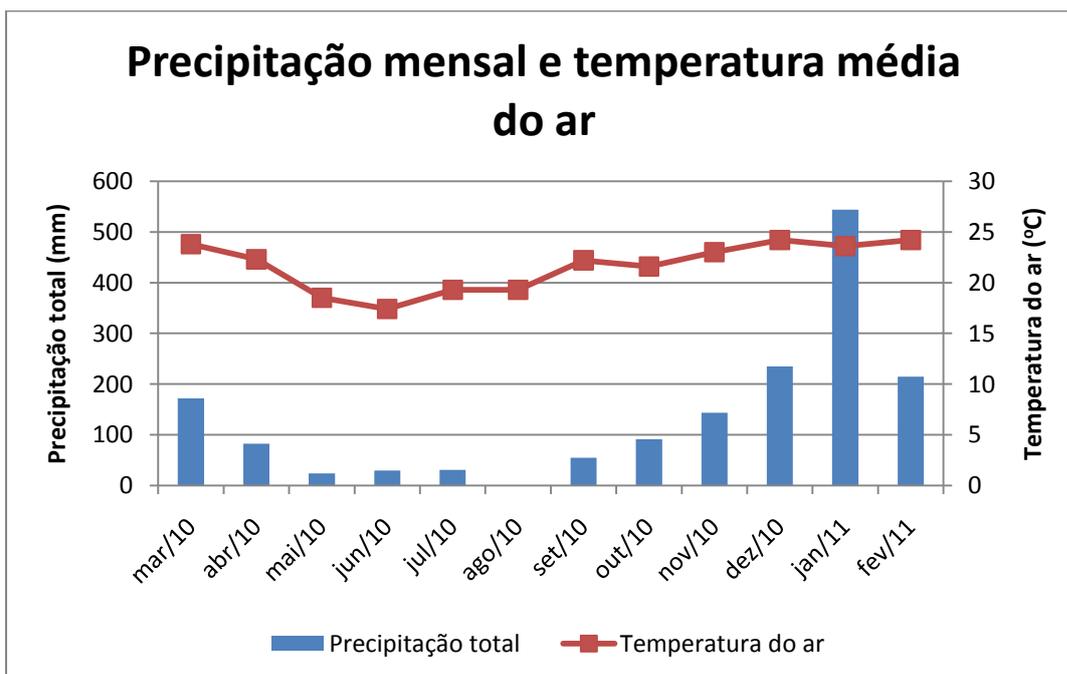


Gráfico 2 – Precipitação mensal total e temperatura média mensal do ar nas proximidades dos pontos em estudo. Dados fornecidos pela Estação Climatológica do CRHEA

Pode ser observado que, conforme era esperado, o período compreendido entre os meses de maio a agosto foi caracterizado por baixos índices de precipitação (abaixo de 40 mm), sendo que no mês de agosto não houve chuvas. Nos meses de dezembro de 2010 a fevereiro de 2011 houve muita precipitação, sendo registrados índices acima de 200 mm. No mês de janeiro de 2011, em especial, foi detectado um índice pluviométrico extremamente elevado (543,8 mm), mais que o dobro dos valores dos outros meses mais chuvosos. Nos demais períodos (março, abril, setembro, outubro e novembro de 2010), os índices de chuva foram medianos em relação aos anteriormente citados, compreendendo-se na faixa de 40 a 200 mm.

Sendo assim, é pertinente a divisão dos períodos de coleta do presente trabalho em seco (julho de 2010), intermediários (abril e outubro de 2010) e chuvoso (janeiro de 2011), podendo-se, dessa forma, analisar os resultados limnológicos e ecotoxicológicos quanto à sazonalidade.

Os valores de temperatura, em geral, seguiram o padrão verificado para a precipitação, de modo que os meses com maiores índices pluviométricos foram caracterizados também por maiores temperaturas e vice-versa.

5.3 ANÁLISES FÍSICO-QUÍMICAS DAS AMOSTRAS DE ÁGUA SUPERFICIAL

5.3.1 pH

O pH representa uma variável de difícil interpretação, pois é influenciada por inúmeros fatores. Em águas naturais, geralmente, o valor do pH aumenta com a dissociação dos íons H^+ do ácido carbônico e diminui à medida que ocorrem as reações de carbonato e bicarbonato com as moléculas de água, o que libera OH^- , produzindo alcalinidade (ESTEVES, 1988).

Ainda conforme o autor, o pH sofre interferência das comunidades aquáticas, bem como influencia no metabolismo destas. Usualmente, são pequenas as variações de pH, exceto quando há floração de algas ou intenso crescimento de macrófitas aquáticas submersas. Quanto maior a biomassa vegetal em relação à massa d'água, maior e mais rápida é a variação de pH. Já os organismos heterotróficos, tais como algumas bactérias e animais, via de regra tornam as águas mais ácidas, já que sua respiração libera CO_2 que reage com a água, formando ácido carbônico, o qual se dissocia em H^+ e HCO_3^- . Vários

processos metabólicos podem também liberar H^+ no meio. E, além disso, a água das chuvas pode acidificar o ambiente.

Águas continentais costumam apresentar pH variando entre 6 e 8, apesar de haver também corpos d'água mais ácidos ou alcalinos. Ressalta-se ainda que corpos hídricos acidificados têm alta transparência da água, dando a impressão de que estão mais limpos (ESTEVES, 1988).

O gráfico 3 apresenta os valores de pH medidos nos pontos de coleta nos meses de abril, julho, outubro e janeiro.

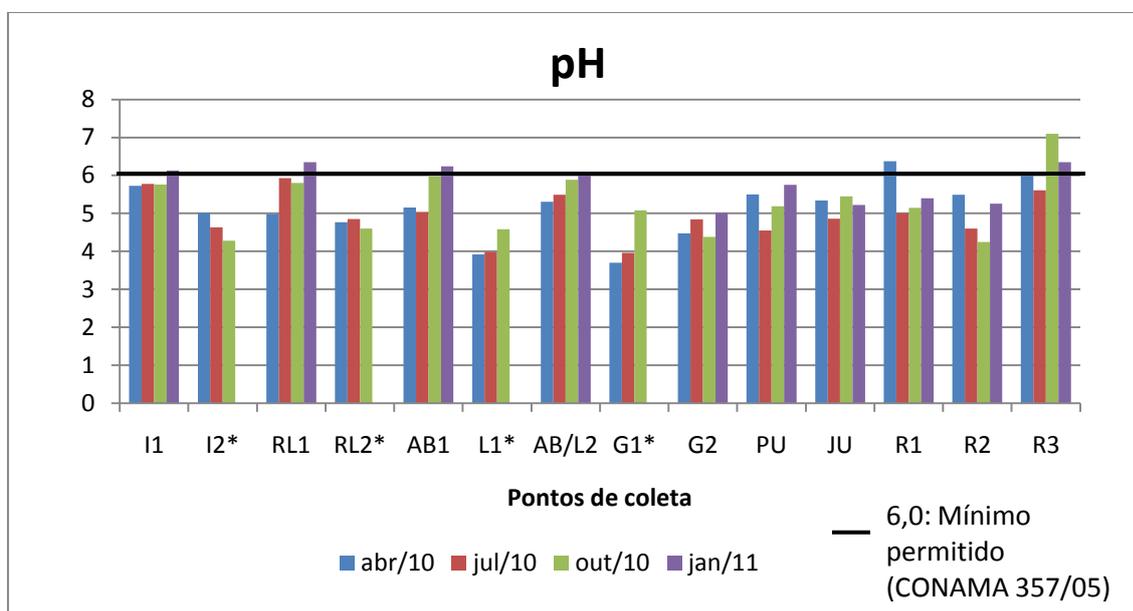


Gráfico 3 – Variação espacial e temporal dos valores de pH das amostras de água (*Amostras não coletadas em janeiro/2011)

Percebe-se que, na coleta de abril, apenas os pontos 1 e 3 da represa possuem valores de pH que atendem à resolução CONAMA 357/05, a qual estabelece o valor mínimo em 6,0 e máximo em 9,0 para as águas doces de classe 2. Todos os pontos restantes estavam mais ácidos que o estabelecido. Já na coleta de julho, nenhum ponto de coleta estava de acordo com a resolução acima referida, estando todos com pH abaixo de 6,0. Em outubro, os locais de coleta novamente apresentaram águas mais ácidas do que o permitido, à exceção do ponto 3 da represa. No último período (janeiro/2011), apesar de o pH de todos os pontos, com exceção dos situados na represa, ter sido ligeiramente aumentado, ainda metade deles apresentou valores de pH abaixo de 6,0 (pontos Geraldo 2, Perdizes, Jacaré-Guaçu e Represas 1 e 2).

O ponto Geraldo 1 apresentou os valores mais baixos de pH (3,70, na campanha de abril), sendo seguido pelo ponto Limoeiro 1 (com pH 3,92, também em abril); estes pontos também apresentaram valores muito baixos em julho (3,96 para o ponto G1 e 3,99 para o L1), completando a relação dos valores de pH abaixo de 4,00 constatados ao longo do período de coletas.

O valor mais alto dentre os 14 locais em todos os períodos foi medido na coleta de outubro, no ponto Represa 3 (7,10), apesar de este valor caracterizar águas relativamente neutras. Este foi o único momento em que foi medido um valor de pH acima de 7. Com exceção deste caso, mesmo os poucos pontos que se encontravam na faixa permitida pela resolução CONAMA 357/05 estavam bem próximos do limite inferior, enquanto a grande maioria dos valores medidos estava compreendida entre 4 e 6.

Pode-se verificar que houve ligeira variação temporal no pH, ainda que os pontos apresentassem valores semelhantes para as quatro coletas. Em média, os pontos tiveram pH menor em julho (4,94) e maior em janeiro (5,77), apesar das chuvas.

Após todas as medições realizadas, percebe-se que a bacia é constituída de águas com baixos valores de pH, os quais podem ser devidos à acidez presente nos solos da região, acidificando as águas superficiais. Tal resultado é corroborado por Argenton (2004), que obteve também valores baixos de pH (entre 4,0 e 6,3) para a represa do Lobo e alguns de seus tributários, sendo as águas do córrego do Geraldo pouco mais ácidas.

5.3.2 Condutividade

A condutividade elétrica diz respeito ao potencial de uma solução aquosa de transmitir corrente elétrica. Os elementos que geram condutividade em um corpo d'água são suas substâncias dissolvidas, sendo que os íons mais diretamente responsáveis pelos valores de condutividade em águas continentais são o cálcio (Ca^{2+}), magnésio (Mg^{2+}), sódio (Na^+), potássio (K^+), bicarbonato (HCO_3^-), carbonato (CO_3^{2-}), sulfato (SO_4^{2-}) e cloreto (Cl^-) (ESTEVES, 1988).

As fontes destas substâncias encontram-se na atmosfera, na lavagem do solo pela chuva, na decomposição de resíduos orgânicos terrestres e aquáticos, no intemperismo químico das rochas e na poluição de origem antrópica (SÉ, 1992). Brigante e Espíndola (2003) afirmam que, em geral, pode-se considerar que as águas mais poluídas apresentam maior condutividade elétrica devido ao aumento de conteúdo mineral.

Geralmente valores acima de 100 $\mu\text{S}/\text{cm}$ são indicativos de ambientes impactados, sendo que valores muito altos caracterizam águas com alto poder corrosivo (CETESB, 2009).

O gráfico 4 apresenta os valores de condutividade medidos nos pontos de coleta.

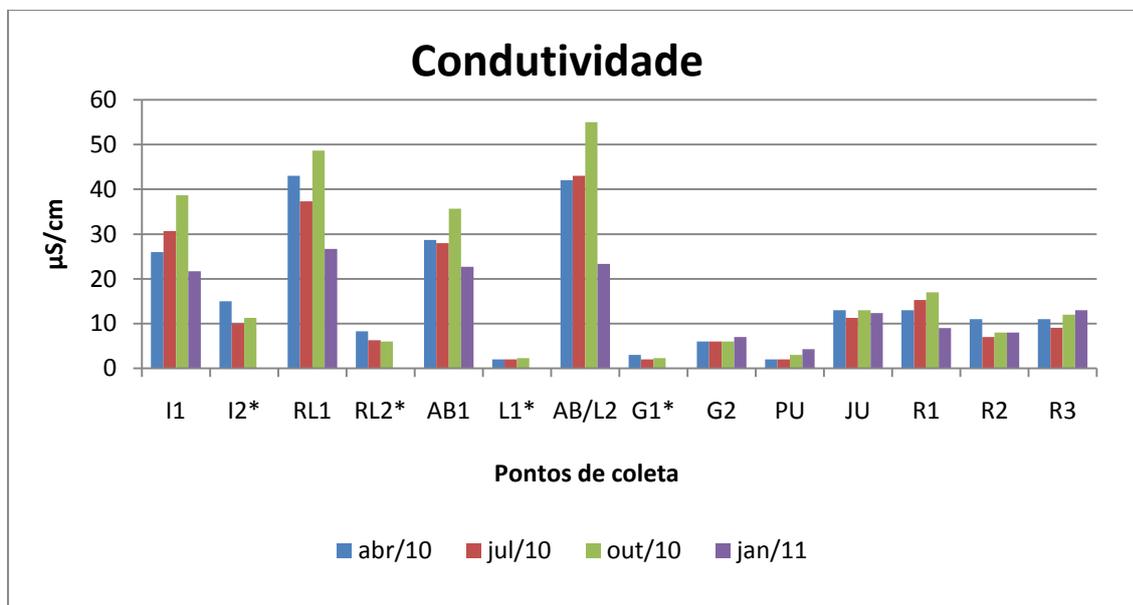


Gráfico 4 – Variação espacial e temporal dos valores de condutividade das amostras de água (*Amostras não coletadas em janeiro/2011)

Em todos os pontos, os valores de condutividade medidos podem ser considerados baixos nos quatro períodos de coleta, caracterizando águas com pouca presença de sais. Em nenhum momento foi ultrapassado o limite de 100 $\mu\text{S}/\text{cm}$, indicativo de ambientes impactados (CETESB, 2009). Todos os valores medidos encontraram-se na faixa de 2,0 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (nos pontos Limoeiro e Perdizes, ambos durante as campanhas de abril e julho, e Geraldo 1, em julho) a 55,0 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (na junção dos córregos Água Branca e Limoeiro, na coleta de outubro).

Os locais de maior condutividade em todas as coletas foram, em ordem decrescente, a junção dos córregos Água Branca e Limoeiro, Ribeirão do Lobo 1, Itaqueri 1 e córrego Água Branca. Apesar de baixos, esses valores são notadamente maiores que os dos pontos restantes, indicando maiores concentrações de sais que podem ser reflexo de poluição antrópica. O ponto AB/L2 recebe os efluentes da Estação de Tratamento de Esgoto de Itirapina, que possivelmente influenciaram na maior condutividade. No caso dos pontos RL1 e I1, o resultado pode ser devido ao desenvolvimento da pecuária nas áreas de entorno. O entorno do córrego Água Branca encontrava-se em mau estado de conservação, permitindo que resíduos da construção da estação de tratamento de esgoto de Itirapina, realizada nas proximidades, fossem carreados para suas águas.

As médias das condutividades dos pontos pouco variaram nos quatro períodos de coleta: a campanha de janeiro apresentou o menor valor (14,80 $\mu\text{S}/\text{cm}$) e a de outubro, o maior (18,50 $\mu\text{S}/\text{cm}$).

Em um estudo limnológico anterior na represa do Lobo e seus tributários, Argenton (2004) também obteve valores de condutividade baixos, sendo o maior encontrado no córrego Água Branca, após o recebimento dos esgotos de Itirapina (o qual pode ser comparado ao ponto AB/L2 do presente trabalho), que alcançou 33 $\mu\text{S}/\text{cm}$, em sua coleta de dezembro de 2002.

5.3.3 Oxigênio dissolvido

Para Esteves (1988), o oxigênio é um dos gases dissolvidos mais importantes em um ecossistema aquático. Suas principais fontes são a atmosfera e a fotossíntese, apesar de esta última não ser muito significativa nos corpos d'água com turbidez e/ou cor elevadas, o que dificulta a penetração dos raios solares, de forma que apenas poucas espécies de algas (base da cadeia alimentar) resistentes às condições severas de poluição conseguem sobreviver. Logo, os níveis de oxigênio dissolvido são indicadores da capacidade de um corpo d'água natural de manter a vida aquática (CETESB, 2009).

As perdas de oxigênio dissolvido de um ambiente aquático, por outro lado, se dão pela decomposição da matéria orgânica (oxidação), respiração dos organismos, oxidação de íons metálicos e pela simples perda para a atmosfera. Ressalta-se que a solubilidade do oxigênio na água é tanto maior quanto menor for a temperatura e maior a pressão (ESTEVES, op. cit.).

Em geral, águas poluídas são aquelas que apresentam baixa concentração de oxigênio dissolvido (devido ao seu consumo na decomposição de compostos orgânicos), ao contrário de águas limpas, cujas concentrações de oxigênio dissolvido podem chegar até um pouco abaixo da concentração de saturação. Todavia, não se deve analisar esse parâmetro isoladamente, pois um corpo d'água eutrofizado pode apresentar, durante o período diurno, concentrações de oxigênio bem superiores a 10 mg/L, mesmo em temperaturas superiores a 20°C, devido ao crescimento excessivo de algas (CETESB, 2009).

Campagna (2005) afirma ainda que, nos ambientes lóticos, a concentração de oxigênio dissolvido é usualmente alta devido à turbulência, apesar de os valores sofrerem influência também das características geomorfológicas e das variações climáticas.

O gráfico 5 apresenta os valores de oxigênio dissolvido medidos nos pontos de coleta durante o período de estudo.

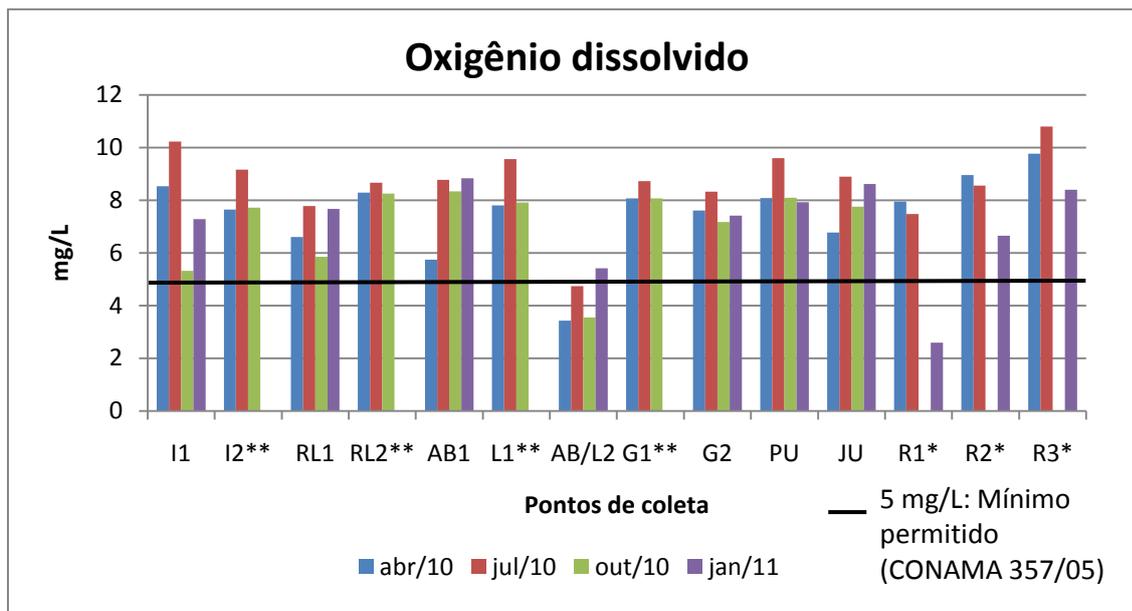


Gráfico 5 – Variação espacial e temporal das concentrações de oxigênio dissolvido das amostras de água (*Ausência de dados em outubro/2010, **Ponto de coleta não amostrado em janeiro/2011)

A maioria dos pontos de coleta está em conformidade com a resolução CONAMA 357/05, que estabelece um limite inferior para a concentração de oxigênio dissolvido de 5,0 mg/L. Um dos locais que não atingiu esse valor foi a junção dos córregos Água Branca e Limoeiro em abril (3,43 mg/L), julho (4,74 mg/L) e outubro (3,55 mg/L), cujas baixas concentrações de oxigênio dissolvido acusam o efeito deletério causado ao ecossistema em questão pelo despejo dos efluentes do sistema de tratamento de esgotos de Itirapina, os quais escurecem as águas e consomem o oxigênio em sua decomposição. Em janeiro, por outro lado, a concentração de oxigênio dissolvido nesse local aumentou para 5,42 mg/L, de maneira a ultrapassar ligeiramente o limite mínimo de 5,0 mg/L. Ainda assim, tal concentração permanece baixa se comparada às dos demais pontos.

Outro ponto que não atendeu ao estabelecido pela resolução CONAMA citada foi o ponto 1 da represa do Lobo, durante a campanha de janeiro de 2011. Este ponto havia apresentado valor satisfatório em abril e em julho do ano anterior (7,95 mg/L e 7,48 mg/L, respectivamente), mas foi constatada uma queda brusca no valor de janeiro/2011 (2,60 mg/L, o menor valor medido durante a realização do trabalho, dentre todos os pontos). Apesar de não se conhecer o valor da coleta de outubro/2010 por razões já descritas (vide sub-item 4.3 Análises do compartimento água), percebe-se um comportamento decrescente dessa variável ao longo dos períodos de coleta, o qual também é observado, com menor intensidade, nos dois pontos restantes da represa. Logo, há indícios de que houve deterioração da qualidade das águas da represa do Lobo a partir de julho de 2010.

Analisando-se a represa espacialmente, nota-se que o ponto R1, mais a montante e logo após o deságue do rio Itaqueri, apresentou as piores concentrações de oxigênio

dissolvido, que melhoram no ponto R2, um pouco mais adiante e localizado no deságue do ribeirão do Lobo, e são maiores no R3, mais próximo à barragem. Provavelmente estes valores mais baixos registrados no R1 estejam relacionados ao aporte de matéria orgânica para esse local, visto que recebe os efluentes domésticos transportados pelo rio Itaqueri.

As concentrações mais altas de oxigênio dissolvido foram observadas no ponto R3 nos meses de abril (9,77 mg/L) e julho (10,79 mg/L), o que pode ser devido à produção pela atividade fotossintética. O ponto Itaqueri 1 também obteve alto valor na coleta de julho (10,23 mg/L), o que é aceitável pelo fato de se tratar de um ambiente lótico.

Em geral, as concentrações de oxigênio dissolvido foram mais altas na campanha de julho/2010 (média de 8,66 mg/L), período de temperaturas mais baixas e, portanto, com maior capacidade de solubilizar o oxigênio, enquanto as concentrações mais baixas foram constatadas em janeiro/2011 (média de 7,08 mg/L), período de verão, com águas mais quentes.

O estudo de Argenton (2004) na bacia do rio Itaqueri/Lobo apresentou valores similares para as concentrações de oxigênio dissolvido. Em seu trabalho, os menores valores também ficaram por conta do córrego Água Branca, após o recebimento dos efluentes de Itirapina (ponto correspondente ao AB/L2), sendo que em dezembro de 2002 já se observou, neste ponto, concentração de 3,5 mg/L.

5.3.4 Temperatura

A temperatura possui grande influência sobre algumas propriedades da água, como tensão superficial, densidade, viscosidade e capacidade de solubilização de sólidos, líquidos e gases; quanto maior a temperatura da água, menor a solubilidade dos gases na mesma e maior a dos líquidos e sólidos, em geral. Sendo assim, a temperatura é um dos principais fatores de controle do metabolismo de ecossistemas aquáticos (MARGALEF, 1983).

A água e seus compostos dissolvidos e particulados em suspensão absorvem calor diretamente da radiação solar, sendo esta a principal responsável pelo aquecimento da água. Também há transferências de calor do ar e dos sedimentos, mas são desprezíveis se comparadas à radiação (WETZEL; LIKENS, 1991 apud NOVELLI, 2005). Campagna (2005) afirma ainda que a temperatura em ambientes aquáticos está relacionada com a temperatura no ambiente terrestre, com a sazonalidade, vazão, condições climáticas, auto-depuração das águas, distância das nascentes, largura e profundidade do leito, condições do rio a montante, escoamento superficial e grau de sombreamento. Nos locais onde não se

observa mata ciliar e, portanto, sombreamento, as águas tendem a ser mais quentes devido à maior incidência de radiação solar direta (MATHEUS; TUNDISI, 1988).

As temperaturas medidas nos pontos de coleta estão apresentadas no gráfico 6.

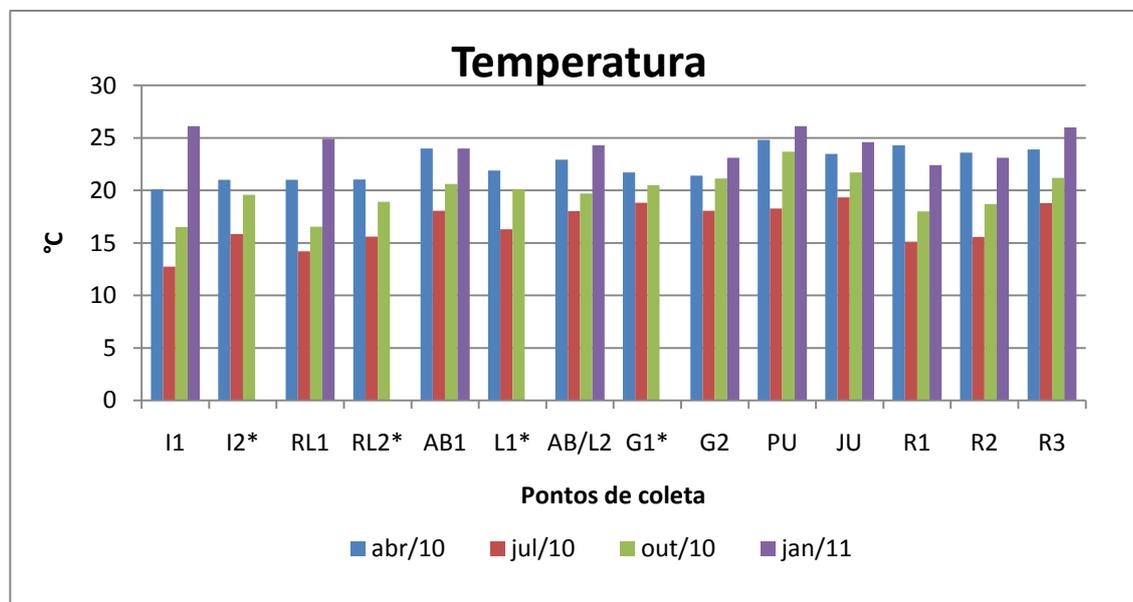


Gráfico 6 – Variação espacial e temporal dos valores de temperatura das amostras de água (*Ponto de coleta não amostrado em janeiro/2011)

Percebe-se que a variação temporal nos valores de temperatura segue um padrão esperado, no qual as temperaturas mais baixas foram registradas em julho (média de 16,8°C), período de inverno, e as mais altas em janeiro (média de 24,5°C), o que indica uma sazonalidade bem definida.

Como as coletas foram feitas em horários diferentes para cada ponto, não é possível comparar adequadamente a temperatura da água entre os pontos, haja vista a influência do horário (de radiação solar mais fraca ou mais forte) na medição deste parâmetro.

5.3.5 Turbidez

A turbidez de uma amostra de água indica o grau de atenuação de intensidade que um feixe de luz sofre ao atravessá-la, o que ocorre devido à presença de materiais em suspensão, como partículas inorgânicas (areia, silte, argila) e detritos orgânicos (algas, bactérias, plâncton em geral, entre outros), que são maiores que o comprimento de onda da luz branca e, assim, absorvem-na ou espalham-na (CETESB, 2009).

Algumas causas de aumento de turbidez em ambientes aquáticos são o mau uso do solo no entorno, causando erosão das margens em estações chuvosas; despejo de esgotos domésticos e efluentes industriais nos corpos d'água; atividades de mineração nas proximidades, entre outras causas. Altos valores de turbidez têm impactos negativos sobre a vida aquática, pois há diminuição da quantidade de energia solar disponível para a fotossíntese na coluna d'água, sendo que a visibilidade de peixes também fica comprometida. Além disso, a turbidez elevada afeta adversamente os usos doméstico, industrial e recreacional de uma água (CETESB, 2009).

A resolução CONAMA 357/05 estabelece um valor máximo permitido de 100 UNT (unidades nefelométricas de turbidez) para corpos de água doce classe 2.

O gráfico 7 mostra os valores de turbidez medidos nos pontos de coleta.

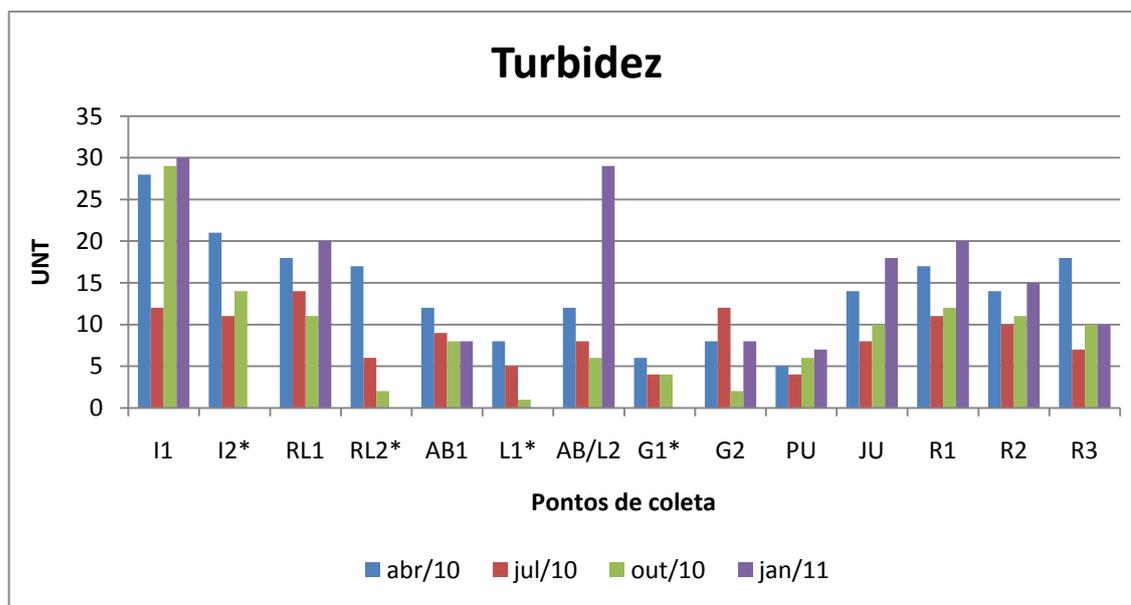


Gráfico 7 – Variação espacial e temporal dos valores de turbidez das amostras de água (*Amostra não coletada em janeiro/2011)

Em todas as coletas realizadas, os valores de turbidez encontrados em todos os pontos estão bem abaixo do limite máximo de 100 UNT estabelecido pela resolução CONAMA 357/05.

O ponto 1 do rio Itaqueri apresentou os maiores valores de turbidez em três das quatro campanhas de coleta (28 UNT em abril/2010, 29 UNT em outubro/2010 e 30 UNT em janeiro/2011). Somente em julho/2010 a maior turbidez ocorreu no ribeirão do Lobo 1, com 14 UNT, apesar de este valor não estar muito distante dos medidos nos demais pontos no período. O fato de o ponto Itaqueri 1 possuir turbidez notadamente maior que os locais restantes não significa necessariamente maior aporte de poluição para o mesmo, uma vez

que suas águas possuem uma coloração mais escura, entre o amarelo e o marrom, devido à suspensão das partículas de solo drenado.

Chama a atenção o grande acréscimo, ocorrido entre as campanhas de outubro/2010 e janeiro/2011, no valor de turbidez do ponto de junção dos córregos Água Branca e Limoeiro. Na última coleta, este ponto apresentou um dos maiores valores (29 UNT), ficando atrás apenas do Itaqueri 1, mas ainda assim significativamente maior do que a turbidez aferida nos demais pontos. Isso indica que pode ter havido maior despejo de poluentes no corpo d'água devido, por exemplo, a uma eventual descarga orgânica dos efluentes domésticos de Itirapina.

Os valores mais baixos de turbidez foram constatados no mês de outubro/2010, nos pontos Limoeiro 1 (1 UNT), ribeirão do Lobo 1 (2 UNT) e Geraldo 2 (2 UNT).

Em média, a turbidez dos pontos de coleta foi mais baixa em julho (8,6 UNT) e outubro (9,0 UNT) e mais alta em janeiro/2011 (16,5 UNT). As chuvas podem ter suspendido partículas do sedimento em janeiro, aumentando a turbidez, o que não ocorreu em julho e outubro.

5.3.6 Material em suspensão

O material em suspensão pode ter origem em vários processos, dentre eles, intemperização das rochas, do solo, escoamento superficial de áreas marginais e fontes antrópicas (despejos domésticos e industriais) (ESTEVES, 1988), e representa um dos maiores portadores de nutrientes e de poluentes adsorvidos (MEYBECK, 1989 apud NOVELLI, 2005).

Os gráficos 8, 9 10, 11 e 12 mostram as concentrações de material em suspensão em cada amostra, bem como suas frações orgânicas e inorgânicas.

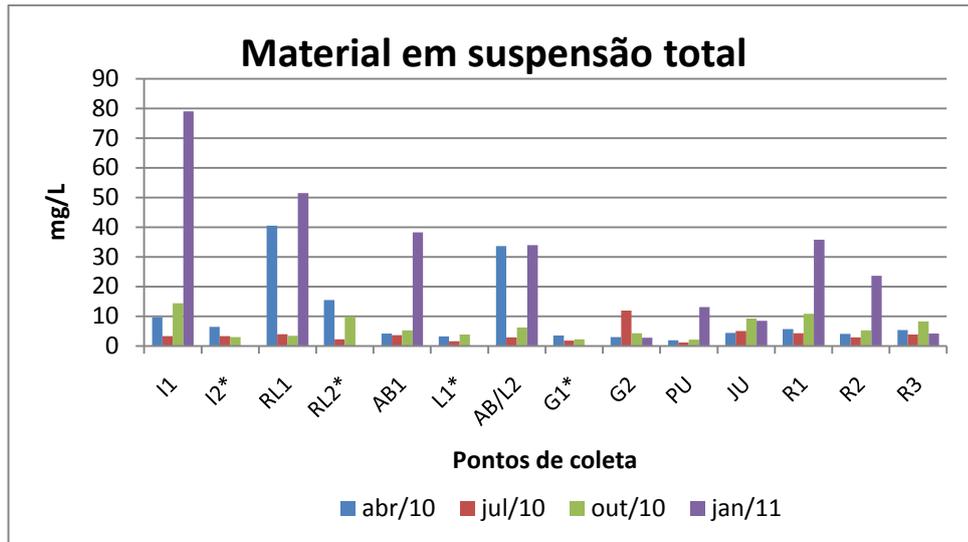


Gráfico 8 – Variação espacial e temporal das concentrações de material em suspensão das amostras de água (*Amostra não coletada em janeiro/2011)

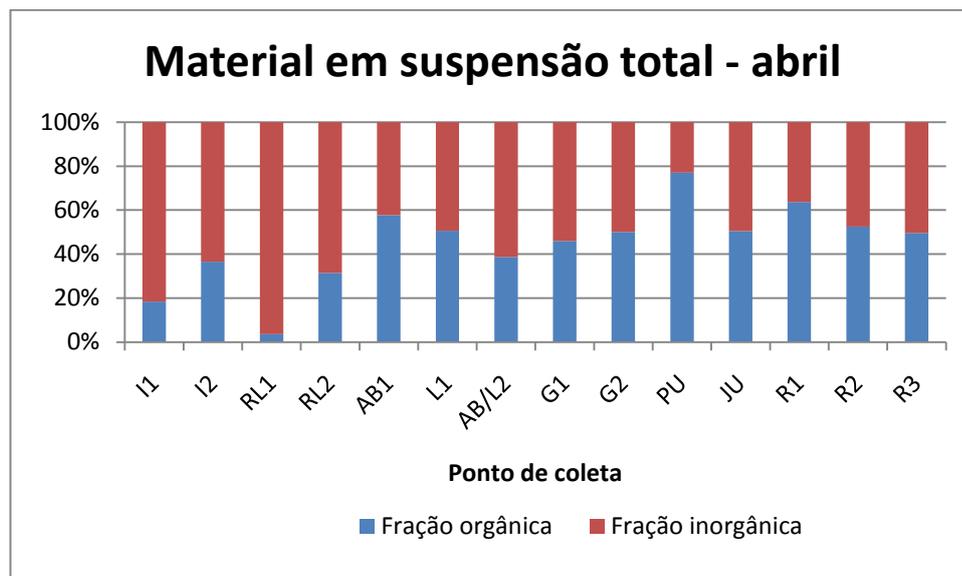


Gráfico 9 – Frações de material em suspensão orgânico e inorgânico das amostras de água coletadas no período intermediário (abril/10)

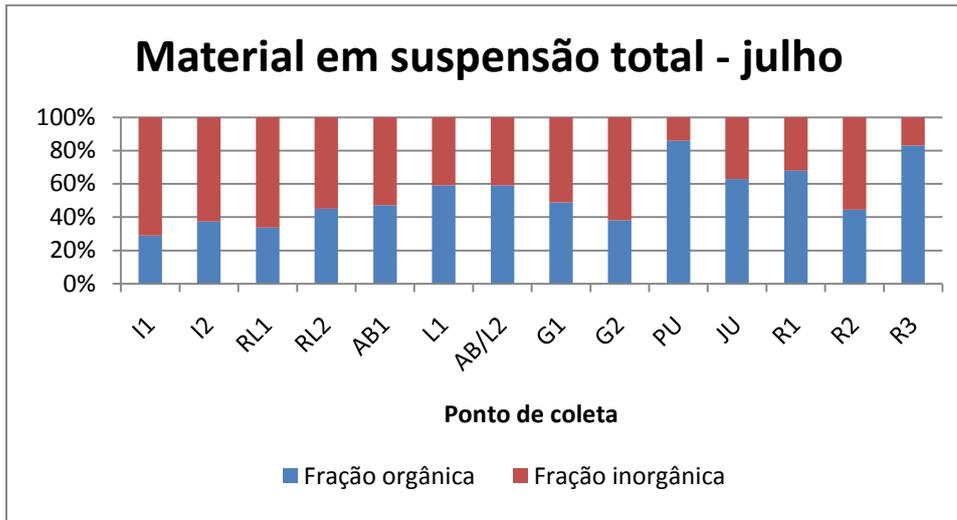


Gráfico 10 – Frações de material em suspensão orgânico e inorgânico das amostras de água coletadas no período seco (julho/10)

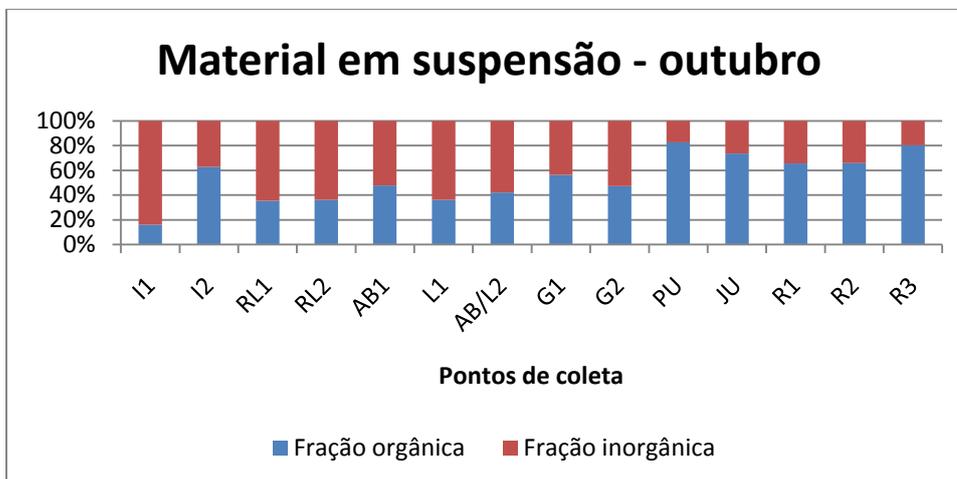


Gráfico 11 – Frações de material em suspensão orgânico e inorgânico das amostras de água coletadas no período intermediário (outubro/10)

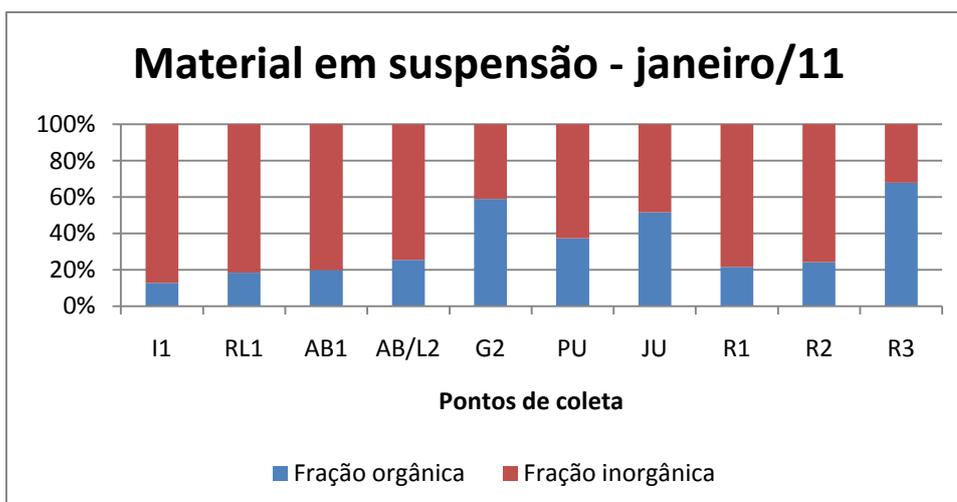


Gráfico 12 – Frações de material em suspensão orgânico e inorgânico das amostras de água coletadas no período chuvoso (janeiro/11)

Os valores mais elevados de material em suspensão foram detectados na coleta de janeiro, nos pontos Itaqueri 1 (79,02 mg/L, o maior valor constatado) e Lobo 1 (51,53 mg/L). Em ambos, porém, a fração orgânica não chega a 20% desses valores, o que indica que o material em suspensão constitui-se principalmente de sedimentos ressuspensos ou de partículas inertes provenientes da região circunvizinha. Há pastagens nas proximidades dos pontos, além de atividades agrícolas (culturas de cana no entorno do I1 e fazendas e plantações de *Eucalyptus* próximas ao RL1), as quais podem contribuir na erosão dos solos, principalmente na época chuvosa, quando partículas de solo são lixiviadas para os corpos d'água. Já as menores concentrações de material em suspensão foram observadas nos pontos Perdizes (1,21 mg/L), Limoeiro (1,54 mg/L) e Geraldo 1 (1,82 mg/L), todos durante a coleta de julho (período seco).

Na coleta de abril, houve dois pontos que apresentaram concentração de material em suspensão bem maior que os demais. São eles: o ribeirão do Lobo 1 (40,57 mg/L), com ampla predominância da fração inorgânica (96,4% do total), e a junção Água Branca/Limoeiro (33,70 mg/L), com certa significância da fração orgânica (38,7% do total). Assim, este ponto foi possivelmente influenciado pelo despejo de esgoto doméstico do município de Itirapina, enquanto no Ribeirão do Lobo 1 o material em suspensão é constituído em maior parte de sedimentos e partículas inertes.

As concentrações de material em suspensão nos locais de coleta aumentam drasticamente no mês de janeiro/11 em praticamente todos os pontos amostrados (as exceções são o Geraldo 2, Jacaré-Guaçu e Represa 3), gerando maior média (29,10 mg/L) que as dos outros períodos. Esse resultado pode ser explicado, em parte, pelo fato de as chuvas de janeiro ocasionarem a ressuspensão de sedimentos e materiais de fundo, além de carregarem material alóctone para os corpos d'água. O aumento no teor de matéria inorgânica no mês de janeiro, em relação aos outros meses, comprova a maior presença de sedimentos e sólidos inertes. Ainda assim, a quantidade absoluta de material orgânico em suspensão também cresceu em janeiro em relação aos outros períodos, com destaque para os pontos Itaqueri 1, Lobo1, Água Branca e junção Água Branca/Limoeiro.

Na campanha de julho, por outro lado, a média de material em suspensão nos pontos foi a mais baixa (3,70 mg/L), além de ter sido constatada uma maior contribuição de fração orgânica em relação aos demais períodos, o que pode ser devido à falta de chuvas para suspender sedimentos e carrear partículas. Argenton (2004) também obteve menores concentrações de material em suspensão no inverno e maiores no verão.

Em geral, a fração inorgânica e a orgânica tiveram representatividades similares, o que vai de encontro aos resultados obtidos por Argenton (op. cit.), que demonstrou maior contribuição da fração orgânica em praticamente todos os seus pontos de coleta. No presente trabalho, a fração orgânica é bastante representativa no córrego das Perdizes, no

rio Jacaré-Guaçu e nos pontos da represa, especialmente nos períodos intermediário e seco. Já era esperado que a contribuição inorgânica em ambientes lênticos fosse menor que nos lóticos, onde há maior turbulência das águas e suspensão de partículas de fundo. Além disso, o desenvolvimento de fitoplâncton e zooplâncton na represa contribui para o aumento da parcela orgânica do material em suspensão em seus pontos de coleta, bem como no rio Jacaré-Guaçu, que fica a jusante.

5.3.7 Clorofila *a* total

A clorofila é um dos pigmentos responsáveis pela ocorrência da fotossíntese. Existem quatro tipos de clorofila (*a*, *b*, *c* e *d*), sendo a clorofila *a* normalmente a mais avaliada. Como representa cerca de 1 a 2% do peso seco do material orgânico em algas planctônicas, a clorofila *a* pode ser considerada um bom indicador de biomassa algal. Esta se constitui como principal produtor primário nos ambientes aquáticos e necessita, além da clorofila, de nutrientes no meio para seu metabolismo. Por isso, a clorofila *a* é considerada a principal variável indicadora de estado trófico dos ambientes aquáticos (CETESB, 2009). Em sistemas lóticos, em decorrência da elevada turbidez e fluxo d'água, há a tendência de redução nas concentrações de algas e, conseqüentemente, de clorofila *a* (ANDRADE, 2003).

A resolução CONAMA 357/05 estabelece um limite máximo de 30 µg/L de clorofila *a* em corpos de água doce de classe 2.

O gráfico 13 mostra os resultados de clorofila *a* obtidos.

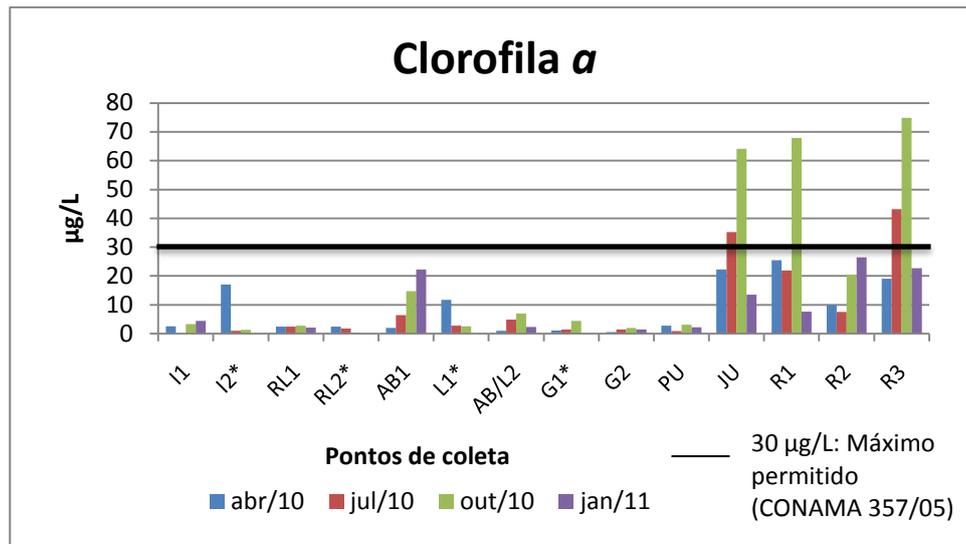


Gráfico 13 – Variação espacial e temporal das concentrações de clorofila a nas amostras de água (*Amostra não coletada em janeiro/2011)

Os picos de clorofila *a* ocorreram nos pontos da represa e a jusante (rio Jacaré-Guaçu), o que era esperado, pois o desenvolvimento algal ocorre com maior intensidade nos ambientes lânticos devido às condições de menor fluxo de corrente, favorecendo a concentração de nutrientes e a penetração de energia radiante, uma vez que há tempo para a sedimentação de material proveniente dos rios (PAYNE, 1986 apud ARGENTON, 2004). Dessa forma, a clorofila *a* produzida na represa foi transportada para jusante, aumentando a concentração no rio Jacaré-Guaçu.

Nota-se que os pontos Jacaré-Guaçu e Represa 3, nas coletas de julho e outubro, e a Represa 1, em outubro, estavam em desacordo com o valor máximo permitido pela resolução CONAMA 357/05 (30 µg/L), sendo os maiores valores obtidos na campanha de outubro (74,87 µg/L no R3; 67,89 µg/L no R1; e 64,17 µg/L no JU). Entre os tributários da represa, nenhum ultrapassou o limite superior de 30 µg/L, mas os pontos Água Branca 1, em janeiro, e Itaqueri 2, em abril, apresentaram concentrações de clorofila *a* maiores que nos demais pontos (22,32 µg/L e 17,07 µg/L, respectivamente), que podem ser devidas a vegetais alóctones mortos presentes no material em suspensão (MARGALEF, 1983).

Nos tributários, com exceção do Itaqueri 2 e do Água Branca, a variabilidade temporal é muito sutil. Já nos pontos da represa e a jusante, as maiores concentrações de clorofila *a* ocorreram no mês de outubro, quando se pôde observar grande florescimento de algas na represa, o que pode ser atribuído à baixa velocidade dos ventos nessa época do ano.

Os resultados de clorofila *a* obtidos por Argenton (2004) na bacia do Lobo também constataram, na represa e no ponto a jusante, valores elevados, ainda que ligeiramente mais baixos que os obtidos no presente trabalho. A pesquisa da autora, contudo, acusou

elevada concentração de clorofila *a* no córrego Água Branca, a jusante do lançamento de efluentes domésticos de Itirapina, durante a campanha de dezembro/2002; o ponto, então, atingiu 67,0 µg/L. No presente trabalho, era esperado que este ponto (AB/L2) também apresentasse concentrações elevadas do pigmento, pois possuía nutrientes em abundância, conforme será visto mais adiante. Como isso não ocorreu, é possível que outros fatores tenham influenciado no desenvolvimento fitoplanctônico, como a limitação de luz (efeitos da turbidez) ou compostos tóxicos.

5.3.8 Índice de Estado Trófico (IET)

Segundo Esteves (1988), a eutrofização é caracterizada como um processo de incremento na produtividade de um ecossistema aquático devido ao aumento na concentração de nutrientes, principalmente o nitrogênio e o fósforo. Esses nutrientes, necessários à realização da atividade fotossintética, possibilitam um crescimento na população de fitoplâncton e macrófitas, causando um desequilíbrio no sistema. O autor cita ainda que a eutrofização pode ter causas antrópicas, no caso de lançamentos domésticos e industriais nos corpos d'água ou de lixiviação de fertilizantes agrícolas para o meio aquático.

O Índice do Estado Trófico avalia a qualidade da água quanto à disponibilidade de nutrientes e ao conseqüente crescimento de algas e macrófitas aquáticas. Para tanto, o cálculo proposto pela CETESB para este índice leva em conta a concentração de fósforo total (agente causador da eutrofização), englobando, assim, o potencial de eutrofização do ambiente, e os níveis de clorofila *a*, a fim de se obter uma medida da resposta do corpo hídrico ao agente causador. Dessa maneira, o cálculo do IET avalia conjuntamente causa e efeito do processo de eutrofização (CETESB, 2009).

É comum a observação do incremento no processo de eutrofização no início da primavera, devido ao aumento na temperatura da água em relação ao inverno, à maior disponibilidade de nutrientes e às condições favoráveis à penetração de luz na água (CETESB, op. cit.).

O gráfico 14 mostra os valores de IET obtidos nos pontos de coleta.

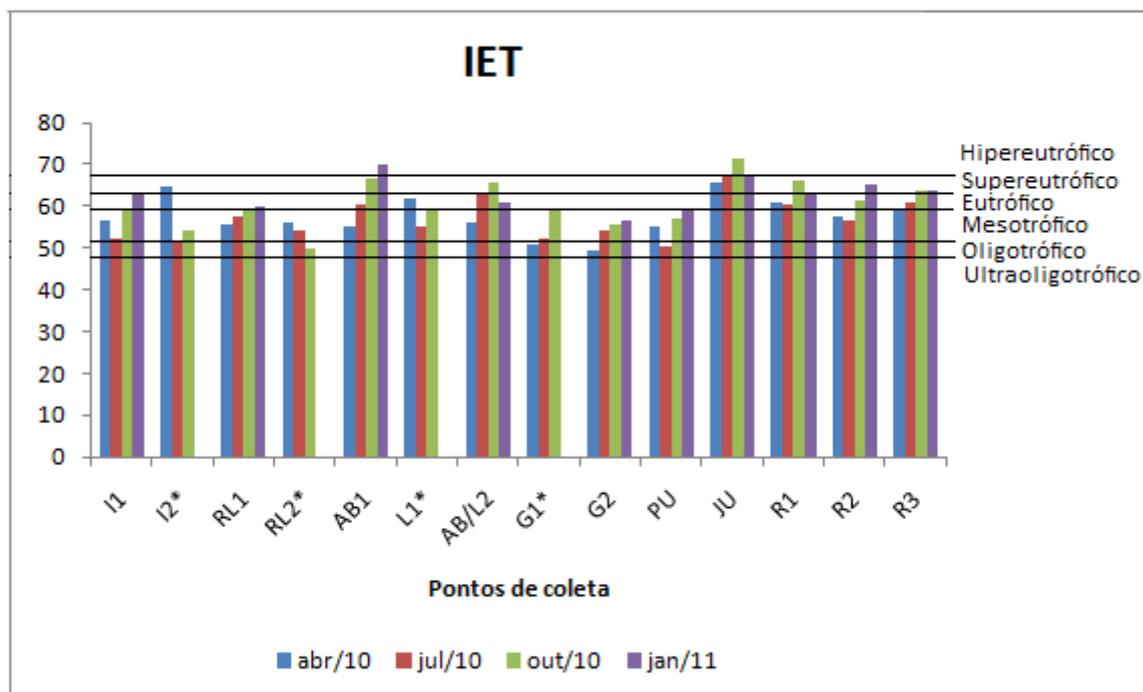


Gráfico 14 – Variação espacial e temporal do Índice de Estado Trófico dos pontos de coleta (*Amostra não coletada em janeiro/11)

Tabela 8 – Grau de trofia dos pontos de coleta nos quatro períodos amostrados

Ponto de coleta	Grau de trofia			
	Abril/2010	Julho/2010	Outubro/2010	Janeiro/2011
I1	Mesotrófico	Mesotrófico	Mesotrófico	Supereutrófico
I2	Supereutrófico	Oligotrófico	Mesotrófico	*
RL1	Mesotrófico	Mesotrófico	Eutrófico	Eutrófico
RL2	Mesotrófico	Mesotrófico	Oligotrófico	*
AB1	Mesotrófico	Eutrófico	Supereutrófico	Hipereutrófico
L1	Eutrófico	Mesotrófico	Mesotrófico	*
AB/L2	Mesotrófico	Supereutrófico	Supereutrófico	Eutrófico
G1	Oligotrófico	Mesotrófico	Eutrófico	*
G2	Oligotrófico	Mesotrófico	Mesotrófico	Mesotrófico
PU	Mesotrófico	Oligotrófico	Mesotrófico	Mesotrófico
JU	Supereutrófico	Hipereutrófico	Hipereutrófico	Supereutrófico
R1	Eutrófico	Eutrófico	Supereutrófico	Eutrófico
R2	Mesotrófico	Mesotrófico	Eutrófico	Supereutrófico
R3	Eutrófico	Eutrófico	Supereutrófico	Supereutrófico

*Amostra não coletada

Pode-se verificar que, entre os pontos amostrados, o Jacaré-Guaçu apresentou, em geral, os maiores graus de trofia, sendo classificado entre os dois níveis mais altos (supereutrófico e hipereutrófico) em todos os períodos de coleta. O ponto atingiu o maior valor de IET do presente estudo (71,28) no mês de outubro. Essa alta produtividade é explicada pelo fato de o Jacaré-Guaçu localizar-se a jusante da represa do Lobo, a qual

também possuía elevados graus de trofia e, assim, carregava nutrientes e clorofila acumulados para o ponto a jusante. O menor valor para o IET, por outro lado, foi obtido no Geraldo 2, na campanha de abril (49,56). A maioria dos locais de coleta foi classificada como mesotrófica.

Os tributários da represa do Lobo apresentaram menor produtividade que a mesma. Entre eles, nota-se que as estações de coleta Água Branca 1 e junção Água Branca/Limoeiro demonstraram maior grau de trofia. O despejo dos efluentes domésticos de Itirapina tem aportado nutrientes para o ponto AB/L2, possibilitando uma maior produtividade. Os efluentes domésticos, aliás, que acabam aportando para o rio Itaqueri que, por sua vez, deságua no ponto 1 da represa do Lobo, podem explicar o fato de o R1, juntamente com o R3 (mais ao centro da represa) apresentarem maior produtividade que o R2 (no deságue do ribeirão do Lobo) nas três primeiras coletas. Em janeiro as chuvas ajudam na diluição dos nutrientes dos efluentes ao longo dos cursos d'água.

Outros estudos já demonstraram a grande contribuição do rio Itaqueri para a eutrofização na represa do Lobo, devido principalmente ao transporte dos efluentes domésticos. Entre estes trabalhos, citam-se Moraes (1978), Oishi (1990), Souza (1993), Tundisi, Matsumura-Tundisi e Rodrigues (2003) e Argenton (2004).

Com relação à sazonalidade, percebe-se que, no mês de janeiro, o IET foi maior que nos demais períodos amostrados, apresentando valor médio próximo de 63, que corresponderia a águas supereutróficas. O maior grau de trofia é impulsionado principalmente pelo aumento nas concentrações de fósforo total, conforme será visto adiante. Já o mês de julho obteve valores mais baixos de IET, os quais contribuiriam para a menor média (aproximadamente 57, correspondente ao grau de trofia mediano).

5.3.9 Compostos nitrogenados

O nitrogênio se trata de um dos elementos essenciais no metabolismo em ecossistemas aquáticos devido, especialmente, a sua participação na formação de proteínas, componentes básicos da biomassa. Quando presente em quantidades insuficientes, o nitrogênio se torna fator limitante da produção primária nos ambientes aquáticos (ESTEVES, 1988).

Em águas naturais, o nitrogênio pode ser encontrado em formas reduzidas (amoniacal (NH_4^+ e NH_4OH) e orgânica) e oxidadas (nitrito (NO_2^-) e nitrato (NO_3^-)) e, dependendo da relação entre suas concentrações em um ambiente aquático, pode-se aferir

a etapa no processo de degradação orgânica em que este ambiente se encontra (CETESB, 2009), conforme mostra a tabela 9.

Tabela 9 – Correspondência entre a forma de nitrogênio predominante e a zona de autodepuração natural em rios

Forma de nitrogênio predominante	Zona de autodepuração correspondente
Orgânica	Degradação
Amoniacal	Decomposição ativa
Nitrito	Recuperação
Nitrato	Águas limpas

Fonte: adaptado de CETESB, 2009.

Em grandes quantidades, o nitrogênio pode, conjuntamente com fósforo e outros nutrientes, provocar a eutrofização do meio aquático, gerando um crescimento excessivo de algas, entre outros seres que se utilizam desses nutrientes. Isso acaba por comprometer a qualidade da água, causando poluição decorrente da morte e decomposição desses organismos (CETESB, op. cit.).

Algumas vias de nitrogênio para as águas são atmosfera, através de fixação por algumas espécies de bactérias e algas; precipitação pluviométrica; e material orgânico e inorgânico de origem alóctone. Com relação às atividades antrópicas, que constituem a principal fonte, o nitrogênio pode ser proveniente de culturas agrícolas, sendo escoado superficialmente até o corpo d'água; também pode ser resultante da decomposição da matéria orgânica de lavouras, esgoto sanitário e industrial (ESTEVEZ, 1988; BAIRD, 2002 apud NOVELLI, 2005).

a) Nitrogênio orgânico total (NOT)

Caso a concentração de nitrogênio nas formas inorgânicas se torne muito baixa ou é esgotada, o nitrogênio orgânico passa a ser aproveitado. Os produtores primários podem assimilá-lo como ureia, aminoácidos e peptídeos, entre outros compostos, que constituem um grupo denominado nitrogênio orgânico dissolvido. Suas principais fontes são lise celular, decomposição e excreção por fitoplâncton e macrófitas aquáticas (ESTEVEZ, 1988). Despejos de efluentes domésticos também são considerados fonte de nitrogênio orgânico total, pois são ricos em ureia e substâncias proteicas.

Conforme Golterman (1975) e Wetzel (1993) (apud ANDRADE, 2003), os ácidos húmicos e fúlvicos, subprodutos da transformação bioquímica de substâncias proteicas e também componentes do nitrogênio orgânico total, podem impedir a penetração de luz no meio aquático, o que causa diminuição na produção primária e, conseqüentemente, morte de organismos, gerando novo aumento na concentração da forma orgânica de nitrogênio.

O gráfico 15 mostra as concentrações de nitrogênio orgânico por amostra.

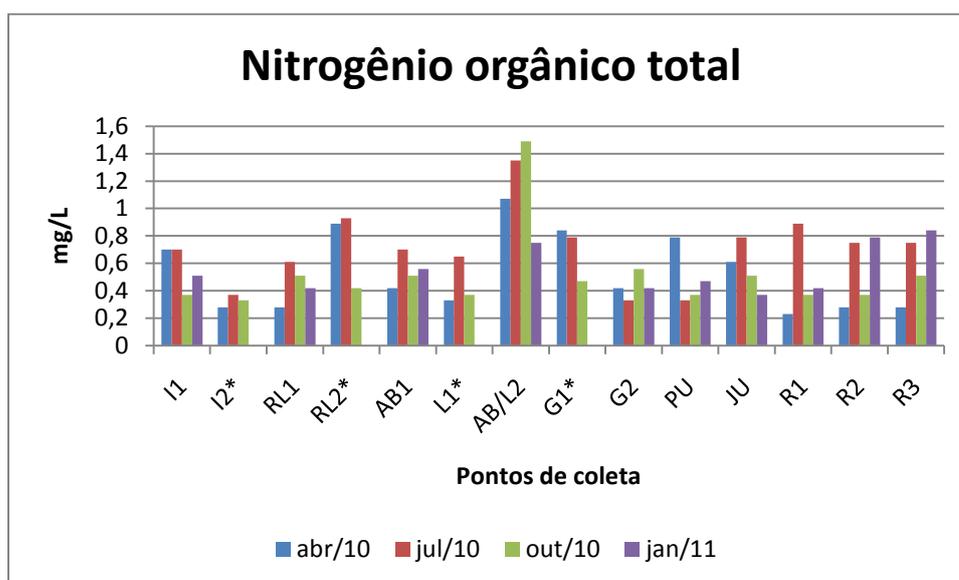


Gráfico 15 – Variação espacial e temporal das concentrações de nitrogênio orgânico total das amostras de água (*Amostra não coletada em janeiro/2011)

A forma orgânica de nitrogênio foi predominante sobre as inorgânicas em praticamente todos os períodos de coleta nos pontos amostrados, evidenciando o estágio de degradação das águas. A junção dos córregos Água Branca e Limoeiro foi, durante as quatro coletas realizadas, o ponto de maior concentração de NOT, indicando uma fonte de poluição orgânica mais representativa em suas proximidades, provavelmente os efluentes domésticos do município de Itirapina, ricos em ureia e peptídeos. Neste ponto, percebe-se o perfil ascendente na concentração de NOT de abril a outubro, quando foi notado o pico de 1,49 mg/L. Em janeiro do ano seguinte a concentração foi reduzida, mas continua mais alta que nos outros pontos, excetuando-se somente Represa 2 e 3.

O estudo de Argenton (2004) na bacia do Lobo também detectou maiores níveis de NOT no ponto a jusante do despejo dos efluentes, no córrego Água Branca, que atingiu um pico de 1,9 mg/L em dezembro de 2002. Nota-se que este valor é um pouco mais alto do que o de outubro de 2010, apontando uma pequena melhoria em se tratando desse

nutriente. No geral, porém, os valores obtidos nos pontos de coleta foram semelhantes nos dois trabalhos.

As concentrações mais baixas de nitrogênio orgânico foram constatadas em abril, nos pontos R1 (0,23 mg/L), I2, RL1, R2 e R3 (estes com 0,28 mg/L cada).

Ainda que a predominância de NOT na bacia do Lobo indique estado de degradação das águas, a faixa de concentrações obtida no presente estudo (de 0,23 mg/L a 1,49 mg/L), quando comparada à de outras bacias, mostra-se não tão elevada. O quadro 1 demonstra algumas comparações. No presente trabalho, não se observa sazonalidade bem definida quanto às concentrações de NOT; somente em julho ocorre uma média (de 0,7 mg/L) pouco superior às dos outros períodos, cujos valores médios permaneceram em 0,5 mg/L.

Autores	Local	Concentrações de NOT (mg/L)
Costa (2001)	Médio Tietê Superior – SP – e tributários	0,7 a 23,82
Andrade (2003)	Rio Doce - MG (trecho médio)	0,24 a 24,12
Brigante e Espíndola (2003)	Rio Mogi-Guaçu - SP e MG	até 7,6
Novelli (2005)	Rio Monjolinho - SP	0,01 a 5,51
Presente estudo	Itaqueri/Lobo (rios e represa)	0,23 a 1,49

Quadro 1 – Comparação entre concentrações de nitrogênio orgânico total em amostras de água em diferentes trabalhos

b) Íon amônio

O íon amônio, quando em altas concentrações no ambiente aquático, pode influenciar a dinâmica do oxigênio dissolvido no meio, pois, para ser oxidado, consome muito oxigênio (ANDRADE, 2003). Esteves (1988) afirma que, em concentrações de 0,25 mg/L, o amônio afeta o crescimento de peixes e, acima de 0,5 mg/L, torna-se letal para grande parte deles. Altas concentrações de amônio também podem ser indício de poluição no sistema (entrada de matéria orgânica); em rios bem oxigenados, o íon logo é convertido a nitrato pelos organismos nitrificantes (ANDRADE, op. cit.).

Segundo a resolução CONAMA 357/05, o valor máximo permitido de íon amônio em águas doces de classe 2 varia com o pH:

- 3,7 mg/L N para $\text{pH} \leq 7,5$;
- 2,0 mg/L N para $7,5 < \text{pH} \leq 8,0$;
- 1,0 mg/L N para $8,0 < \text{pH} \leq 8,5$;
- 0,5 mg/L N para $\text{pH} > 8,5$.

No gráfico 16 são mostradas as concentrações do íon amônio por ponto de coleta.

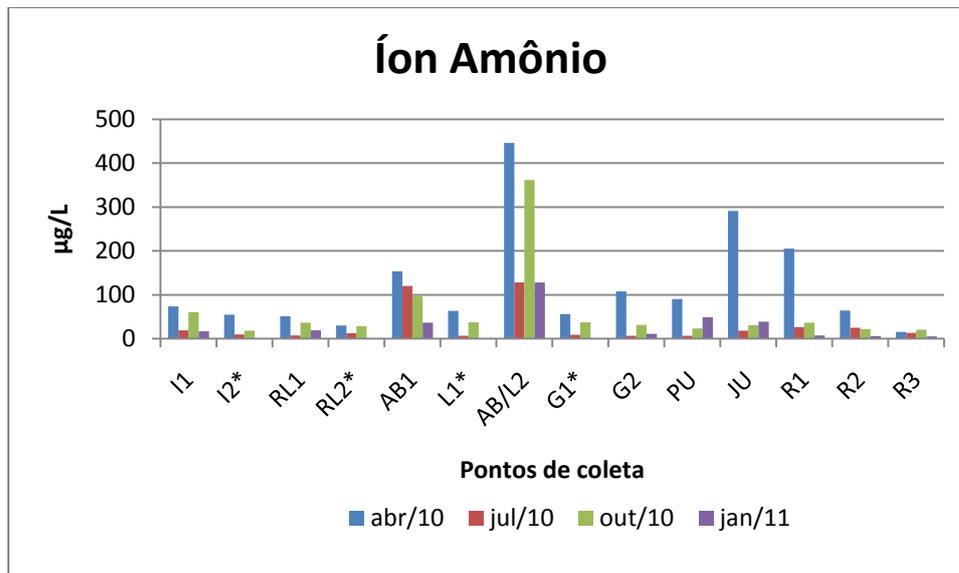


Gráfico 16 – Variação espacial e temporal das concentrações de íon amônio das amostras de água (*Amostra não coletada em janeiro/2011)

As maiores concentrações foram observadas na junção dos córregos Água Branca e Limoeiro nas campanhas de abril (445,63 µg/L) e de outubro (361,25 µg/L). No Jacaré-Guaçu também foi observada alta concentração em abril (290,82 µg/L), completando a lista de valores maiores que 0,25 mg/L, concentração acima da qual Esteves (1988) afirmou que o crescimento de peixes é afetado. O ponto AB/L2 pode ter refletido o aporte de matéria orgânica causado pelo despejo de esgoto doméstico da cidade de Itirapina. No estudo de Argenton (2004) este ponto já apresentava as concentrações mais elevadas, alcançando 719,4 µg/L na estação chuvosa (dezembro).

Já os menores valores foram encontrados em janeiro/2011 nos pontos 2 e 3 da represa (5,85 µg/L e 5,46 µg/L, respectivamente). Assim, as concentrações de nitrogênio amoniacal neste trabalho variaram entre 5,46 µg/L e 445,63 µg/L, sendo que este valor, quando comparado aos valores de pico de outros trabalhos, não se mostra tão alto, sendo semelhante ao obtido por Brigante e Espíndola (2003) na bacia do rio Mogi-Guaçu entre 2000 e 2001, conforme o quadro 2.

Autores	Local	Concentrações de NOT (µg/L)
Costa (2001)	Médio Tietê Superior – SP – e tributários	0,92 a 1800,80
Andrade (2003)	Rio Doce – MG (trecho médio)	23,62 a 2893,70
Brigante e Espíndola (2003)	Rio Mogi-Guaçu – SP e MG	até 438,12
Novelli (2005)	Rio Monjolinho – SP	24,17 a 2668,00
Presente estudo	Itaqueri/Lobo (rios e represa)	5,46 a 445,63

Quadro 2 – Comparação entre concentrações de nitrogênio amoniacal em amostras de água em diferentes trabalhos

No presente trabalho, os maiores valores de nitrogênio amoniacal foram observados na campanha de abril, gerando uma média de 121,6 µg/L, aproximadamente o dobro da constatada em outubro e o triplo das médias de abril e janeiro, períodos de menores concentrações de amônio. Os limites estabelecidos na resolução CONAMA 357/05 não foram ultrapassados em momento algum.

c) Nitrito

Em ambientes aquáticos naturais, a concentração de nitrito, fase intermediária entre amônia e nitrato, fica em torno de 2,0 µg/L (STRASKRABA; TUNDISI, 1999). Chapman (1992 apud ANDRADE, 2003) afirma que altas concentrações de nitrito podem indicar qualidade microbiológica insatisfatória da água, sendo que estas concentrações são ainda maiores em condições anaeróbias. Despejos urbanos, industriais e poluentes agrícolas são fonte de nitrito.

O gráfico 17 mostra as concentrações de nitrito obtidas nos locais de coleta.

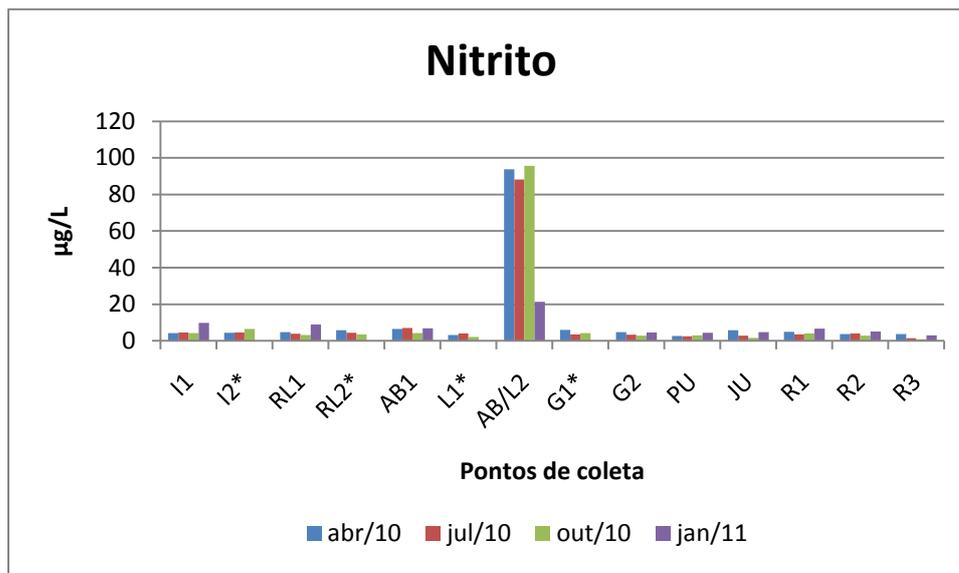


Gráfico 17 – Variação espacial e temporal das concentrações de nitrito das amostras de água (*Amostra não coletada em janeiro/2011)

A variação temporal não foi nítida, pois as concentrações de nitrito, em todas as coletas, foram muito similares em cada ponto, com exceção da junção dos córregos Água Branca e Limoeiro que, semelhantemente ao ocorrido para o NOT e o amônio, apresentou notável queda nos níveis de nitrito na campanha de janeiro. Apesar disso, em todos os períodos, incluindo janeiro, foi neste ponto que ocorreram as maiores concentrações, com destaque para o mês de outubro, no qual foi notado o maior valor (95,61 µg/L). Este fato é mais um indício de como o despejo dos efluentes domésticos de Itirapina no local está afetando a qualidade das águas. No restante dos locais, as concentrações de nitrito não chegam a 10 µg/L, sendo os menores valores encontrados nos pontos Represa 3 (0,99 µg/L) e Jacaré-Guaçu (1,64 µg/L), ambos em outubro.

Em nenhum ponto, no entanto, foi ultrapassado o limite máximo de 1,0 mg/L estabelecido pela resolução CONAMA 357/05.

Apesar do pico de concentração de nitrito verificado em AB/L2, valores ainda mais elevados foram obtidos em estudos em outras bacias, conforme mostra o quadro 3.

Autor	Local	Concentrações de nitrito (µg/L)
Costa (2001)	Médio Tietê Superior – SP – e tributários	2,42 a 849,63
Andrade (2003)	Rio Doce - MG (trecho médio)	3,53 a 474,93
Novelli (2005)	Rio Monjolinho - SP	até 246,94
Presente estudo	Itaqueri/Lobo (rios e represa)	0,99 a 95,61

Quadro 3 – Comparação entre concentrações de nitrito em amostras de água em diferentes trabalhos

Quando comparado aos valores de Brigante e Espíndola (2003) para a bacia do rio Mogi-Guaçu entre 2000 e 2001, a variação encontrada no presente trabalho (0,99 µg/L a 95,61 µg/L) foi ligeiramente mais ampla, pois o valor de pico no primeiro situa-se próximo a 70 µg/L. Além disso, Argenton (2004), estudando a bacia do Lobo entre agosto e dezembro de 2002, detectou valor mais alto também no córrego Água Branca a jusante do despejo de efluentes domésticos, onde a concentração chegou a 79,00 µg/L, um pouco mais baixa que as medidas em 2010 no presente estudo, o que pode indicar piora no estado das águas quanto a este nutriente.

d) Nitrato

Brigante e Espíndola (2003) afirmam que o nitrato tende a concentrar-se em ambientes aquáticos por ser resiliente à degradação microbiana e, por isso, é um eficiente indicador de poluição. Sistemas aquáticos naturais apontam concentrações de nitrato entre 100 e 1000 µg/L; se o íon estiver presente em concentrações acima deste valor, há indícios de poluição por despejos urbanos, industriais e escoamentos agrícolas (CHAPMAN, 1992 apud ANDRADE, 2003).

O gráfico 18 aponta as concentrações de nitrato em cada ponto de coleta.

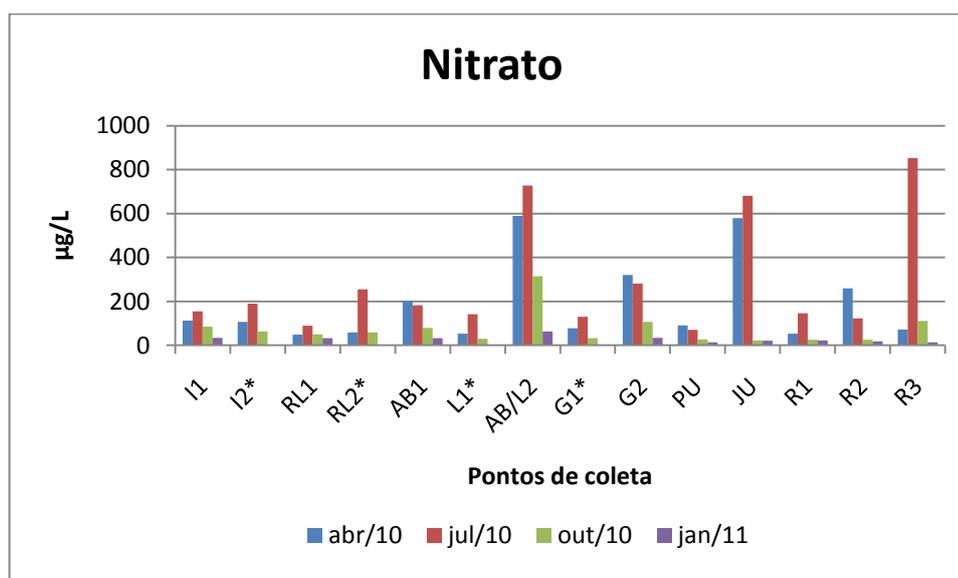


Gráfico 18 – Variação espacial e temporal das concentrações de nitrato das amostras de água (*Amostra não coletada em janeiro/2011)

As maiores concentrações de nitrato foram obtidas na campanha de julho nos pontos Represa 3 (852,64 µg/L), junção Água Branca/Limoeiro (726,89 µg/L) e Jacaré-Guaçu (680,56 µg/L), sendo que em abril os dois últimos já haviam apresentado valores elevados (588,76 µg/L no AB/L2 e 579,18 µg/L no JU). Nos pontos restantes, as concentrações não atingiram 400 µg/L. Sobre a junção dos córregos Água Branca e Limoeiro, pode-se afirmar que o nitrato foi mais um parâmetro cujas altas concentrações foram impulsionadas pelos efluentes domésticos de Itirapina, observação esta feita também por Argenton (2004) em seu trabalho quando, em agosto/setembro de 2002, o ponto atingiu um pico de 865,2 µg/L.

A comparação com estudos em outras bacias denota uma situação um pouco menos grave na bacia do Lobo, como pode ser visto nos altos valores de pico de nitrato em outros trabalhos, mostrados no quadro 4. O presente estudo teve concentração máxima de nitrato semelhante à obtida por Brigante e Espíndola (2003) na bacia do rio Mogi-Guaçu entre 2000 e 2001, na qual o valor máximo detectado foi de 0,8 mg/L.

Autor	Local	Concentrações de nitrato (µg/L)
Costa (2001)	Médio Tietê Superior – SP – e tributários	15,29 a 1850,70
Andrade (2003)	Rio Doce - MG (trecho médio)	140,25 a 2140,20
Novelli (2005)	Rio Monjolinho - SP	até 2291,10
Presente estudo	Itaqueri/Lobo (rios e represa)	12,97 a 852,64

Quadro 4 – Comparação entre concentrações de nitrato em amostras de água em diferentes trabalhos

Comparando-se com as outras formas de nitrogênio inorgânico, o nitrato esteve presente em maiores concentrações. Porém, todos os locais amostrados estavam de acordo com a resolução CONAMA 357/05, que estabelece um limite máximo para o nitrato de 10,0 mg/L. Na maioria dos locais de coleta, houve picos nas concentrações de nitrato na campanha de julho, enquanto a coleta de janeiro acusou os menores níveis do nutriente.

5.3.10 Compostos fosfatados

O fósforo, importante em sistemas biológicos devido à participação em processos fundamentais do metabolismo dos seres vivos como armazenamento de energia e estruturação da membrana celular, constitui o principal fator limitante da produtividade da maioria das águas continentais. É também o maior responsável pela eutrofização artificial desses ecossistemas (ESTEVES, 1988).

O fósforo é encontrado sob a forma de fosfato (orgânico ou inorgânico, solúvel ou insolúvel) em águas naturais. Suas fontes naturais são a intemperização das rochas, material particulado presente na atmosfera e decomposição de organismos de origem alóctone. Esgotos domésticos e industriais, fertilizantes agrícolas e material particulado de origem industrial contido na atmosfera são as principais fontes artificiais (ESTEVES, op. cit.). Os esgotos sanitários são ricos em matéria orgânica fecal e detergente em pó, importantes fontes de fosfato, e alguns efluentes industriais (de indústrias de fertilizantes, pesticidas, químicas em geral, conservas alimentícias, abatedouros, frigoríficos e laticínios, por exemplo) apresentam fósforo em quantidades excessivas (CETESB, 2009).

Em uma área totalmente urbanizada e/ou agrícola, as concentrações de fosfato são cerca de sete vezes maior que em áreas florestadas. Além disso, uma parcela de aproximadamente 80% desse fosfato é inorgânica em um terreno urbano/agrícola, enquanto em uma área com cobertura florestal predomina a fração orgânica (ODUM, 1983).

a) Fósforo total

O gráfico 19 mostra as concentrações de fósforo total encontradas nos pontos de coleta.

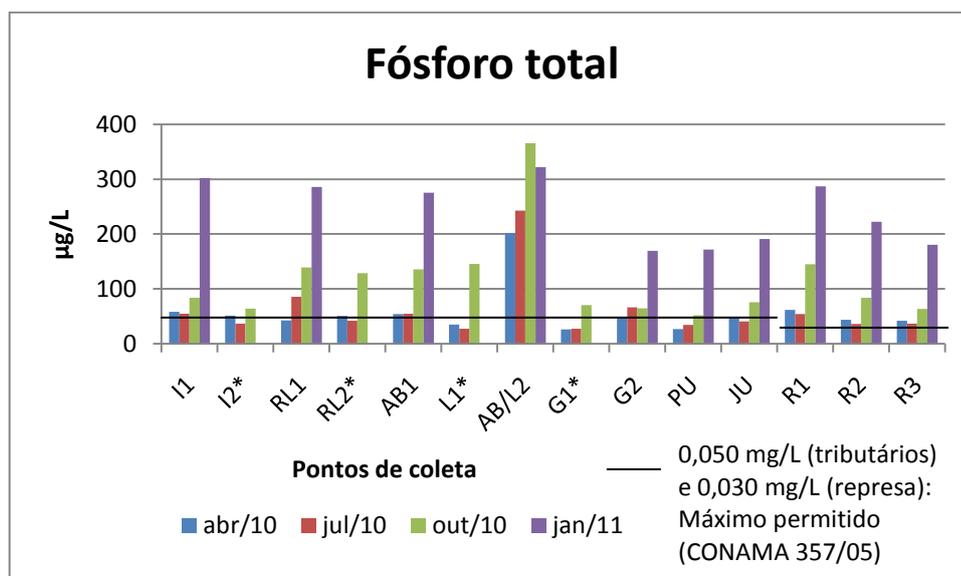


Gráfico 19 – Variação espacial e temporal das concentrações de fósforo total das amostras de água (*Amostra não coletada em janeiro/2011)

As concentrações de fósforo total foram maiores na junção dos córregos Água Branca e Limoeiro em todos os períodos de coleta, sendo este mais um indício da poluição nesse local causado pelo despejo dos efluentes domésticos. O maior valor foi obtido no mês de outubro (365,30 µg/L) nesse ponto, mas a tendência predominante nas demais estações de coleta foi de valores mais altos na coleta de janeiro, o que pode ser devido às chuvas, que carrearam este nutriente para os corpos d'água. Já as concentrações mais baixas foram notadas nos pontos Geraldo 1 (26,49 µg/L em abril e 27,62 µg/L em julho), Perdizes (26,58 µg/L em abril) e Limoeiro (27,62 µg/L em julho).

O maior valor do presente trabalho (365,30 µg/L) está abaixo dos encontrados em estudos limnológicos em outras bacias, com situações aparentemente mais preocupantes, conforme pode ser visto no quadro 5.

Autor	Local	Concentrações de fósforo total (µg/L)
Costa (2001)	Médio Tietê Superior – SP – e tributários	até 1305,3
Andrade (2003)	Rio Doce - MG (trecho médio)	40,0 a 749,0
Novelli (2005)	Rio Monjolinho - SP	até 868,37
Presente estudo	Itaqueri/Lobo (rios e represa)	26,49 a 365,30

Quadro 5 – Comparação entre concentrações de fósforo total em amostras de água em diferentes trabalhos

Por outro lado, quando comparado com o estudo feito por Argenton (2004) na bacia do Lobo em 2002, constata-se uma piora na junção Água Branca/Limoeiro, pois o maior valor obtido pela autora (240,8 µg/L) representa cerca de dois terços do valor do presente estudo. No restante da bacia também houve aumento de poluição por fósforo total, principalmente ao se considerarem as concentrações de outubro/2010 e janeiro/2011. Na comparação com a bacia do rio Mogi-Guaçu (BRIGANTE; ESPÍNDOLA, 2003), a bacia do Lobo apresentou níveis de fósforo total similares, apesar do maior valor ser ligeiramente mais alto nesta bacia.

A resolução CONAMA 357/05 estabelece um limite máximo de 0,050 mg/L de fósforo total para os ambientes lóticos e 0,030 mg/L em ambientes lênticos. Todavia, em todas as estações de coleta as concentrações de fósforo obtidas ultrapassam esses limites em outubro e janeiro. Em alguns pontos, os valores ultrapassam os recomendados pela resolução CONAMA referida em todos os períodos, como é o caso do I1, AB1, AB/L2 e dos três pontos da represa do Lobo.

b) Fosfato total dissolvido (PTD)

No gráfico 20 são apresentadas as concentrações de fosfato total dissolvido nos pontos de coleta.

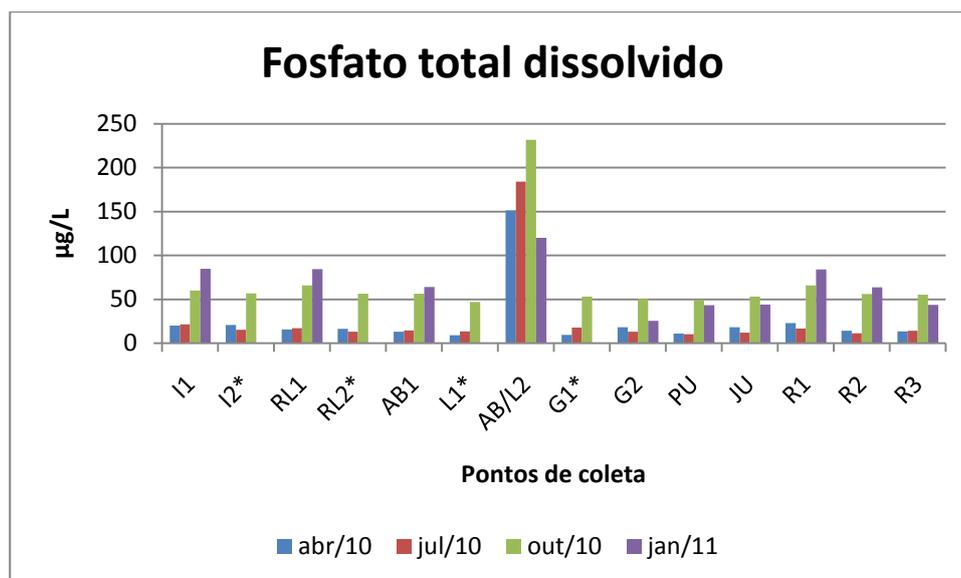


Gráfico 20 – Variação espacial e temporal das concentrações de fosfato total dissolvido das amostras de água (*Amostra não coletada em janeiro/2011)

Novamente, é possível notar como o despejo dos efluentes domésticos de Itirapina vem causando o mau estado das águas do ponto de junção Água Branca/Limoeiro, onde a concentração de fosfato total dissolvido atingiu um valor máximo de 231,60 µg/L no mês de outubro. Em todos os períodos de coleta, este ponto apresentou níveis de PTD maiores em comparação com as outras estações. Já os menores valores foram encontrados nos pontos dentro da área da Estação Experimental de Itirapina, no mês de abril (9,33 µg/L no Limoeiro e 9,61 µg/L no Geraldo1). Estes pontos tinham vegetação ciliar bem preservada, apesar das plantações de *Pinus* no entorno.

Em comparação com as concentrações de PTD observadas entre 2000 e 2001 na bacia do rio Mogi-Guaçu (BRIGANTE; ESPÍNDOLA, 2003), nota-se que há semelhança para a maioria dos pontos, apesar do AB/L2, na bacia do Lobo, ter apresentado aproximadamente o dobro do valor de pico desse nutriente na bacia do Mogi-Guaçu. No quadro 6 estão mostradas variações da concentração de PTD obtidas em outros trabalhos.

Autor	Local	Concentrações de fosfato total dissolvido ($\mu\text{g/L}$)
Costa (2001)	Médio Tietê Superior – SP – e tributários	5,04 a 917,86
Andrade (2003)	Rio Doce - MG (trecho médio)	16,36 a 159,72
Novelli (2005)	Rio Monjolinho - SP	6,11 a 498,53
Presente estudo	Itaqueri/Lobo (rios e represa)	9,33 a 231,60

Quadro 6 – Comparação entre concentrações de fosfato total dissolvido em amostras de água em diferentes trabalhos

A partir do quadro 6, pode-se notar que a bacia do Lobo apresenta menor concentração de PTD que as obtidas por Costa (2001) e Novelli (2005), sendo mais alta apenas que a observada no estudo de Andrade (2003).

A sazonalidade em relação a este nutriente foi bem definida. Nos meses de abril e julho as concentrações foram mais baixas: excetuando-se o ponto AB/L2, em todas as estações de coleta os valores não atingiram 25 $\mu\text{g/L}$. Em outubro e janeiro, por outro lado, todos os pontos, salvo o G2, possuíam concentrações de fósforo total dissolvido maiores que 40 $\mu\text{g/L}$, o que pode indicar a contribuição das chuvas no carreamento do nutriente.

c) Fosfato inorgânico

O gráfico 21 mostra as concentrações de fosfato inorgânico nos pontos de coleta.

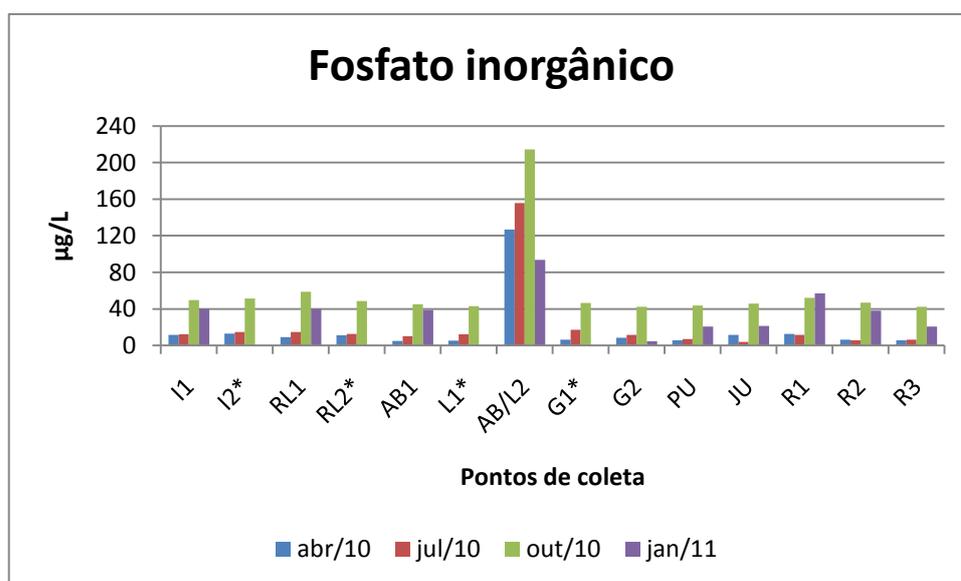


Gráfico 21 – Variação espacial e temporal das concentrações de fosfato inorgânico das amostras de água (*Amostra não coletada em janeiro/2011)

O fosfato inorgânico, presente nos ambientes aquáticos como H_3PO_4 , $H_2PO_4^-$, HPO_4^{2-} e PO_4^{3-} , se constitui na forma de fósforo mais assimilável para os vegetais aquáticos (BRIGANTE; ESPÍNDOLA, 2003).

Em todos os períodos amostrados, verificaram-se as maiores concentrações de fosfato inorgânico na junção dos córregos Água Branca e Limoeiro, na qual foi observado maior valor no mês de outubro (214,54 $\mu\text{g/L}$), outra evidência da poluição causada pelo despejo dos efluentes domésticos de Itirapina. O menor valor foi observado no Jacaré-Guaçu na campanha de julho (3,96 $\mu\text{g/L}$).

Argenton (2004) também encontrou maior concentração no ponto correspondente ao AB/L2. No entanto, a exemplo do ocorrido no caso do fósforo total, os valores obtidos neste local pela autora (144,0 $\mu\text{g/L}$ no período seco e 1340 $\mu\text{g/L}$ no período chuvoso) são mais baixos que os do presente estudo.

Quando comparado com as concentrações obtidas em outras bacias, percebe-se que o maior valor obtido no presente trabalho foi maior que o verificado na bacia do rio Doce (ANDRADE, 2003), mas menor que o da bacia do Médio Tietê Superior e afluentes (COSTA, 2001) e que na bacia do rio Monjolinho (NOVELLI, 2005), como é mostrado no quadro 7. Os valores encontrados no ponto AB/L2 no presente trabalho superou também os obtidos por Brigante e Espíndola (2003) na bacia do rio Mogi-Guaçu.

Autor	Local	Concentrações de fosfato inorgânico ($\mu\text{g/L}$)
Costa (2001)	Médio Tietê Superior – SP – e tributários	2,72 a 859,72
Andrade (2003)	Rio Doce - MG (trecho médio)	9,08 a 107,77
Novelli (2005)	Rio Monjolinho - SP	até 440,94
Presente estudo	Itaqueri/Lobo (rios e represa)	3,96 a 214,54

Quadro 7 – Comparação entre concentrações de fosfato inorgânico em amostras de água em diferentes trabalhos

Com relação às variações sazonais, pode-se afirmar que o mês de abril foi o que apresentou concentrações mais baixas de fosfato inorgânico em praticamente todos os pontos, ao contrário de outubro, em que os valores foram os mais elevados.

5.3.11 Silicato

A sílica pode se apresentar nas formas dissolvida, suspensa e coloidal, tanto nas águas superficiais como nas subterrâneas (ANDRADE, 2003). Segundo Brigante e Espíndola (2003), o silicato figura no grupo de nutrientes importantes na cadeia trófica aquática, especialmente por ser o mais limitante para as diatomáceas, organismos que têm grande importância na produção primária, principalmente nos rios.

A principal forma dissolvida de silicato consiste no ácido silícico, cujas fontes são atividades antrópicas, como o lançamento de efluentes urbanos, e naturais, como o intemperismo das rochas (BRIGANTE; ESPÍNDOLA, op. cit.). A liberação de sílica do sedimento para a coluna d'água pode ocorrer naturalmente em pH inferior a 7 e superior a 9 (ROOS; PIETERSE, 1995 apud ANDRADE, 2003), ou pode ser feita pela atividade de organismos bentônicos (ESTEVES, 1988). Costa (2001) afirma que os solos tropicais são abundantes em sílica.

No gráfico 22 estão apresentadas as concentrações de silicato em cada ponto de coleta.

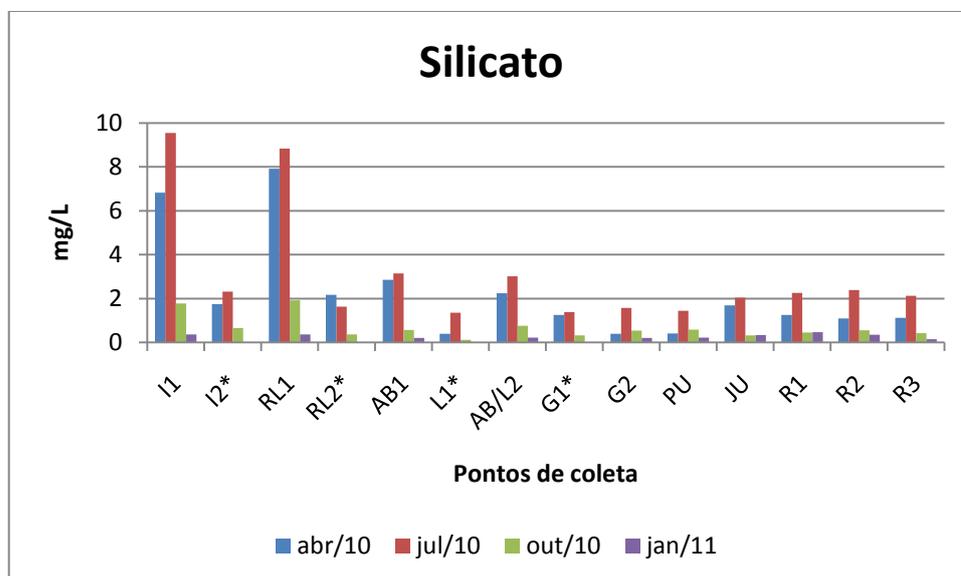


Gráfico 22 – Variação espacial e temporal das concentrações de silicato das amostras de água (*Amostra não coletada em janeiro/2011)

Em todos os períodos de coleta, as maiores concentrações de silicato ocorreram nos pontos Itaqueri 1 e Ribeirão do Lobo 1; no primeiro foram medidos 6,82 mg/L em abril e, em julho, 9,55 mg/L (valor mais alto do estudo). O RL1, por sua vez, apresentou concentrações de 7,92 mg/L em abril e 8,83 mg/L em julho. Nos demais pontos, os valores não chegaram à

metade destes. Foi observada a menor concentração de silicato no córrego do Limoeiro, em outubro (0,12 mg/L).

Na maioria dos rios e lagos ao redor do mundo, as concentrações de sílica não possuem grandes variações, com valores médios de $8,0 \pm 5,0$ mg/L (ROOS; PIETERSE apud ANDRADE, 2003). Já CHAPMAN (1992 apud ANDRADE, 2003) afirma que, em águas naturais, as concentrações encontram-se entre 1,0 mg/L e 30,0 mg/L. Os valores verificados na bacia do Lobo estão, em sua maioria, abaixo do limite inferior estabelecido pelos primeiros autores, mas dentro da variação sugerida pelo segundo.

O trabalho de Argenton (2004), na bacia do Lobo, entre agosto e dezembro de 2002, constatou valores ligeiramente divergentes. A autora encontrou a concentração mais elevada no córrego Água Branca, a jusante do lançamento dos efluentes domésticos. O valor (3,44 mg/L), porém, está aquém dos encontrados nos pontos Itaqueri 1 e Lobo 1 no presente trabalho.

A comparação com os níveis de silicato nas bacias do rio Mogi-Guaçu (BRIGANTE; ESPÍNDOLA, 2003) e do rio Doce, trecho médio (ANDRADE, 2003), e nos tributários do reservatório de Barra Bonita (COSTA, 2001) mostra que, em geral, a bacia do Lobo possui esse nutriente em menores concentrações.

Percebe-se ainda que, no período seco, todos os locais de coleta, à exceção do ponto 2 do Ribeirão do Lobo, apresentaram as maiores concentrações de sílica, ainda que em abril os valores também sejam altos na maioria das estações. Nas duas últimas coletas foram notados valores muito mais baixos.

5.3.12 Metais

Os metais, ou elementos-traço, são elementos químicos encontrados na natureza geralmente em baixas concentrações. Alguns deles são essenciais aos seres vivos e ao metabolismo dos organismos aquáticos, pois participam de vários processos fisiológicos vitais, ainda que possam apresentar toxicidade em concentrações elevadas. Outros metais não têm função biológica conhecida e são, em geral, tóxicos a grande parte da biota, interferindo em seus processos enzimáticos (ESTEVES, 1988).

As fontes naturais de elementos-traço para os ambientes aquáticos são o intemperismo de rochas e carreamento de partículas de solos ricos nessas substâncias. Em épocas mais recentes, com o advento da industrialização e a crescente demanda por recursos minerais, as fontes antrópicas de metais têm obtido destaque. Alguns exemplos são efluentes sólidos de atividades industriais lançados na atmosfera e líquidos despejados

em corpos d'água, mineração, efluentes domésticos e escoamento superficial em áreas agrícolas onde se utilizam fertilizantes e agrotóxicos (ESTEVES, op. cit.). Ainda segundo o autor, em ambientes lênticos, geralmente há um maior acúmulo de metais devido a suas características deposicionais, podendo ser atingidos níveis de contaminação bem elevados. Vale ressaltar ainda que os elementos-traço tendem a se acumular nos organismos ao longo da cadeia trófica, contaminando, assim, grande parte da biota.

a) Cádmio (Cd)

O cádmio, sem função biológica conhecida e geralmente tóxico a muitos organismos (ESTEVES, 1988), pode alcançar os corpos d'água pelo despejo de efluentes industriais (principalmente de galvanoplastias, produção de pigmentos, soldas, equipamentos eletrônicos, lubrificantes e acessórios fotográficos) e por poluição difusa, como o transporte de fertilizantes por águas pluviais e deposição de poluição do ar local. Em águas não poluídas a concentração de cádmio é normalmente inferior a 1 µg/L (CETESB, 2009).

A resolução CONAMA 357/05 estabelece um limite de 0,001 mg/L desse metal em águas doces de classe 2. Contudo, nas amostras de água retiradas de corpos d'água da bacia do Lobo, não foi detectada a presença de cádmio em nenhum período do presente estudo. Em estudos realizados em algumas outras bacias, a situação das águas quanto ao metal foram mais preocupantes, conforme pode ser visto no quadro 8.

Autor	Local	Concentrações de cádmio (mg/L)
Costa (2001)	Médio Tietê Superior – SP – e tributários	até 0,040
Andrade (2003)	Rio Doce - MG (trecho médio)	até 0,046
Brigante e Espíndola (2003)	Rio Mogi-Guaçu - SP e MG	até 0,057 mg/L
Novelli (2005)	Rio Monjolinho - SP	até 0,004
Presente estudo	Itaqueri/Lobo (rios e represa)	Não detectado

Quadro 8 – Comparação entre concentrações de cádmio em amostras de água em diferentes trabalhos

b) Chumbo (Pb)

O chumbo é um dos metais mais tóxicos que se acumulam nos tecidos animais, gerando alterações biológicas. Não causa nenhum benefício ao organismo ou efeito nutricional desejável (MOORE; RAMAMOORTHY, 1984 apud ANDRADE, 2003). Conforme a CETESB (2009), o chumbo tem ampla aplicação industrial, por exemplo na fabricação de baterias, tintas, esmaltes, inseticidas, vidros, ligas metálicas e outros. A deposição atmosférica, principalmente em polos industriais, é uma importante fonte de chumbo para a água, bem como a lixiviação do solo com presença do metal. O valor máximo de chumbo permitido pela resolução CONAMA 357/05 em águas doces de classe 2 é 0,01 mg/L. As concentrações de chumbo obtidas na bacia do Lobo são mostradas no gráfico 23.

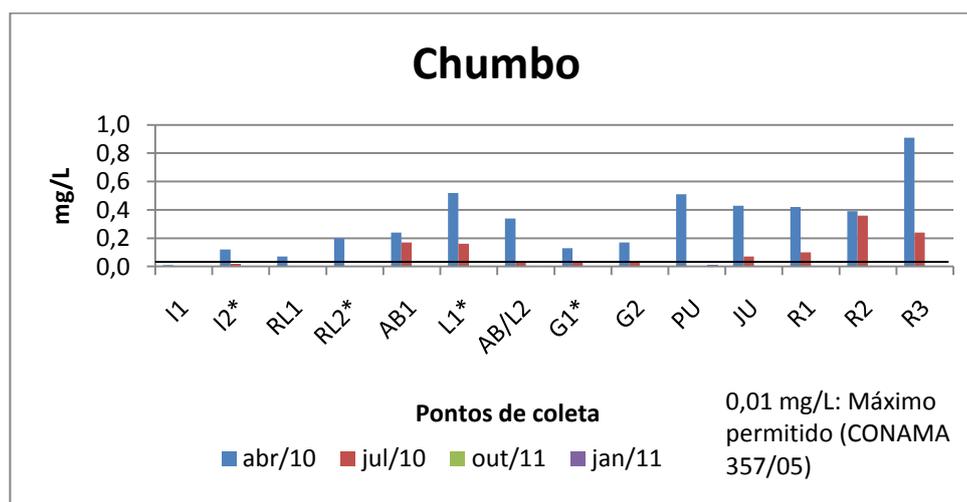


Gráfico 23 – Variação espacial e temporal das concentrações de chumbo das amostras de água (*Amostra não coletada em janeiro/2011)

Na campanha de abril, foram obtidas concentrações de chumbo muito mais altas que nas demais coletas. As concentrações neste mês variaram de 0,01 mg/L, no Itaqueri 1 (única estação amostral do período que não ultrapassou o limite do CONAMA 357/05), até 0,91 mg/L, no ponto 3 da represa do Lobo, valor que preocupa por ser mais de noventa vezes maior que o permitido. Em julho, os níveis de chumbo sofreram grande queda, mas ainda foram detectados em dez dos pontos de coleta com concentrações superiores a 0,01 mg/L, limite máximo permitido. Nos quatro locais restantes (I1, RL1, RL2 e PU) não foi constatada a presença do metal. Nos períodos de coleta seguintes, o chumbo não foi detectado em ponto algum, exceto no PU, em janeiro. A variação temporal verificada foi diferente de qualquer padrão esperado.

O estudo desenvolvido por Andrade (2003), no trecho médio da bacia do rio Doce (MG) em 2001, também evidenciou altos níveis de chumbo (de 0,064mg/L a 1,014 mg/L), similares aos observados no mês de abril de 2010 no presente trabalho.

c) Cobalto (Co)

O cobalto é citado por Esteves (1988) como um dos elementos-traço que, mesmo em pequenas quantidades, são essenciais ao metabolismo aquático por participarem de processos fisiológicos dos organismos.

O valor máximo de cobalto permitido em águas doces de classe 2, conforme a resolução CONAMA 357/05, é de 0,05 mg/L.

No presente estudo, a presença de cobalto em amostras de água foi detectada em apenas duas estações amostrais da bacia do Lobo. São elas: Geraldo 2, em abril (0,004 mg/L) e Represa 1, em julho (0,023 mg/L). Em ambas, não foi ultrapassado o limite de 0,05 mg/L.

Os resultados obtidos por Brigante e Espíndola (2003) na bacia do rio Mogi-Guaçu, por outro lado, mostram uma acentuada contaminação pelo metal, principalmente em novembro de 2000, quando foi atingido um pico de 1,08 mg/L.

d) Cobre (Cu)

Importantes fontes antropogênicas de cobre para o meio aquático consistem na indústria de fundição, mineração, queima de carvão, fusão de ligas metálicas, agricultura (com o uso de fertilizantes, algicidas, e suplementos alimentares), efluentes de estações de tratamento de esgoto e precipitação de fontes industriais. Excretas de animais também contêm o elemento (NOVELLI, 2005; CETESB, 2009).

O cobre naturalmente está presente em todas as plantas e animais, sendo fundamental em baixas doses. Doses elevadas, porém, são extremamente nocivas para peixes, por exemplo, provocando letalidade em trutas, carpas e bagres em concentrações de 0,5 mg/L. Doses acima de 1,0 mg/L causam a morte de microorganismos (CETESB, 2009).

O limite de cobre dissolvido em águas doces de classe 2 é estabelecido em 0,009 mg/L pela resolução CONAMA 357/05.

Em nenhum dos pontos amostrais da bacia do Lobo e em nenhum período de coleta do presente estudo foi detectada a presença de cobre nas amostras de água. Algumas pesquisas em outras bacias evidenciaram situações mais preocupantes, como é mostrado no quadro 9.

Autor	Local	Concentrações de cobre (mg/L)
Costa (2001)	Médio Tietê Superior – SP – e tributários	0,001 a 0,039
Andrade (2003)	Rio Doce - MG (trecho médio)	0,037 a 0,088
Brigante e Espíndola (2003)	Rio Mogi-Guaçu - SP e MG	até 0,040
Novelli (2005)	Rio Monjolinho - SP	até 0,0336
Presente estudo	Itaqueri/Lobo (rios e represa)	Não detectado

Quadro 9 – Comparação entre concentrações de cobre em amostras de água em diferentes trabalhos

e) Cromo (Cr)

Esteves (1988) diz que o cromo pertence ao grupo de elementos-traço que não possuem função biológica conhecida, causando toxicidade a vários organismos.

O cromo pode estar presente na água na forma trivalente (Cr^{3+}), mais inerte, ou hexavalente (Cr^{6+}), mais solúvel e cerca de 100 vezes mais tóxico (BRIGANTE; ESPÍNDOLA, 2003).

Novelli (2005) cita algumas fontes antropogênicas para o cromo: indústrias (por exemplo, de galvanoplastia, têxtil (pigmentação), de cimento, de soldagem de ligas metálicas e de fundições), curtumes, preservativos para madeira, fertilizantes, cinzas de carvão e lâmpadas.

Na maior parte das águas superficiais, as concentrações de cromo variam entre 1 e 10 $\mu\text{g/L}$ e, em águas subterrâneas, não costumam atingir 1 $\mu\text{g/L}$ (CETESB, 2009). A resolução CONAMA 357/05 estabelece um limite superior para os níveis de cromo de 0,05 mg/L nas águas doces de classe 2.

O cromo foi outro metal cuja presença não foi constatada na bacia do Lobo no presente trabalho. Outras bacias em cujas águas havia o metal são relacionadas no quadro 10, onde se verifica os altos valores de cromo encontrados nos estudos de Costa (2001) e Andrade (2003).

Autor	Local	Concentrações de cromo (mg/L)
Costa (2001)	Médio Tietê Superior – SP – e tributários	até 0,234
Andrade (2003)	Rio Doce - MG (trecho médio)	0,034 a 0,250
Novelli (2005)	Rio Monjolinho - SP	até 0,009
Presente estudo	Itaqueri/Lobo (rios e represa)	Não detectado

Quadro 10 – Comparação entre concentrações de cromo em amostras de água em diferentes trabalhos

Brigante e Espíndola (2003) encontraram altos valores de cromo na bacia do rio Mogi-Guaçu especialmente em agosto de 2000, quando as maiores concentrações foram próximas de 0,2 mg/L.

f) Ferro (Fe)

O ferro, um dos elementos com maior presença na crosta terrestre, é naturalmente abundante no meio aquático em algumas bacias hidrográficas devido às características do solo na área de drenagem, o qual pode ser rico neste mineral (BRIGANTE; ESPÍNDOLA, 2003). Nos organismos, a presença do ferro é primordial no processo de cadeia respiratória (ESTEVES, 1988).

Em geral, o ferro está presente como carbonato ferroso (FeCO_3) em águas subterrâneas devido a sua dissolução pelo gás carbônico da água. Nas águas superficiais, há incremento no nível de ferro nos períodos de chuva, pois esta pode provocar erosão e carreamento de solo contendo o metal. Efluentes industriais, como de metalurgia e siderurgia, fabricação de ímãs, tintas, abrasivos e compostos para polimento e soldagem de metais, são fontes de ferro que podem contribuir para o aumento nas concentrações do mineral em corpos d'água (NOVELLI, 2005; CETESB, 2009).

Os níveis de ferro dissolvido em águas doces de classe 2, conforme a resolução CONAMA 357/05, não devem ultrapassar um limite de 0,3 mg/L.

As concentrações deste metal na bacia do Lobo são apresentadas no gráfico 24.

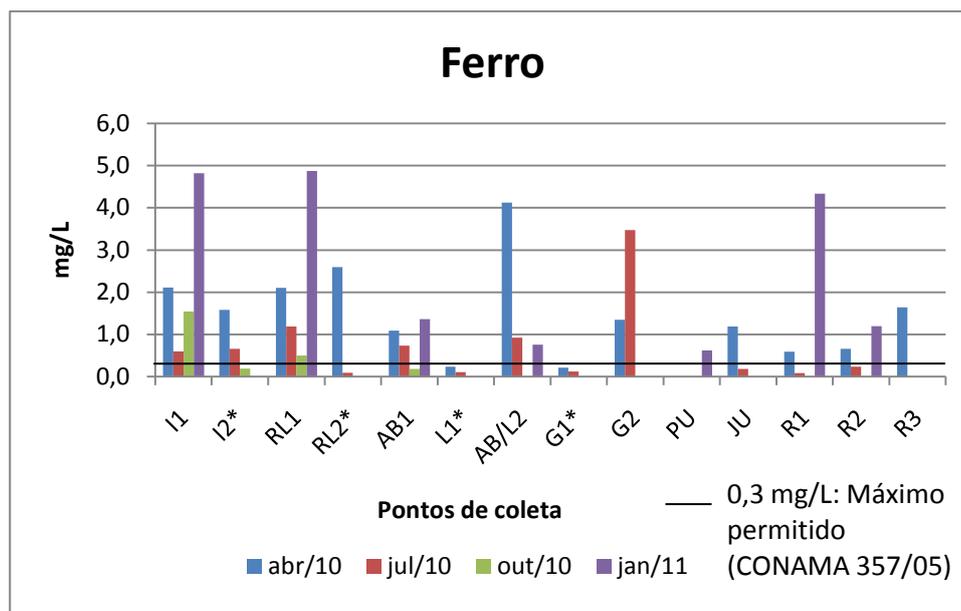


Gráfico 24 – Variação espacial e temporal das concentrações de ferro das amostras de água (*Amostra não coletada em janeiro/2011)

O ferro se apresentou em maiores concentrações do que os demais metais analisados na maioria dos pontos e períodos de coleta, o que pode ser explicado por sua presença natural nos solos e sedimentos da bacia do Lobo. Nos pontos Lobo 1 e Itaqueri 1 foram verificadas as maiores concentrações do estudo: 4,869 mg/L e 4,820 mg/L, respectivamente, ambas no mês de janeiro de 2011, quando os valores em vários pontos também foram mais altos em relação a outros períodos. As chuvas podem ser consideradas a causa desse aumento por provocarem a ressuspensão do sedimento. Já em outubro, os valores encontrados foram os menores, e em vários pontos o ferro nem foi detectado.

Todos os pontos de coleta, à exceção do Limoeiro e do Geraldo 1, estão em desconformidade com a resolução CONAMA 357/05 em pelo menos um dos quatro períodos amostrados.

O quadro 11 mostra as variações para a concentração de ferro obtidas para outras bacias hidrográficas, o que permite concluir que mesmo os mais altos valores verificados no presente estudo não são tão altos em comparação com os destas bacias.

Autor	Local	Concentrações de ferro (mg/L)
Costa (2001)	Médio Tietê Superior – SP – e tributários	0,155 a 12
Andrade (2003)	Rio Doce - MG (trecho médio)	3,781 a 30,880
Brigante e Espíndola (2003)	Rio Mogi-Guaçu - SP e MG	até 21,65
Novelli (2005)	Rio Monjolinho - SP	0,042 a 13,814
Presente estudo	Itaqueri/Lobo (rios e represa)	até 4,869

Quadro 11 – Comparação entre concentrações de ferro em amostras de água em diferentes trabalhos

g) Magnésio (Mg)

Segundo Esteves (1988), o magnésio é essencial em ambientes aquáticos, pois participa na formação da clorofila, pigmento necessário à realização da fotossíntese pelos organismos produtores primários. O CONAMA não determina um valor máximo para as concentrações de magnésio.

No gráfico 25 estão os valores encontrados nos pontos de coleta da bacia do Lobo.

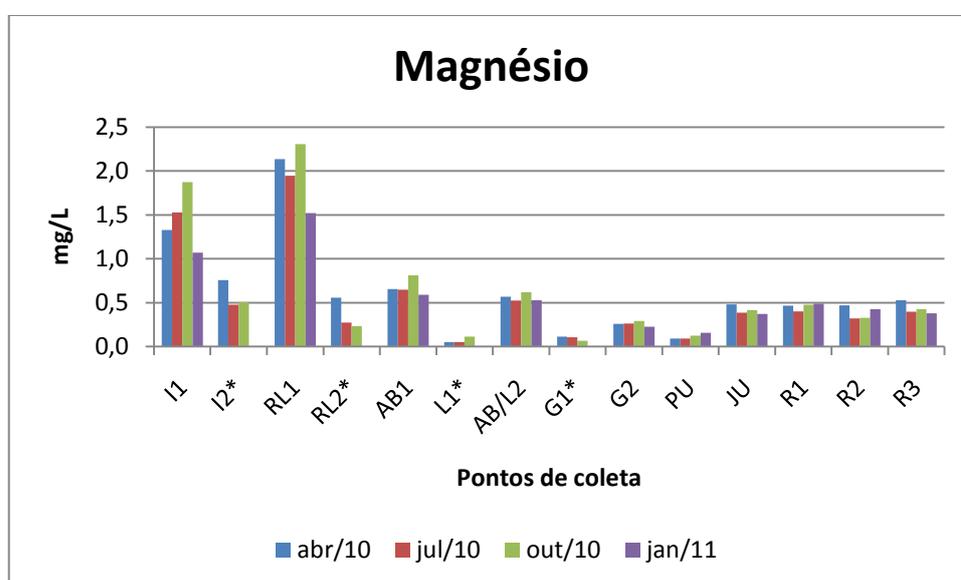


Gráfico 25 – Variação espacial e temporal das concentrações de magnésio das amostras de água (*Amostra não coletada em janeiro/2011)

O magnésio foi o único metal, dentre os estudados nesse trabalho, cuja presença foi detectada em todos os pontos e períodos de coleta. Suas maiores concentrações foram verificadas no Lobo 1 em todos os períodos amostrados, atingindo um pico de 2,307 mg/L no mês de outubro. Variações sazonais não foram notadas.

No geral, as concentrações de magnésio obtidas no presente estudo foram ligeiramente menores que as encontradas por Brigante e Espíndola (2003) na bacia do rio Mogi-Guaçu entre 2000 e 2001. O maior valor de magnésio nesta bacia (2,46 mg/L), contudo, foi semelhante ao da bacia do Lobo entre abril de 2010 e janeiro de 2011.

h) Manganês (Mn)

O manganês é outro elemento-traço essencial ao metabolismo de organismos aquáticos, ainda que em pequenas quantidades, participando de processos fisiológicos (ESTEVES, 1988).

Conforme a CETESB (2009), o manganês está naturalmente presente em águas subterrâneas e superficiais, nestas últimas geralmente em concentrações de até 0,2 mg/L, raramente atingindo 1,0 mg/L. Em níveis maiores que 0,05 mg/L, o metal costuma conferir uma coloração enegrecida à água, podendo apresentar-se nas formas bivalente (Mn^{2+} , mais solúvel) e tetravalente (Mn^{4+} , de menor solubilidade).

O valor máximo permitido pela resolução CONAMA 357/05 para concentrações de manganês em águas doces de classe 2 é de 0,1 mg/L.

O gráfico 26 apresenta as concentrações de manganês encontradas no presente estudo.

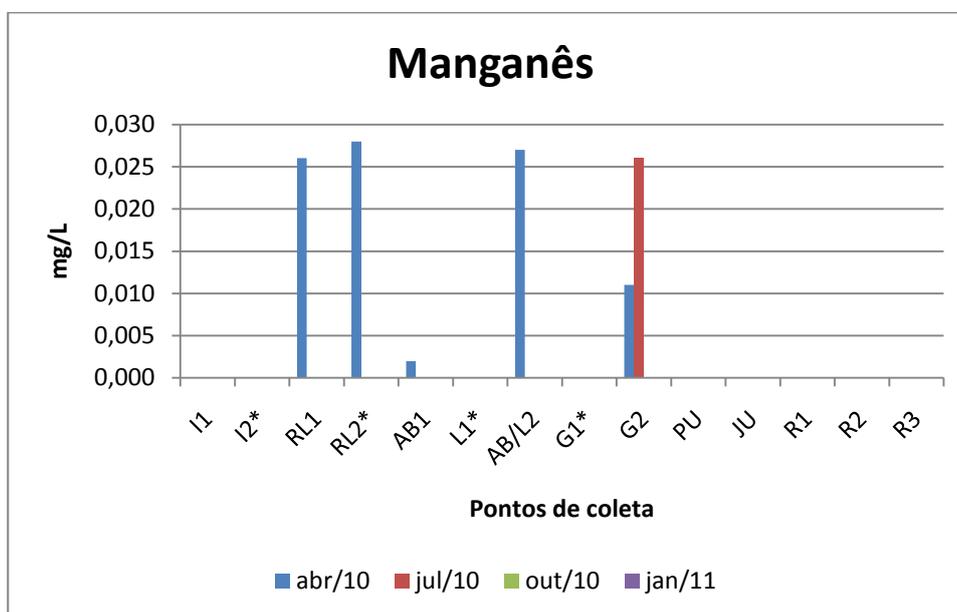


Gráfico 26 – Variação espacial e temporal das concentrações de magnésio das amostras de água (*Amostra não coletada em janeiro/2011)

Pode-se perceber que houve detecções pontuais de manganês em algumas estações de coleta. Nos pontos 1 e 2 do ribeirão do Lobo, córrego Água Branca e junção Água Branca/Limoeiro foi verificada a presença do metal no mês de abril e, no Geraldo 2, além deste mês, julho foi outro período em que o manganês foi detectado. O valor de pico ocorreu no RL2, na campanha de abril (0,028 mg/L). O limite de 0,1 mg/L (CONAMA 357/05)

não foi ultrapassado na bacia do Lobo. Valores mais altos foram verificados em outras bacias, conforme mostrado no quadro 12.

Autor	Local	Concentrações de manganês (mg/L)
Costa (2001)	Médio Tietê Superior – SP – e tributários	0,008 a 0,351
Andrade (2003)	Rio Doce - MG (trecho médio)	0,149 a 3,444
Brigante e Espíndola (2003)	Rio Mogi-Guaçu - SP e MG	até 0,802
Novelli (2005)	Rio Monjolinho - SP	0,005 a 0,339
Presente estudo	Itaqueri/Lobo (rios e represa)	até 0,028

Quadro 12 – Comparação entre concentrações de manganês em amostras de água em diferentes trabalhos

i) Níquel (Ni)

O níquel e seus compostos são utilizados em galvanoplastia, na fabricação de aço inoxidável, manufatura de baterias Ni-Cd, moedas, pigmentos, entre outros usos. As principais fontes antrópicas desse elemento são a queima de combustíveis; mineração e fundição de metal; fusão e modelagem de ligas; indústrias de eletrodeposição; fabricação de alimentos, artigos de panificadoras, refrigerantes e sorvetes aromatizados (CETESB, 2009).

O níquel não tem função biológica conhecida (ESTEVES, 1988) e, em altas concentrações, pode causar problemas no sangue de peixes, bem como asfixia e morte (ANDRADE, 2003). Em águas superficiais naturais, podem-se verificar concentrações de até 0,1 mg/L; valores muito elevados são ocorrentes em áreas de mineração (CETESB, 2009).

Na resolução CONAMA 357/05 consta que o valor máximo de níquel permitido em águas doces de classe 2 é 0,025 mg/L.

As concentrações de níquel obtidas na bacia do Lobo encontram-se no gráfico 27.

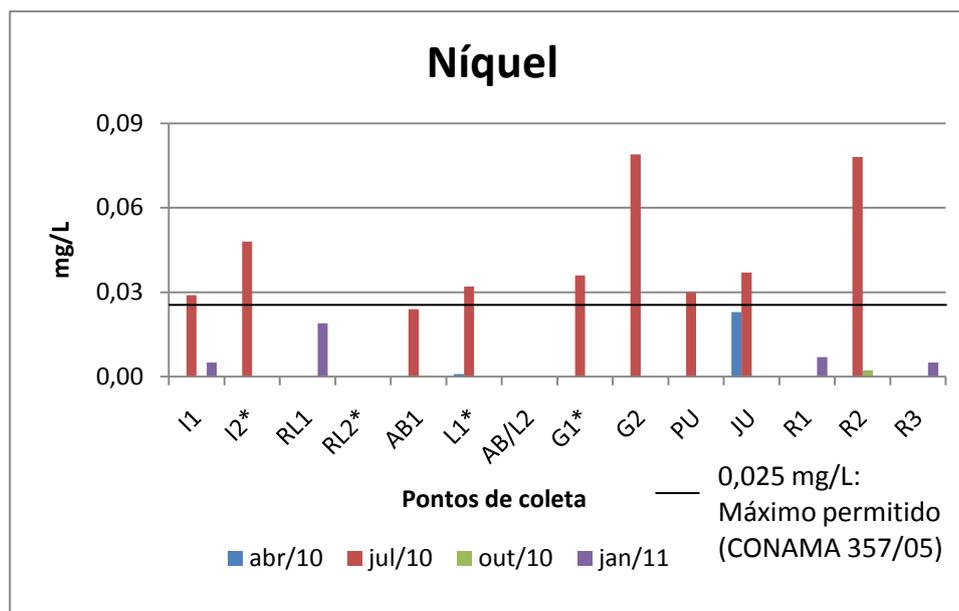


Gráfico 27 – Variação espacial e temporal das concentrações de níquel das amostras de água (*Amostra não coletada em janeiro/2011)

Conforme pode ser claramente visto no gráfico, no mês de julho foram obtidas as mais elevadas concentrações de níquel na maioria dos pontos de coleta, com picos de 0,079 mg/L no Geraldo 2 e 0,078 mg/L na Represa 2. A campanha de julho foi também a única em que houve violação da resolução CONAMA 357/05 em algumas estações amostrais (I1, I2, L1, G1, G2, PU, JU e R2).

As concentrações de níquel verificadas por Andrade (2003) no trecho médio da bacia do rio Doce (MG) em 2001 apontaram um pico de 0,471 mg/L, maior que o observado na bacia do Lobo no presente estudo.

j) Zinco (Zn)

O zinco, por participar de processos fisiológicos, é um metal necessário ao metabolismo aquático (ESTEVES, 1988). É encontrado em águas naturais muitas vezes associados a sulfetos de outros metais, como chumbo, cádmio, cobre e ferro (ANDRADE, 2003), e suas concentrações não costumam ultrapassar 10 µg/L, sendo que a água com níveis elevados desse metal tem aparência leitosa (CETESB, 2009).

Quando presente em altas concentrações no meio aquático, pode causar alterações fisiológicas e morfológicas nos organismos. A ação tóxica do zinco nos animais aquáticos é alterada por fatores ambientais, como dureza, temperatura (quanto maior, mais elevada é a

toxicidade do metal) e oxigênio dissolvido (com sua diminuição, o efeito tóxico do zinco aumenta) (USEPA, 1976 apud BRIGANTE; ESPÍNDOLA, 2003).

Algumas fontes antropogênicas de zinco para o meio aquático são as atividades de mineração; purificação do zinco, chumbo e cádmio; produção de aço e ligas metálicas; queima de carvão; produção de tintas brancas, cerâmicas e borracha; preservação de madeira; pigmentação de tecido e fabricação de medicamentos e de papel para fotografias (NOVELLI, 2005).

Conforme a resolução CONAMA 357/05, a concentração máxima permitida de zinco em águas doces de classe 2 é de 0,18 mg/L.

Os níveis de zinco obtidos na bacia do Lobo são mostrados no gráfico 28.

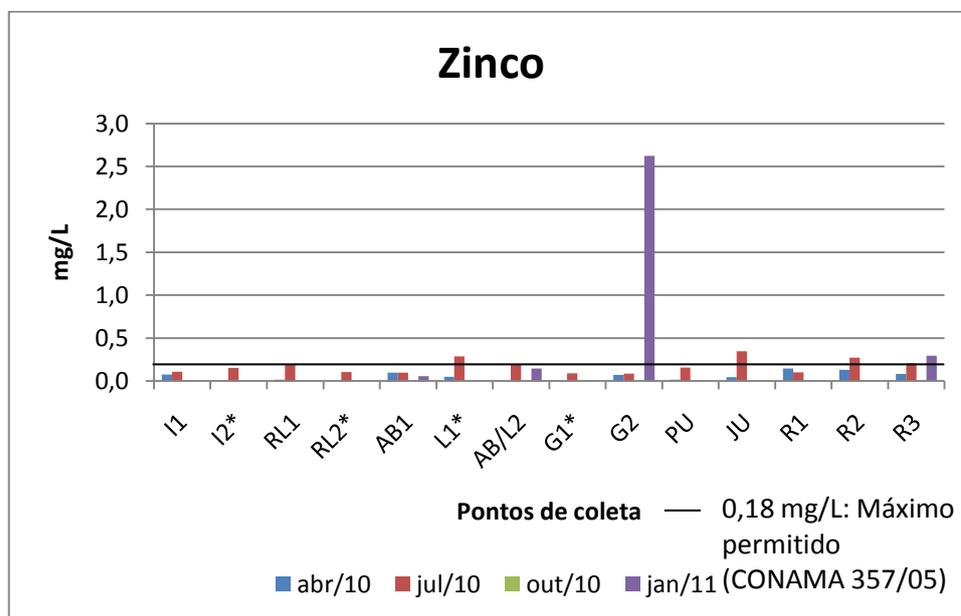


Gráfico 28 – Variação espacial e temporal das concentrações de zinco das amostras de água (*Amostra não coletada em janeiro/2011)

Na maioria dos pontos de coleta, os maiores níveis de zinco foram notados na campanha de julho, que foi quando o valor limite de 0,18 mg/L estabelecido pela resolução CONAMA 357/05 foi ultrapassado pelo maior número de pontos (seis ao todo: RL1, L1, AB/L2, JU, R2 e R3). No mês de janeiro, os pontos Geraldo 2 e Represa 3 estavam em desacordo com a resolução CONAMA referida, merecendo destaque o G2 pelo enorme aumento da concentração de zinco neste último período de coletas, quando atingiu o maior valor do estudo (2,622 mg/L, cerca de 15 vezes o máximo permitido). Desconsiderando-se esta anomalia, o maior valor havia sido obtido no córrego do Limoeiro, em julho (0,347 mg/L).

No mês de abril, as concentrações não chegaram a 0,15 mg/L e, em outubro, não foi detectada a presença de zinco nos pontos de coleta.

Quando os valores do presente trabalho são comparados com os observados em algumas outras bacias, pode-se perceber que as concentrações de zinco na bacia do Lobo foram altas em julho de 2010, sem mencionar o ponto G2 em janeiro de 2011. Os valores para comparação estão no quadro 13.

Autor	Local	Concentrações de zinco (mg/L)
Costa (2001)	Médio Tietê Superior – SP – e tributários	0,012 a 0,270
Andrade (2003)	Rio Doce - MG (trecho médio)	0,045 a 0,301
Brigante e Espíndola (2003)	Rio Mogi-Guaçu - SP e MG	até 0,20
Novelli (2005)	Rio Monjolinho - SP	até 0,064
Presente estudo	Itaqueri/Lobo (rios e represa)	até 2,622

Quadro 13 – Comparação entre concentrações de zinco em amostras de água em diferentes trabalhos

5.3.12.1 Avaliação dos metais na água

Os resultados de concentrações dos metais nas amostras de água da bacia do Lobo, quando comparados com os limites máximos estabelecidos pela resolução CONAMA 357/05, demonstram uma situação preocupante em relação a quatro metais (chumbo, ferro, níquel e zinco), os quais estavam presentes em concentrações acima de seus respectivos limites em pelo menos um período de coleta. O ferro foi o elemento que mais vezes ultrapassou o valor máximo permitido, sendo sua situação irregular em todos os quatro meses em que amostras foram coletadas. O chumbo, por sua vez, apresentou maiores relações de concentração observada / limite do CONAMA, chegando a níveis até 91 vezes maior que esse limite.

Três dos metais analisados (cádmio, cobre e cromo) não tiveram sua presença detectada em nenhum ponto ou período de coleta no presente trabalho, e dois (cobalto e manganês) estiveram presentes em poucos locais e em quantidades satisfatoriamente inferiores a seus valores máximos permitidos.

Como a bacia do Lobo compreende uma área predominantemente agrícola, os metais presentes em suas águas podem estar associados aos cultivos de cana-de-açúcar, *Eucalyptus* e *Pinus*. A aplicação de corretivos e fertilizantes nas culturas é necessária para o desenvolvimento agrícola na bacia, cujos solos são ácidos e, pertencendo a regiões de cerrado, são pobres em nutrientes. Os fertilizantes muitas vezes não são suficientemente

purificados, podendo ser uma fonte em potencial de metais pesados, especialmente de níquel e de chumbo. Os corretivos aplicados no solo também contêm metais como impurezas, principalmente zinco (ANGELOTTI-NETTO et al., 2004). Os altos teores de ferro na bacia, por sua vez, são provenientes de solos e rochas locais, onde há significativa presença de óxidos de ferro.

A variação temporal observada é de difícil explicação, uma vez que no mês de janeiro, quando eram esperadas mais altas concentrações de metais por conta das chuvas, ocorreu o oposto, e houve valores elevados em menos pontos do que em abril e até do que em julho, período de seca. Esteves (1988) afirma que a pluviosidade contribui para o aumento na concentração de metais nos ecossistemas aquáticos por meio da lixiviação de agroquímicos usados em áreas cultivadas, da transferência de poluentes da atmosfera para a água das chuvas (especialmente em áreas industrializadas) e do deflúvio superficial urbano. Costa (2001) ainda cita que o transporte de muitos metais na coluna d'água se dá por meio da ligação com os materiais em suspensão que, no presente trabalho, apresentaram maiores concentrações no período chuvoso, como esperado.

Metal	Pontos de coleta – Abril/2010													
	I1	I2	RL1	RL2	AB1	L1	AB/L2	G1	G2	PU	JU	R1	R2	R3
Cd	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
Pb														
Co	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	D	ND	ND	ND	ND	ND
Cu	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
Cr	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
Fe								D		ND				
Mn	ND	ND	D	D	D	ND	D	ND	D	ND	ND	ND	ND	ND
Ni	ND	ND	ND	ND	ND	D	ND	ND	ND	ND		ND	ND	ND
Zn	D	ND	D	ND	D	D	ND	ND	D	D	D	D	D	D

*Ausência de dados (amostra não coletada)

 Concentração do metal acima do limite da resolução CONAMA 357/05

 Concentração do metal próxima do limite da resolução CONAMA 357/05 ou igual a ele

D: detectado em concentrações abaixo do limite da resolução CONAMA 357/05

ND: não detectado pelo método

Quadro 14 – Ocorrência de concentrações de metais na água próximas e acima do limite estabelecido pela resolução CONAMA 357/05, de abril a janeiro de 2011 nos pontos de coleta da bacia do Lobo (continua)

Metal	Pontos de coleta – Julho/2010													
	I1	I2	RL1	RL2	AB1	L1	AB/L2	G1	G2	PU	JU	R1	R2	R3
Cd	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
Pb	ND		ND	ND						ND				
Co	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	D	ND	ND
Cu	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
Cr	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
Fe				D		D		D		ND	D	D		ND
Mn	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	D	ND	ND	ND	ND	ND
Ni			ND	ND			ND					ND		ND
Zn	D	D		D	D			D	D	D		D		

Metal	Pontos de coleta – Outubro/2010													
	I1	I2	RL1	RL2	AB1	L1	AB/L2	G1	G2	PU	JU	R1	R2	R3
Cd	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
Pb	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
Co	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
Cu	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
Cr	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
Fe		D		ND	D	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
Mn	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
Ni	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	D	ND
Zn	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND

Metal	Pontos de coleta – Janeiro/2011													
	I1	I2	RL1	RL2	AB1	L1	AB/L2	G1	G2	PU	JU	R1	R2	R3
Cd	ND	*	ND	*	ND	*	ND	*	ND	ND	ND	ND	ND	ND
Pb	ND	*	ND	*	ND	*	ND	*	ND		ND	ND	ND	ND
Co	ND	*	ND	*	ND	*	ND	*	ND	ND	ND	ND	ND	ND
Cu	ND	*	ND	*	ND	*	ND	*	ND	ND	ND	ND	ND	ND
Cr	ND	*	ND	*	ND	*	ND	*	ND	ND	ND	ND	ND	ND
Fe		*		*		*		*	ND		ND			ND
Mn	ND	*	ND	*	ND	*	ND	*	ND	ND	ND	ND	ND	ND
Ni	D	*	D	*	ND	*	ND	*	ND	ND	ND	D	ND	ND
Zn	ND	*	ND	*	D	*	D	*		ND	ND	ND	ND	

*Ausência de dados (amostra não coletada)

- Concentração do metal acima do limite da resolução CONAMA 357/05
■ Concentração do metal próxima do limite da resolução CONAMA 357/05 ou igual a ele
D: detectado em concentrações abaixo do limite da resolução CONAMA 357/05
ND: não detectado pelo método

Quadro 14 – Ocorrência de concentrações de metais na água próximas e acima do limite estabelecido pela resolução CONAMA 357/05, de abril a janeiro de 2011 nos pontos de coleta da bacia do Lobo (conclusão)

As concentrações de alguns metais na água foram ainda comparadas com os valores de CE50, 48h (ou seja, as concentrações que causam efeito tóxico agudo a 50% dos organismos-teste em 48 horas de ensaio) para as espécies *Daphnia similis* e *Ceriodaphnia silvestrii*, utilizadas nos ensaios ecotoxicológicos do presente estudo. Os resultados podem ser vistos na seção 5.8.3 Avaliação da ecotoxicidade nas amostras de água.

Em geral, a bacia do Lobo apresenta menores concentrações de metais que outras bacias nos estados de São Paulo e Minas Gerais, como a do Médio Tietê Superior e afluentes (COSTA, 2001), a do rio Doce, no trecho médio (ANDRADE, 2003), a do rio Mogi-Guaçu (BRIGANTE; ESPÍNDOLA, 2003) e a do rio Monjolinho (NOVELLI, 2005). Entretanto, vale lembrar que a bacia do Lobo está localizada em uma área rural, ocupada por culturas agrícolas (*Pinus*, *Eucalyptus* e cana), por pastagens, por uma mineradora de areia e por uma pequena área urbana correspondente às casas de veraneio, próximas à represa do Lobo, e ao município de Itirapina que, em 2010, possuía apenas 15.528 habitantes conforme o censo do IBGE.

Já as bacias estudadas por Costa (2001), Andrade (2003), Brigante e Espíndola (2003) e Novelli (2005) encontram-se em áreas mais urbanizadas e mais populosas, além de possuírem avançado complexo industrial, o qual se constitui como uma fonte em potencial para os metais encontrados nessas bacias. A bacia do Médio Tietê Superior possui mais de mil indústrias, das quais 10%, incluindo as têxteis, alimentícias, de papel e papelão, abatedouros, engenhos e uma usina de açúcar e álcool, apresentam significativo potencial de contaminação dos corpos d'água (COSTA, 2001). A região do médio rio Doce compreende a zona metalúrgica ou "Vale do Aço", onde se encontram um extenso polo de usinas siderúrgicas e matas de eucalipto para suprir sua demanda de carvão (ANDRADE, 2003). A bacia do rio Mogi-Guaçu engloba 52 municípios ao todo nos estados de Minas Gerais e São Paulo, dos quais muitos são grandes centros urbanos e industriais em pleno desenvolvimento, como as cidades paulistas de Mogi-Guaçu, Mogi-Mirim, Porto Ferreira, Leme, Araras, Pirassununga, São João da Boa Vista, Sertãozinho, Jaboticabal, entre outras (BRIGANTE; ESPÍNDOLA, 2003). E, por fim, Novelli (2005) afirma que a bacia do rio Monjolinho recebe águas residuárias da região norte do município de São Carlos e efluentes de mais de 500 indústrias, representadas por metalurgia, papel, tintas, alimentos, curtumes, têxtil, entre outras.

5.4 ANÁLISES ESTATÍSTICAS COM AS VARIÁVEIS DA ÁGUA

Foi realizada uma análise estatística inicial (PCA) utilizando-se os resultados limnológicos de todos os períodos de coleta conjuntamente. Para esta PCA, o primeiro eixo explicou 33,74% da variabilidade dos dados limnológicos considerados, enquanto o segundo eixo explicou 17,86%, e o terceiro, 15,08% totalizando 66,68% de explicação dos dados (Anexo IV).

Através da análise de agrupamento foi possível constatar o efeito da sazonalidade sobre o conjunto dos dados, podendo-se observar a formação de 4 grupos distintos (coeficiente de correlação cofenética, “CCC”, igual a 0,8316), a um nível de corte de 0,50 na distância euclidiana média. O grupo I representa o período de estiagem, composto por praticamente todos os pontos de coleta dos períodos de abril e julho de 2010. O grupo II representa o período chuvoso, formado pela maioria dos pontos da terceira e da quarta coleta (outubro/2010 e janeiro/2011, respectivamente). Para os grupos III e IV, por apresentarem a pior qualidade de suas águas ao longo do período amostral, conforme já descrito anteriormente, é verificada a formação de grupos diferenciados no dendrograma (gráfico 29).

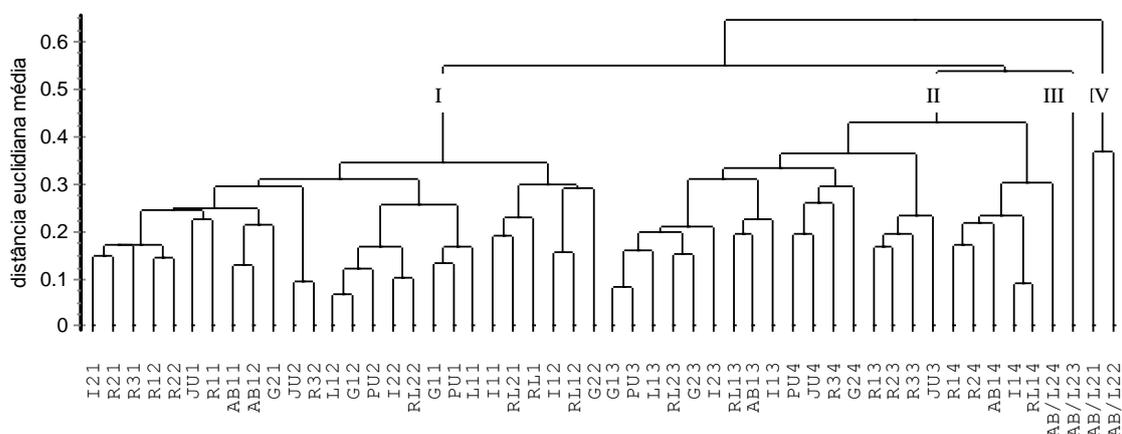


Gráfico 29 – Dendrograma obtido a partir da Análise de Componentes Principais (PCA), para a água da bacia do Lobo, para o conjunto de todos os períodos de coleta (CCC = 0,8316). O número após a identificação da estação de coleta indica o período de coleta, sendo 1: abril/10; 2: julho/10; 3: outubro/10; e 4: janeiro/11.

Assim, essa análise evidenciou o efeito da sazonalidade sobre o conjunto de dados, sendo possível observar a distinção dos períodos de coleta (abril e julho de 2010 – intermediário/seco; outubro de 2010 e janeiro de 2011 – intermediário/chuvoso). Por isso, decidiu-se por analisar separadamente cada período de coleta, de forma a verificar quais

foram as variáveis mais importantes para os sistemas em estudo em cada período, bem como identificar as diferenças espaciais.

5.4.1 Período intermediário (abril/2010)

Na PCA da coleta de abril de 2010, pode-se verificar um percentual total de variância de 69,03%, considerando-se três eixos, sendo que o primeiro explicou a maioria dos parâmetros (33,35%); o segundo eixo explicou 23,36% e o terceiro, 12,31%. No dendograma a seguir, foram identificados três grupos ao nível de corte de 0,40 na distância euclidiana média, de forma que o grupo I foi formado por praticamente todos os pontos de coleta, à exceção do ponto 1 da represa do Lobo, inserido no grupo II, e da junção dos córregos Água Branca e Limoeiro, no grupo III. Com relação a este último ponto, esperava-se que realmente se situasse distante dos demais, tendo em vista que apresentou parâmetros limnológicos que denotaram, em geral, pior qualidade de suas águas devido ao despejo dos efluentes domésticos de Itirapina. As variáveis que melhor explicaram os agrupamentos ocorridos (vide anexo IV) foram o fósforo total, o fosfato total dissolvido e o fosfato inorgânico, denotando a influência dos efluentes (fontes de fósforo) no sistema.

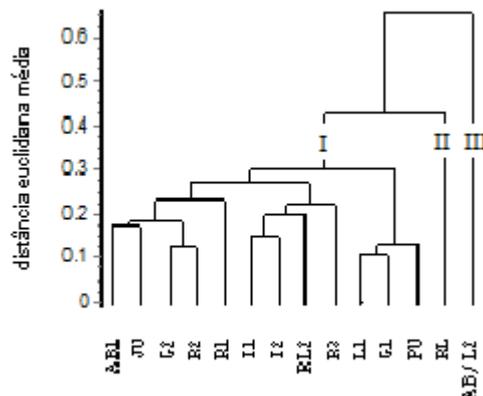


Gráfico 30 – Dendograma da PCA para a água da bacia do Lobo em abril/2010 (CCC = 0,9192)

5.4.2 Período seco (julho/2010)

Para a coleta de julho de 2010, pode-se verificar, na PCA correspondente, um percentual total de variância de 65,06%, considerando-se três eixos, sendo que o primeiro

explicou a maioria dos parâmetros (28,69%); o segundo eixo explicou 22,29% e o terceiro, 14,08%. No dendograma a seguir, foram identificados apenas dois grupos ao nível de corte de 0,40 na distância euclidiana média: o grupo I foi formado por praticamente todos os pontos de coleta, à exceção somente do ponto de junção dos córregos Água Branca e Limoeiro, que foi alocado isoladamente no grupo II. Novamente foi verificado o distanciamento deste último ponto, cuja explicação ainda se baseia no lançamento dos efluentes. Como mostrado no anexo IV, o fósforo total foi a variável que melhor explicou os agrupamentos ocorridos, repetindo o ocorrido na primeira coleta, seguido pela condutividade, a qual também pode ser indicativo da poluição por atividades antrópicas.

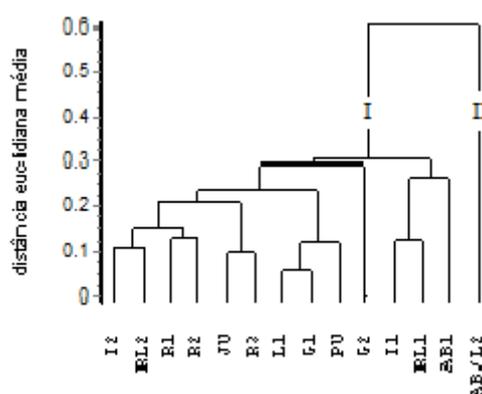


Gráfico 31 – Dendograma da PCA para a água da bacia do Lobo em julho/2010 (CCC = 0,9307)

5.4.3 Período intermediário (outubro/2010)

Para a coleta de outubro de 2010, pode-se verificar, na PCA correspondente, um percentual total de variância de 62,33%, considerando-se três eixos, sendo que o primeiro explicou a maioria dos parâmetros (28,46%); o segundo eixo explicou 21,45% e o terceiro, 12,41%. A exemplo do ocorrido na análise da coleta de julho, no dendograma da coleta de outubro de 2010, mostrado a seguir, identificaram-se dois grupos ao nível de corte de 0,40 na distância euclidiana média: o primeiro, sendo formado por praticamente todos os pontos de coleta, exceto o ponto de junção dos córregos Água Branca e Limoeiro - grupo II, onde houve a influência da degradação das águas em decorrência dos efluentes domésticos. Conforme o anexo IV, o fosfato total dissolvido, o fosfato inorgânico, o silicato e a condutividade foram os parâmetros que melhor explicaram a diferenciação entre os grupos.

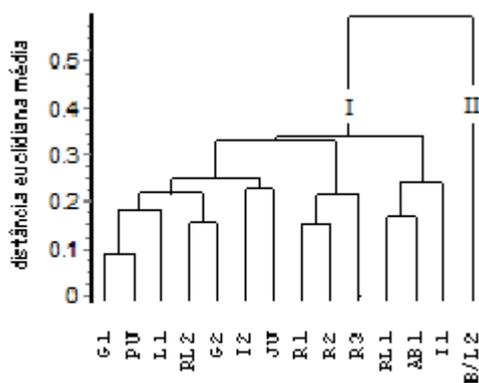


Gráfico 32 – Dendrograma da PCA para a água da bacia do Lobo em outubro/2010 (CCC = 0,9243)

5.4.4 Período chuvoso (janeiro/2011)

Na PCA da coleta de janeiro de 2011, o percentual de variância total obtido foi de 69,08%, considerando-se três eixos, sendo que o primeiro explicou a maior parte dos parâmetros (38,27%); o segundo eixo explicou 16,24% e o último, 14,57%. No dendrograma a seguir, foram identificados, mais uma vez, dois grupos ao nível de corte de 0,40 na distância euclidiana média, sendo o grupo I formado pelos pontos I1, RL1, AB1, R1, R2 e AB/L2, enquanto os pontos G2, R3, PU e JU ficaram agrupados no segundo grupo. Nesta coleta, a formação dos grupos foi distinta, não sendo constatado o maior distanciamento do AB/L2 em relação aos demais pontos de coleta. Possivelmente a maior diluição dos nutrientes provocada pelas chuvas diminuiu o impacto causado pelo lançamento dos efluentes; como foi visto nos resultados limnológicos, a concentração dos fosfatos e nitratos foi menor neste ponto em janeiro/2011. Ainda assim, conforme pode ser notado no anexo IV, o fósforo total e o fosfato total dissolvido foram as variáveis de grande influência nos agrupamentos ocorridos. Os materiais em suspensão (total, orgânico e inorgânico) também explicam essa formação dos grupos, sendo mais significativos apenas em janeiro/2011, época chuvosa, como era esperado devido à suspensão de sedimentos pelas águas pluviais.

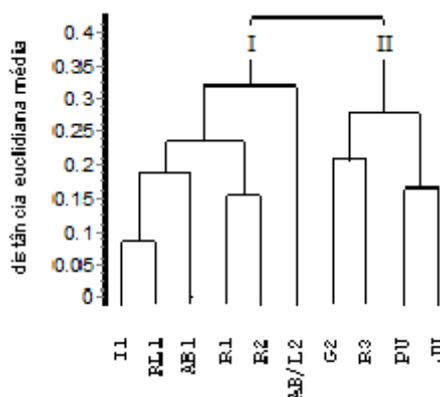


Gráfico 33 – Dendrograma da PCA para a água da bacia do Lobo em janeiro/2011 (CCC = 0,7786)

5.5 ANÁLISES FÍSICO-QUÍMICAS DAS AMOSTRAS DE SEDIMENTO TOTAL

5.5.1 Granulometria

A integração de todos os processos que ocorrem em um ecossistema aquático reflete no sedimento, um dos compartimentos mais importantes em se tratando de ciclagem de matéria e fluxo de energia. Os processos biológicos, físicos e/ou químicos que nele ocorrem causam influência sobre o metabolismo de todo o sistema (ESTEVES, 1988).

Os sedimentos são de grande relevância na dinâmica ambiental, pois neles são depositados e acumulados muitos nutrientes, metais pesados, agrotóxicos, entre outras substâncias, que podem ser transferidos para a coluna d'água (BAIRD, 2002 apud NOVELLI, 2005) mediante alterações nas condições ambientais ou perturbações no sedimento pelos organismos bentônicos, disponibilizando as substâncias para a biota aquática (MOZETTO, 1996). Dessa maneira, os sedimentos possuem grande relevância para a avaliação dos impactos a que os corpos d'água são ou foram submetidos (ESTEVES, 1988).

A análise granulométrica determina a distribuição percentual das partículas de solos e sedimentos, conforme seu diâmetro, em seis diferentes classes, como mostra a tabela 10.

Tabela 10– Classificação granulométrica em função do diâmetro das partículas do sedimento, conforme ABNT, NBR 6502/95

Diâmetro da partícula (mm)	Fração Granulométrica
menor que 0,002	argila
entre 0,002 e 0,06	silte
entre 0,06 e 0,2	areia fina
entre 0,2 e 0,6	areia média
entre 0,6 e 2	areia grossa
maior que 2	pedregulho

MARGALEF (1983) afirma que as frações menores, ou seja, argila e silte, são mais importantes para a avaliação da qualidade dos sedimentos em relação a metais, pois estes se adsorvem mais facilmente às partículas finas, devido à maior superfície de contato. Já a areia é considerada um substrato pobre, pois possui maior instabilidade além de um ajuste mais compacto de grãos, diminuindo a área disponível para depósito de detritos e podendo limitar a oferta de oxigênio aos organismos (BRIGANTE; ESPÍNDOLA, 2003).

No gráfico 34 são mostradas as composições granulométricas obtidas na bacia do Lobo.

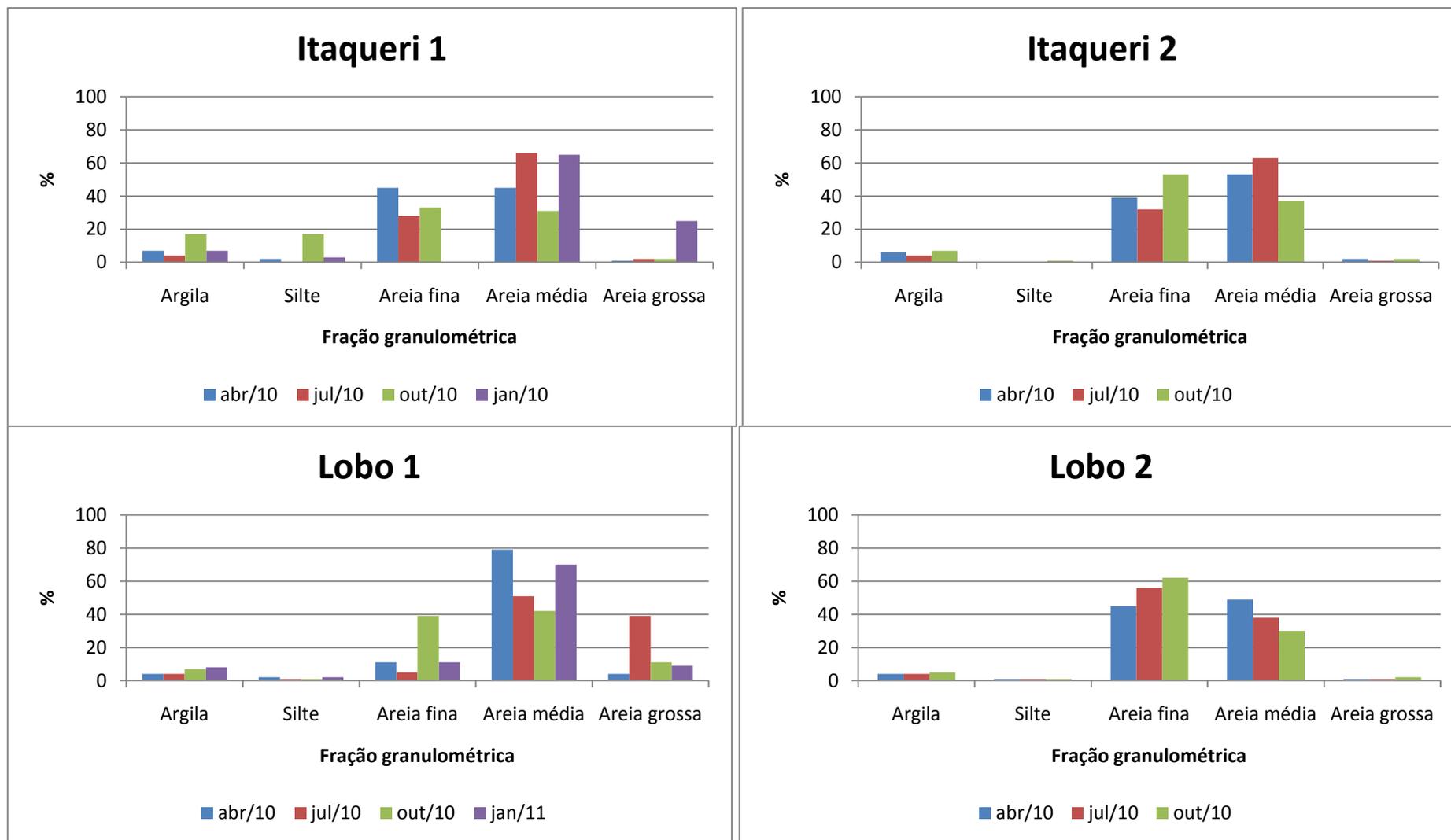


Gráfico 34 – Variação espacial e temporal da composição granulométrica nos sedimentos da bacia do Lobo (continua)

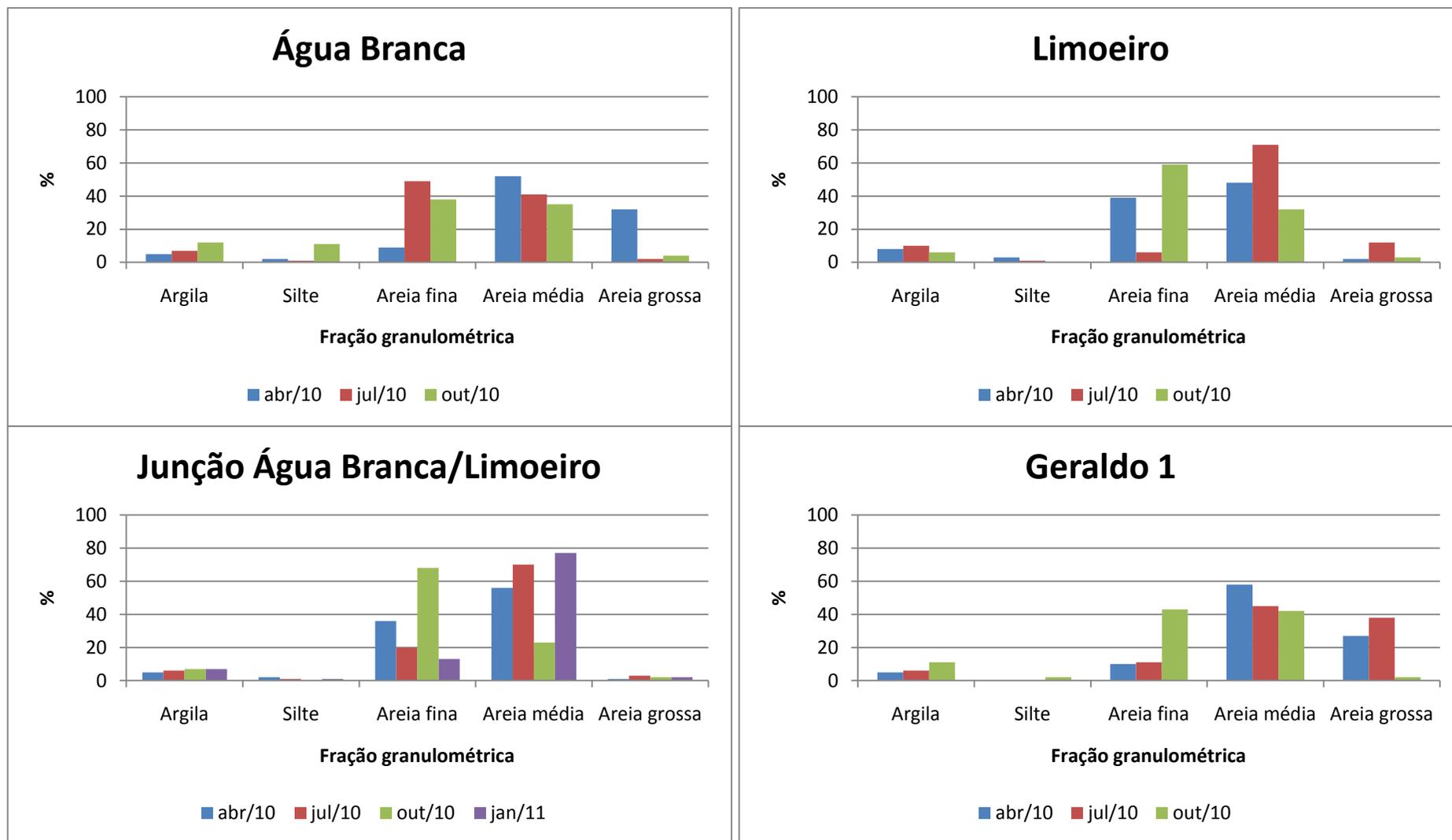


Gráfico 34 – Variação espacial e temporal da composição granulométrica nos sedimentos da bacia do Lobo (continuação)

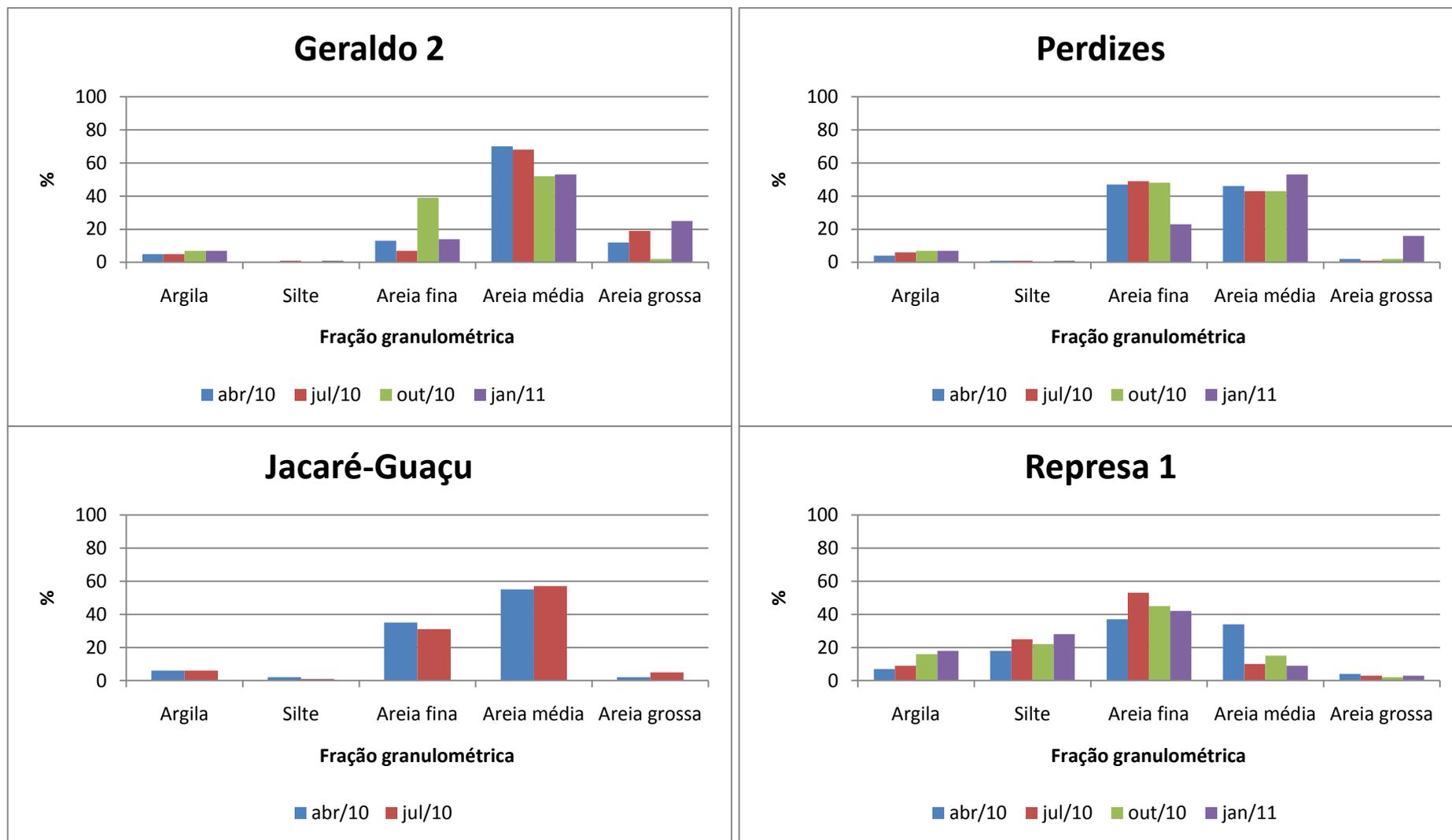


Gráfico 34 – Variação espacial e temporal da composição granulométrica nos sedimentos da bacia do Lobo (continuação)

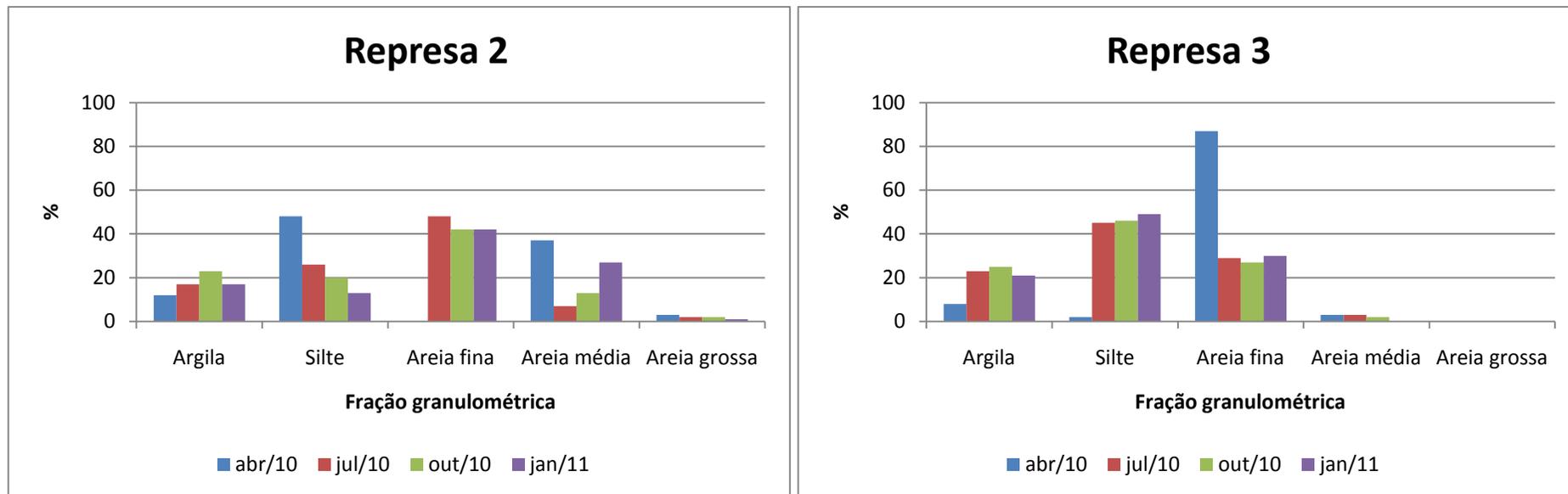


Gráfico 34 – Variação espacial e temporal da composição granulométrica nos sedimentos da bacia do Lobo (conclusão)

A partir do gráfico, pode ser observada uma clara distinção entre os sedimentos dos ambientes lóticos e dos lênticos da bacia do Lobo. A fração granulométrica predominante na maioria dos pontos dos sistemas lóticos, representados pelos tributários e pelo Jacaré-Guaçu, nos quatro períodos amostrados, foi a areia média. Já os pontos da represa, caracterizada como um sistema lêntico, apresentaram maior porcentagem das frações granulométricas mais finas. A areia fina foi predominante, mas as frações argila e silte, quando somadas, atingem valores bem altos, principalmente em R2 e no R3.

O quadro 15 mostra os percentuais de areia e da soma de argila e silte nos sedimentos da bacia do Lobo.

Abril/10	I1	I2	RL1	RL2	AB1	L1	AB/L2	G1	G2	PU	JU	R1	R2	R3
Argila + silte	9	4	6	5	7	11	7	5	5	5	7	25	60	10
Areia	91	96	94	95	93	89	93	95	95	95	93	75	40	90

Julho/10	I1	I2	RL1	RL2	AB1	L1	AB/L2	G1	G2	PU	JU	R1	R2	R3
Argila + silte	4	4	5	5	8	11	7	6	6	7	7	34	43	68
Areia	96	96	95	95	92	89	93	94	94	93	93	66	57	32

Outubro/10	I1	I2	RL1	RL2	AB1	L1	AB/L2	G1	G2	PU	JU	R1	R2	R3
Argila + silte	34	8	8	6	23	6	7	13	7	7	*	38	43	71
Areia	66	92	92	94	77	94	93	87	93	93	*	62	57	29

Janeiro/11	I1	I2	RL1	RL2	AB1	L1	AB/L2	G1	G2	PU	JU	R1	R2	R3
Argila + silte	10	*	10	*	*	*	8	*	8	8	*	46	30	70
Areia	90	*	90	*	*	*	92	*	92	92	*	54	70	30

* Amostras não coletadas. Em vermelho: os maiores valores da fração argila + silte.

Quadro 15 – Distribuição granulométrica dos sedimentos da bacia do Lobo

A maior turbulência provocada pelo fluxo de água nos rios possui velocidade suficiente para suspender, principalmente, as frações mais finas do sedimento, carreando-as ao longo do curso d'água em direção à foz. Logo, as frações mais grossas são notadas em maior quantidade nos sistemas lóticos (ALLAN, 1997 apud BRIGANTE; ESPÍNDOLA, 2003), como ocorreu no presente estudo. De modo contrário, nos sistemas lênticos, com características mais estáticas, a deposição das partículas finas no sedimento é facilitada.

A análise espacial da bacia do Lobo, feita com base nas médias anuais das frações granulométricas em cada ponto, permite classificar as estações de coleta quanto à fração predominante ao longo do estudo. Assim, nos pontos I1, I2, RL1, AB1, L1, AB/L2, G1, G2, PU e JU, a fração areia média obteve maiores percentuais, com destaque para o G2, onde o valor médio atingiu 60,75%. A areia fina foi predominante em um ponto dos sistemas lóticos,

o Lobo 2, além dos três pontos da represa. Caso, porém, as frações silte e argila sejam consideradas conjuntamente, essa soma prevalece sobre as frações arenosas no R3.

Também foram calculadas as médias dos tributários e da represa do Lobo para cada período de coleta, a fim de facilitar a análise da variação sazonal. Dessa forma, foi verificado que a composição granulométrica dos sedimentos dos rios foi muito semelhante nas campanhas de abril e julho, quando houve predominância da areia média (aproximadamente 55% dos grãos). Em outubro, os sedimentos dos rios foram ligeiramente mais finos com maior presença da areia fina (em torno de 48%) e, em janeiro, a areia média cresceu em participação (cerca de 63%), havendo aumento também da fração mais grossa, o que pode ser devido ao incremento na velocidade de fluxo d'água por conta das chuvas, carreando as partículas mais finas rio abaixo em direção à foz.

Na represa, a areia fina predominou em todos os períodos de coleta (em torno de 40% dos grãos), contudo, cresceram as participações nas frações silte e argila de abril a outubro, estabilizando-se em janeiro, o que mostra que houve uma diminuição no tamanho dos grãos ao longo do ano. Os sedimentos da represa, dessa maneira, possuem maior capacidade de agregar metais do que os de rios.

Costa (2001) e Brigante e Espíndola (2003), de modo geral, encontraram porcentagens mais altas do que as do presente trabalho para as frações finas (silte e argila) nos tributários do reservatório de Barra Bonita (Médio Tietê Superior – SP) e na bacia do rio Mogi-Guaçu, respectivamente. Andrade (2003) obteve resultados de sedimentos mais grossos na maioria dos pontos estudados na bacia do rio Doce (MG), apesar de, em duas estações de coleta, haver sido observado grande predomínio das frações finas. Novelli (2005) observou também sedimentos mais arenosos na bacia do rio Monjolinho (São Carlos – SP), com maior presença da fração fina da areia.

5.5.2 Matéria orgânica

O sedimento pode ser classificado em orgânico se mais de 10% de seu peso seco corresponder a matéria orgânica, ou inorgânico, caso contrário. A fração de matéria orgânica no sedimento pode ter origem autóctone ou alóctone, como precipitação pluviométrica, escoamento superficial, tipo de substrato, vegetação aquática e marginal, decomposição e influência antrópica na forma de lançamento de efluentes domésticos e industriais, esgotos sanitários e presença de resíduos sólidos no local ou no entorno, ou autóctone (ESTEVEZ, 1988; BARRETO, 1999), e sua quantidade depende da rapidez de sua decomposição, que necessita de oxigênio disponível, entre outros fatores (MARGALEF,

1983).Conforme Meybeck (1982 apud BRIGANTE; ESPÍNDOLA, 2003), 25% de toda a matéria orgânica que entra na coluna d'água dirigem-se aos sedimentos.

No gráfico 35 são apresentados os teores de matéria orgânica no sedimento dos pontos de coleta.

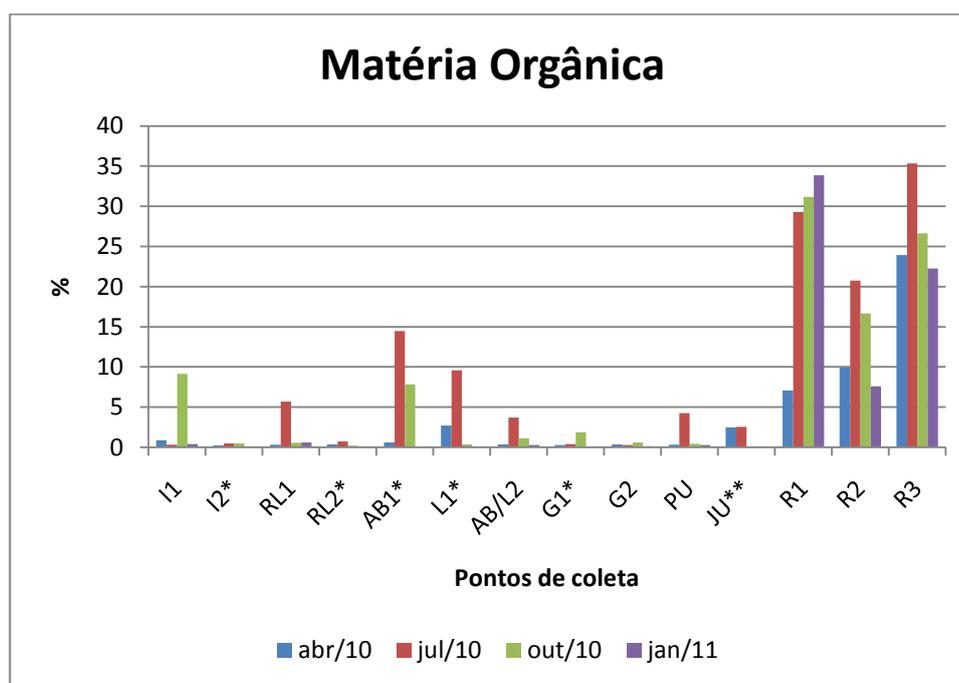


Gráfico 35 – Variação espacial e temporal dos teores de matéria orgânica das amostras de sedimento (*Amostra não coletada em janeiro/2011 e **Amostra não coletada em outubro/2010 e em janeiro/2011)

Os sedimentos dos tributários da represa do Lobo e do Jacaré-Guaçu podem ser classificados como inorgânicos, visto que a fração de matéria orgânica nesses pontos foi inferior a 10% nos quatro períodos de coleta, à exceção somente do ponto Água Branca 1 em julho, quando a fração orgânica no sedimento atingiu 14,46%, maior valor entre os ambientes lóticos.

Nos pontos da represa do Lobo, salvo o R1 em abril e o R2 em abril e em janeiro, percebem-se sedimentos orgânicos, com frações de matéria orgânica que chegam até a 35,34% no R3 em julho. Diferentemente dos sistemas lóticos, em que há turbulência nas águas, os ambientes lênticos, como é o caso da represa do Lobo, proporcionam condições favoráveis para a sedimentação das substâncias orgânicas presentes na coluna d'água, que acabam por acumular-se nos sedimentos. Na represa, além disso, foi observado elevado grau de eutrofização e grande presença macrófitas, o que provoca maior intensidade de ocorrência dos processos de decomposição, auxiliando no aumento do teor de matéria orgânica no sedimento. Vale lembrar ainda que as frações granulométricas mais finas (argila

e silte e areia fina) estavam presentes em maior quantidade no sedimento da represa, o que favorece a adsorção da matéria orgânica.

Brigante e Espíndola (2003), em estudo na bacia do rio Mogi-Guaçu, detectaram teores de matéria orgânica que variaram de 0,9% a 48%, sendo os sedimentos classificados como orgânicos em vários pontos de coleta. Segundo os autores, alguns dos valores encontrados, considerados altos para sedimentos de rios, são indicativo de poluição. O estudo de Novelli (2005) na bacia do rio Monjolinho (São Carlos – SP) apresentou porcentagens de matéria orgânica nos sedimentos semelhantes às do presente trabalho. Andrade (2003) e Costa (2001) também observaram predomínio de sedimentos inorgânicos no trecho médio da bacia do rio Doce (MG) e nos tributários do reservatório de Barra Bonita (bacia do Médio Tietê Superior – SP), respectivamente.

5.5.3 Nitrogênio orgânico total (NOT)

Esteves (1989) afirma que os sedimentos da maioria dos ecossistemas aquáticos continentais possuem maiores concentrações de nutrientes, como nitrogênio e fósforo, do que as observadas nos demais compartimentos, servindo, assim, como reserva para os mesmos. O gráfico 36 mostra os percentuais de NOT nos sedimentos da bacia do Lobo.

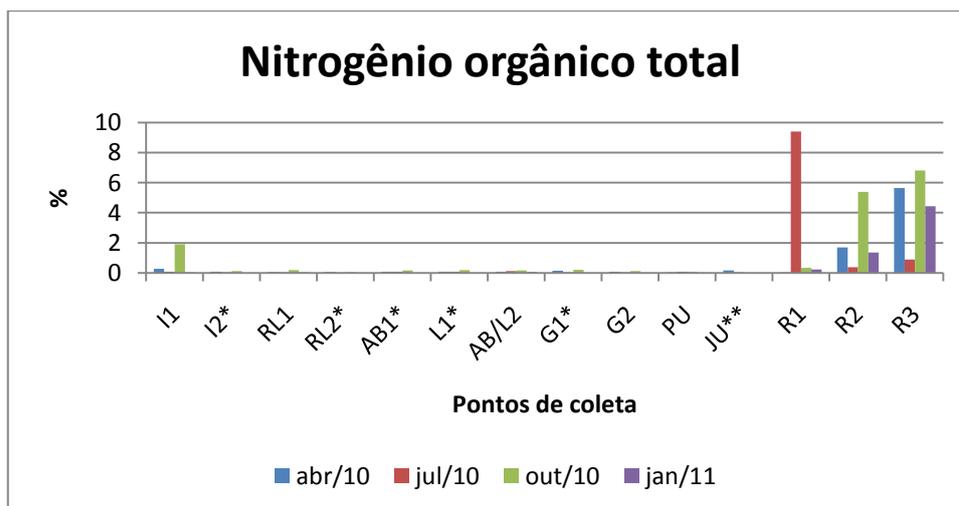


Gráfico 36 – Variação espacial e temporal dos teores de nitrogênio orgânico total das amostras de sedimento (*Amostra não coletada em janeiro/2011 e **Amostra não coletada em outubro/2010 e em janeiro/2011)

Assim como no caso da análise granulométrica e de teor de matéria orgânica, os teores de nitrogênio orgânico total nos sedimentos da bacia do Lobo foram notadamente diferentes nos rios e na represa.

Entre os pontos de coleta de ecossistemas lóticos, verificam-se valores muito baixos, abaixo de 0,3% em quase todas as estações amostrais. Somente no Itaqueri 1, em julho, foi observado um teor mais alto, de 1,91% na campanha de outubro. Isso pode ser relacionado ao fato de os sedimentos dos rios e córregos da bacia do Lobo serem identificados como predominantemente arenosos, o que desfavorece a adsorção de matéria orgânica e nutrientes.

Na represa, os percentuais de NOT no sedimento foram mais altos em direção à barragem. Somente em julho foi observado um resultado fora do padrão, quando o ponto 1 da represa atingiu o maior valor do estudo (9,40%). O segundo maior valor verificado foi na Represa 3, em outubro (6,81%). Os teores mais altos na represa em comparação com os rios podem ser reflexo da maior presença de matéria orgânica nos sedimentos da mesma. Segundo Burton (2002) e Salomons et al. (1987 apud CAMPAGNA, 2005), a matéria orgânica possui alta capacidade de adsorção de poluentes e nutrientes.

Com relação à variação temporal, observa-se que as porcentagens mais altas de NOT nos sedimentos dos ambientes lóticos e lênticos ocorreram no mês de outubro. No entanto, os efeitos sazonais nos rios e córregos da bacia do Lobo não foram tão bem definidos quanto na represa. Excetuando-se o alto teor constatado no R1 em julho, os pontos da represa apresentaram valores mais baixos nesse mês, atingindo picos em outubro e valores intermediários em abril e janeiro.

Os resultados encontrados por Novelli (2005) na bacia do rio Monjolinho (São Carlos – SP) e por Brigante e Espíndola (2003) no rio Mogi-Guaçu e em alguns tributários mostram que os teores de NOT foram similares aos obtidos nos ambientes lóticos do presente estudo. Já os valores constatados no trecho médio da bacia do rio Doce (MG) por Andrade (2003) foram ligeiramente menores. Os sedimentos da represa do Lobo, no presente trabalho, continham bem mais nitrogênio orgânico total adsorvido, como era esperado.

5.5.4 Fósforo total

As concentrações de fósforo total nos sedimentos da bacia do Lobo são mostradas no gráfico 37.

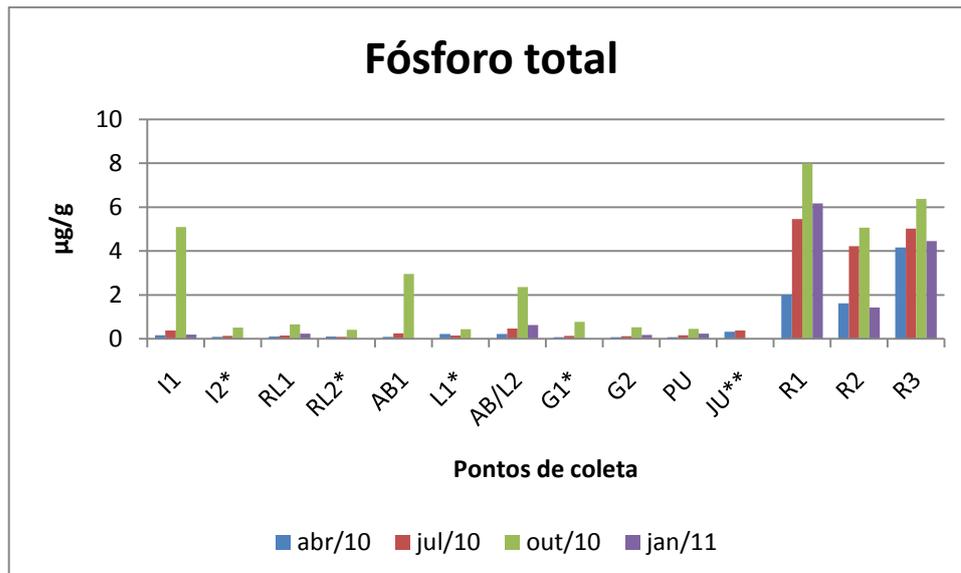


Gráfico 37 – Variação espacial e temporal das concentrações de fósforo total nas amostras de sedimento (*Amostra não coletada em janeiro/2011 e **Amostra não coletada em outubro/2010 e em janeiro/2011)

Novamente, há uma clara divisão entre os pontos localizados nos ambientes lóticos e nos lênticos quanto às concentrações de fósforo total no sedimento. Entre os rios e córregos, destacam-se três valores que estiveram significativamente acima dos demais no Itaqueri 1 (5,09 µg/g, a maior concentração nos sistemas lóticos), no Água Branca 1 (2,95 µg/g) e na junção Água Branca/Limoeiro (2,36 µg/g), todos observados na campanha de outubro. Os demais valores não chegam a atingir 1 µg/g.

Entre os pontos da represa do Lobo, as maiores concentrações de fósforo total foram geralmente maiores no R1, no deságue do rio Itaqueri, seguido do R3, ponto central da represa, e menores no R2, na foz do ribeirão do Lobo, padrão diferente do observado na análise de nitrogênio orgânico total no sedimento. É provável que o R1 receba maior contribuição dos efluentes domésticos de Itirapina através do rio Itaqueri, para o qual afluem as águas do AB/L2. Neste ponto, logo a jusante dos despejos dos efluentes, são notados níveis de fósforo total no sedimento também maiores do que na maioria dos rios e córregos.

Os maiores valores constatados nos pontos da represa em comparação com os sistemas lóticos, à semelhança do ocorrido no caso do nitrogênio orgânico total, podem ser reflexo da maior presença de frações granulométricas finas e até de matéria orgânica nos sedimentos da represa, as quais contribuem para a maior adsorção de poluentes e nutrientes.

A maior eutrofização observada na represa em comparação com a maioria dos rios e córregos (item 5.3.8) é também influenciada por seus sedimentos. Conforme Brigante e Espíndola (2003), a liberação e a adsorção de nutrientes e de matéria orgânica entre os sedimentos e a coluna d'água são processos dinâmicos; caso as concentrações atinjam

níveis suficientemente elevados, a produtividade aquática pode, então, permanecer também elevada, gerando uma eutrofização crônica na água.

Com relação às variações sazonais, tanto nos ambientes lóticos como nos lênticos, as maiores concentrações de fósforo total no sedimento foram observadas em outubro, assim como ocorreu com os teores de nitrogênio orgânico total.

Os valores de fósforo total obtidos nos sedimentos dos rios e córregos da bacia do Lobo no presente trabalho foram um pouco maiores que os encontrados por Andrade (2003) no trecho médio da bacia do rio Doce (MG), onde o autor verificou concentrações variando de 0,03 µg/g a 0,53 µg/g. Já Brigante e Espíndola (2003), estudando a bacia do rio Mogi-Guaçu (SP), e Novelli (2005), em pesquisa na bacia do rio Monjolinho (São Carlos – SP), encontraram valores muito superiores aos do presente estudo, variando de 90 µg/g a 960 µg/g e de 16,85 µg/g a 998,70 µg/g, respectivamente.

5.5.5 Metais biodisponíveis

Os sedimentos possuem capacidade de acumular compostos orgânicos, como inseticidas e herbicidas, ou inorgânicos, como os metais, o que faz desse compartimento um dos mais importantes nos estudos de contaminação dos ecossistemas aquáticos (ESTEVES, 1988).

Os metais, ou elementos-traço, como também são chamados, são capazes de ligar-se a outras substâncias presentes nos sedimentos, como a matéria orgânica, formando compostos muito estáveis que se acumulam com o passar do tempo. Assim, as concentrações de alguns metais nos sedimentos podem elevar-se até mesmo a níveis superiores aos observados na crosta terrestre, podendo ser liberados para a coluna d'água de modo crônico mesmo após décadas de acúmulo (ESTEVES, 1988; FÖRSTNER; WITTMANN, 1979 apud BRIGANTE; ESPÍNDOLA, 2003).

Algumas fontes naturais de elementos-traço para os sedimentos são o intemperismo de rochas, lixiviação de solos e entrada de minerais (ESTEVES, op. cit.); já as principais fontes antrópicas são atividades industriais e escoamento urbano e agrícola (LLOYD, 1992 apud CAMPAGNA, 2005).

No presente trabalho, foram analisadas as concentrações de metais biodisponíveis, isto é, apenas da fração dos metais com potencial de mobilidade, pronta para interagir com a biota aquática na coluna d'água (BRIGANTE; ESPÍNDOLA, 2003).

Vários fatores podem interferir na biodisponibilidade dos metais. Dentre os de natureza física, podem-se citar temperatura, fase de associação, adsorção e regime

deposicional; entre os fatores químicos, equilíbrio termodinâmico, cinética de complexação e solubilidade em lipídios; e, como fatores biológicos, interações tróficas, adaptações fisiológicas ou bioquímicas, microhabitats, tamanho e idade dos organismos e características da espécie (NEWMAN; JAGOE, 1994 apud CAMPAGNA, 2005).

a) Cádmio

O cádmio biodisponível somente foi detectado nos meses de abril e julho e, ainda assim, em poucas estações amostrais (I1, L1, AB/L2, PU, R1, R2 e R3). A maior concentração foi observada no ponto 3 da represa do Lobo na campanha de abril (1,025 mg/kg). Esses resultados podem ser vistos no gráfico 38.

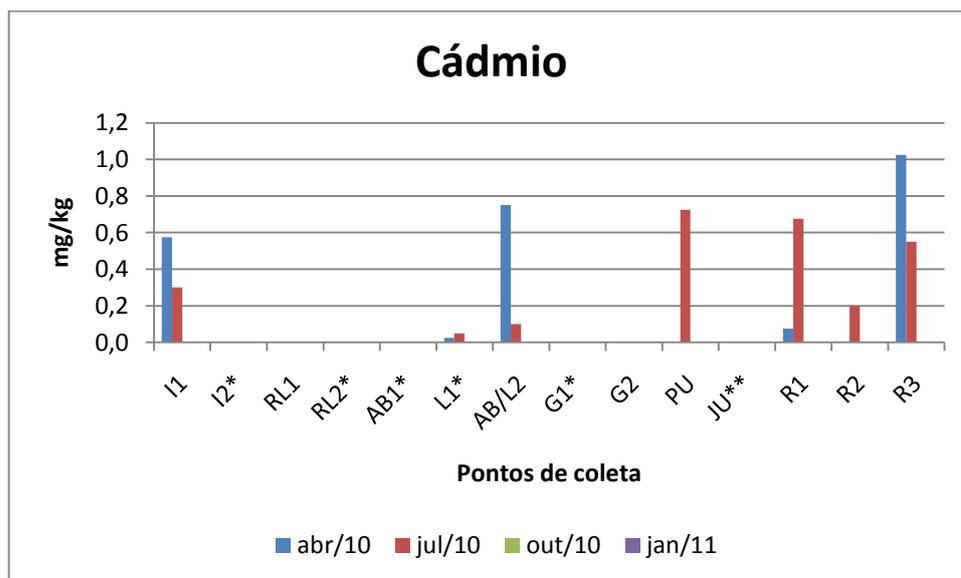


Gráfico 38 – Variação espacial e temporal das concentrações de cádmio biodisponível nas amostras de sedimento (*Amostra não coletada em janeiro/2011 e**Amostra com ausência de valor em julho/2010 e não coletada em outubro/2010 e em janeiro/2011)

Segundo Förstner e Wittmann (1983 apud BRIGANTE; ESPÍNDOLA, 2003), a concentração de cádmio total de 0,2 mg/kg é comumente encontrada em sedimentos de regiões não impactadas. No presente trabalho, somente a fração biodisponível do cádmio já ultrapassou esse valor em cinco pontos na bacia do Lobo (AB/L2 em abril, PU e R1 em julho e I1 e R3 nesses dois períodos). Até mesmo quando as concentrações obtidas nesses pontos são comparadas a outras bacias em que os estudos identificaram sinais de poluição antrópica, pode-se notar que os sedimentos da bacia do Lobo, ao menos em abril e julho de

2010, apresentaram níveis de cádmio bem preocupantes, como pode ser visto no quadro 16.

Autor	Local	Concentrações de cádmio (mg/kg)
Costa (2001)	Médio Tietê Superior – SP – e tributários	até 0,013
Andrade (2003)	Rio Doce - MG (trecho médio)	não detectado
Brigante e Espíndola (2003)	Rio Mogi-Guaçu - SP e MG	até 0,8
Novelli (2005)	Rio Monjolinho - SP	até 0,136
Presente estudo	Itaqueri/Lobo (rios e represa)	até 1,025

Quadro 16 – Comparação entre concentrações de cádmio biodisponível em amostras de sedimento em diferentes trabalhos

b) Chumbo

Inicialmente, percebe-se que as concentrações de chumbo biodisponível nos sedimentos da bacia do Lobo foram maiores nos pontos da represa em comparação com os rios e córregos. Os maiores valores do estudo foram encontrados no R3 (24,75 mg/kg), no R1 (17,75 mg/kg) e no R2 (17,75 mg/kg), todos na campanha de abril. Entre os pontos em ambientes lóticos, foi observado valor de pico no córrego do Limoeiro em abril (14,75 mg/kg).

Quanto à variação temporal, pode-se dizer que as maiores concentrações foram constatadas no mês de abril, seguido de julho, com valores pouco mais baixos. Em outubro, ocorre uma forte queda na maioria dos pontos e, em janeiro, somente no ponto R3 o chumbo biodisponível foi detectado. Dessa forma, as concentrações do metal diminuíram ao longo do período estudado. O gráfico 39 ilustra esses resultados.

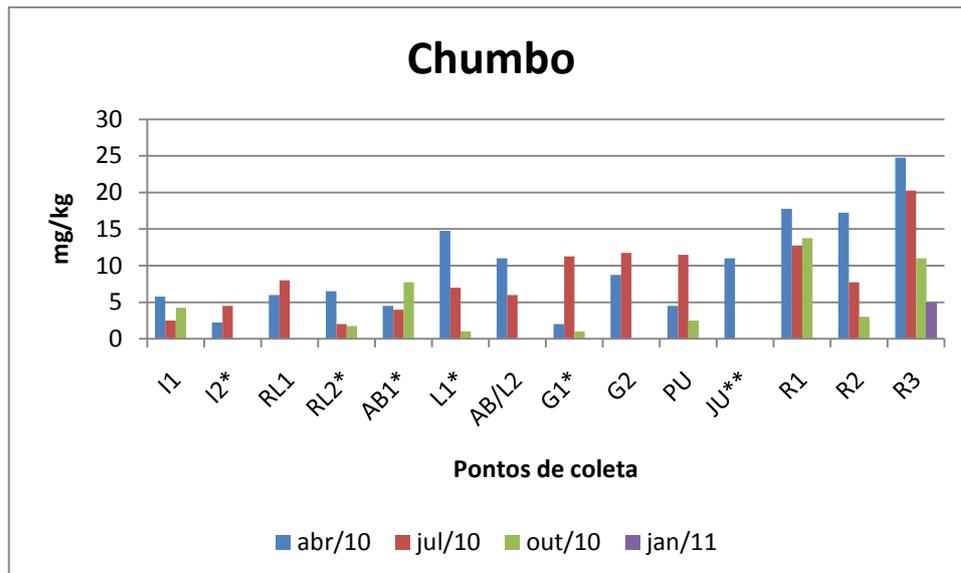


Gráfico 39 – Variação espacial e temporal das concentrações de chumbo biodisponível nas amostras de sedimento (*Amostra não coletada em janeiro/2011 e **Amostra com ausência de valor em julho/2010 e não coletada em outubro/2010 e em janeiro/2011)

A comparação dos valores obtidos no presente trabalho com os encontrados em outras bacias hidrográficas mostra que os sedimentos da bacia do Lobo, especialmente da represa, apresentam níveis de chumbo biodisponível mais altos. Esse é um fato preocupante principalmente tendo em vista que as bacias comparadas à bacia do Lobo, mostradas no quadro 17, são localizadas em regiões mais urbanizadas e industrializadas, ou seja, com mais fontes em potencial do metal.

Autor	Local	Concentrações de chumbo (mg/kg)
Costa (2001)	Médio Tietê Superior – SP – e tributários	até 0,130
Andrade (2003)	Rio Doce - MG (trecho médio)	0,064 a 0,444
Brigante e Espíndola (2003)	Rio Mogi-Guaçu - SP e MG	2,2 a 4,3
Presente estudo	Itaqueri/Lobo (rios e represa)	até 24,75

Quadro 17 – Comparação entre concentrações de chumbo biodisponível em amostras de sedimento em diferentes trabalhos

c) Cobalto

Novamente, houve a divisão rios/represa quanto às concentrações de cobalto biodisponível no sedimento. Apesar de, em outubro, os pontos Itaqueri 1 e Água Branca 1 terem apresentado valores significativamente altos (7,675 e 2,700 mg/kg, respectivamente), em nenhum outro ponto dos rios e córregos foi detectada a presença do metal em qualquer período, salvo o Lobo 1 em abril. Por outro lado, o cobalto foi observado no sedimento de todas as três estações amostrais localizadas na represa, onde foi atingido o maior valor do estudo no R3, em julho (7,850 mg/kg). Os resultados são mostrados no gráfico 40.

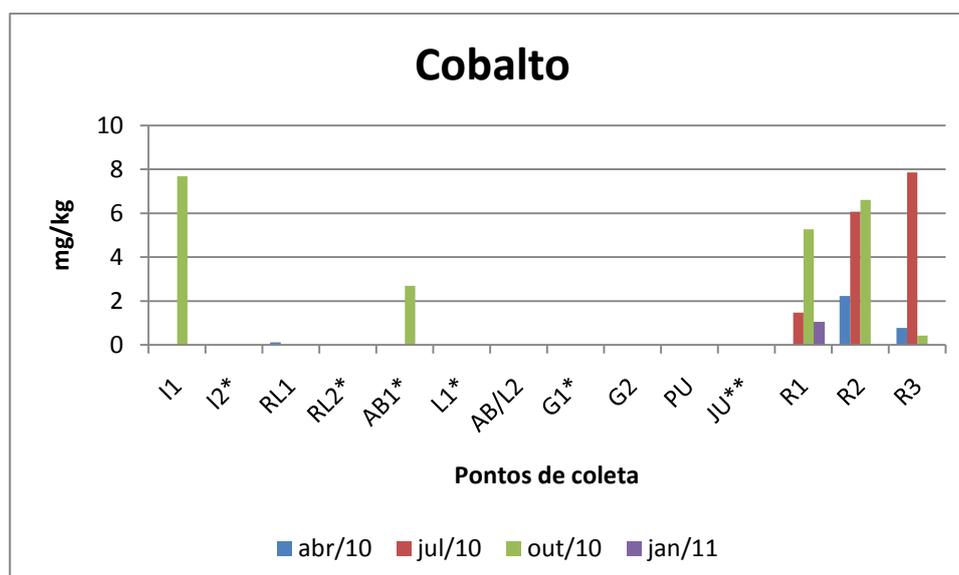


Gráfico 40 – Variação espacial e temporal das concentrações de cobalto biodisponível nas amostras de sedimento (*Amostra não coletada em janeiro/2011 e**Amostra com ausência de valor em julho/2010 e não coletada em outubro/2010 e em janeiro/2011)

Não foi possível notar variações sazonais bem definidas, somente o fato de o mês de outubro ter apresentado maiores valores na maioria dos pontos de coleta.

Comparando as concentrações de cobalto biodisponível no presente trabalho com as constatadas por Andrade (2003) no trecho médio da bacia do rio Doce (MG), observa-se que os valores nos pontos I1, AB1, R1, R2 e R3 da bacia do Lobo foram muito maiores, já que o estudo na bacia mineira forneceu uma variação de 0,002 a 0,114 mg/kg. Já as concentrações verificadas na bacia do rio Mogi-Guaçu por Brigante e Espíndola (2003) foram semelhantes às do presente estudo.

d) Cobre

Entre os pontos localizados nos rios e córregos da bacia do Lobo, os dos rios Itaqueri 1 e Água Branca apresentaram as maiores concentrações, ambas no mês de outubro (10,775 e 8,000 mg/kg, respectivamente), à semelhança do ocorrido na análise de cobalto biodisponível. Ainda como no caso do cobalto, as concentrações de cobre biodisponível no sedimento foram mais elevadas nos pontos da represa. O valor de pico foi notado no R2, em julho (17,875 mg/kg), porém, no geral, as concentrações foram maiores no R3. Variações sazonais não estão claramente definidas. Os resultados podem ser vistos no gráfico 41.

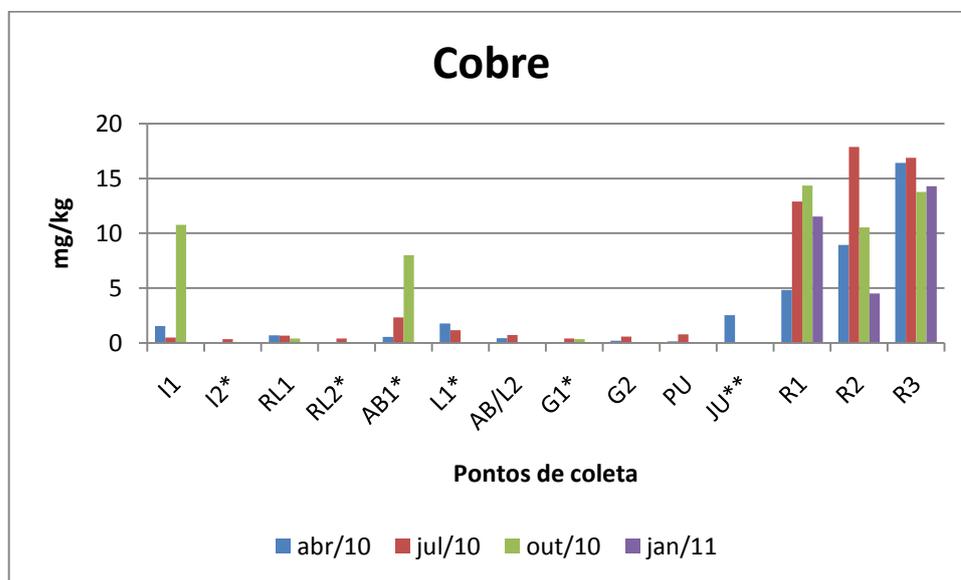


Gráfico 41 – Variação espacial e temporal das concentrações de cobre biodisponível nas amostras de sedimento (*Amostra não coletada em janeiro/2011**Amostra com ausência de valor em julho/2010 e não coletada em outubro/2010 e em janeiro/2011)

Para Förstner e Wittmann (1983) e Moore e Ramamoorthy (1984 apud BRIGANTE & ESPÍNDOLA, 2003), a concentração de 0,2 mg/kg de cobre total é observada em sedimentos de áreas naturais não impactadas. Porém, todos os pontos da bacia do Lobo apresentaram valores de metais biodisponíveis mais altos em algum período do estudo. Como a concentração de cobre total deve ser pelo menos igual à do biodisponível, pode-se dizer que os sedimentos da bacia estão contaminados com esse metal.

Os valores encontrados no presente trabalho, mesmo considerando apenas os ambientes lóticos para efeito de comparação, foram, em geral, maiores que os obtidos por Costa (2001) e por Andrade (2003) nas bacias do Médio Tietê Superior (SP) e do rio Doce (MG). Já os valores obtidos por Brigante e Espíndola (2003) na bacia do rio Mogi-Guaçu (SP) foram mais altos do que os do presente estudo, apesar de os maiores valores,

considerando-se a represa do Lobo, terem sido semelhantes. Já o estudo de Novelli (2005) na bacia do rio Monjolinho (SP), revelou concentrações do metal maiores ainda, como mostra o quadro 18.

Autor	Local	Concentrações de cobre (mg/kg)
Costa (2001)	Médio Tietê Superior – SP – e tributários	até 0,500
Andrade (2003)	Rio Doce - MG (trecho médio)	0,013 a 0,114
Brigante e Espíndola (2003)	Rio Mogi-Guaçu - SP e MG	0,2 a 17,4
Novelli (2005)	Rio Monjolinho - SP	0,258 a 27,719
Presente estudo	Itaqueri/Lobo (rios e represa)	até 17,875

Quadro 18 – Comparação entre concentrações de cobre biodisponível em amostras de sedimento em diferentes trabalhos

e) Cromo

Como pode ser notado no gráfico 42, a fração biodisponível do cromo só foi detectada nos sedimentos da bacia do Lobo nos meses de abril e julho. O maior valor do estudo foi encontrado no ponto Represa 2, em abril (5,350 mg/kg). Neste mês, a presença do metal foi constatada em todos os pontos de coleta, à exceção do Itaqueri 1 e do Lobo 1, e as concentrações mais altas foram obtidas nos pontos da represa. Já na campanha de julho, somente no rio Jacaré-Guaçu não houve detecção de cromo biodisponível no sedimento, e os valores verificados nos rios e córregos foram mais semelhantes aos da represa, onde os níveis do metal foram mais baixos em relação a abril. No período seco, a maior concentração ocorreu no ponto Água Branca 1 (5,175mg/kg).

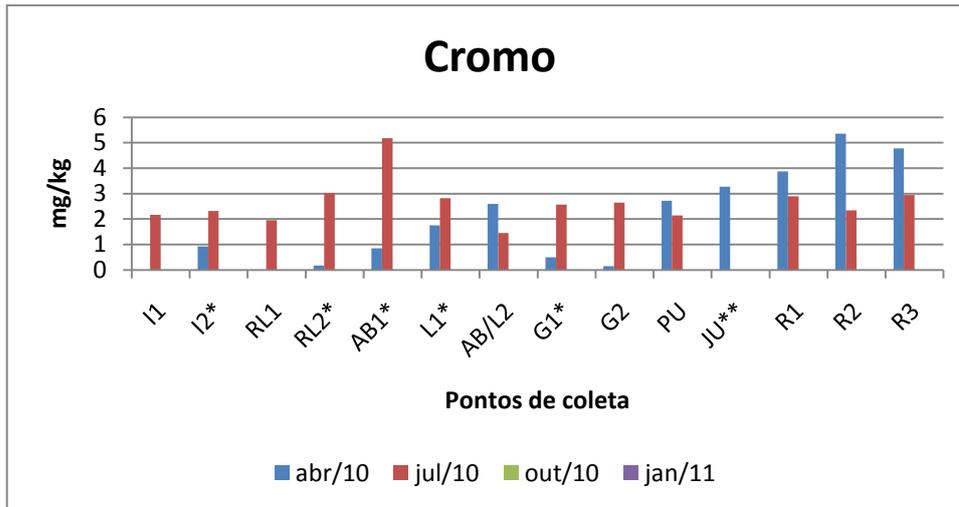


Gráfico 42 – Variação espacial e temporal das concentrações de cromo biodisponível nas amostras de sedimento (*Amostra não coletada em janeiro/2011 e **Amostra com ausência de valor em julho/2010 e não coletada em outubro/2010 e em janeiro/2011)

Os níveis de cromo total nos sedimentos de regiões não impactadas chegam a 0,3 mg/kg (FORSTNER; WITTMANN, 1983; MOORE; RAMAMOORTHY, 1984 apud BRIGANTE; ESPÍNDOLA, 2003). As concentrações da fração biodisponível desse metal obtidas no presente trabalho nas campanhas de abril e julho já são, nos sedimentos da maioria das estações de coleta, mais elevadas que 0,3 mg/kg, indicando uma situação preocupante na bacia do Lobo.

Comparando-se o presente trabalho com os estudos na bacia do Médio Tietê Superior (SP) (COSTA, 2001) e na bacia do rio Doce (MG) (ANDRADE, 2003), nota-se que os sedimentos da bacia do Lobo apresentaram mais altos teores de cromo biodisponível. Já as pesquisas desenvolvidas por Brigante e Espíndola (2003) na bacia do rio Mogi-Guaçu (SP e MG) e por Novelli (2005) na bacia do rio Monjolinho (SP) demonstraram níveis do metal no sedimento mais altos que os encontrados no presente estudo. Vale lembrar que essas comparações para o metal cobre biodisponível no sedimento seguiram esse mesmo padrão. Os valores para a comparação estão listados no quadro 19.

Autor	Local	Concentrações de cromo (mg/kg)
Costa (2001)	Médio Tietê Superior – SP – e tributários	até 0,221
Andrade (2003)	Rio Doce - MG (trecho médio)	até 0,214
Brigante e Espíndola (2003)	Rio Mogi-Guaçu - SP e MG	até 9,8
Novelli (2005)	Rio Monjolinho - SP	até 33,373
Presente estudo	Itaqueri/Lobo (rios e represa)	até 5,350

Quadro 19 – Comparação entre concentrações de cromo biodisponível em amostras de sedimento em diferentes trabalhos

f) Ferro

As concentrações de ferro biodisponível nos sedimentos da bacia do Lobo seguiram o mesmo padrão de variação espacial verificado nas análises do cobalto e do cobre. Assim, há divisão entre os ambientes lóticos e lênticos da bacia. Para os rios e córregos, as maiores concentrações foram notadas nos pontos Itaqueri 1 e Água Branca na campanha de outubro (2065,22 e 1859,20 mg/kg, respectivamente). Na represa, foram constatados os maiores valores do estudo; notaram-se picos no R3 em abril (2494,82 mg/kg) e em julho (2511,25 mg/kg). No período seco ocorreram as mais altas concentrações de ferro biodisponível nos sedimentos da represa; já nos ambientes lóticos, as concentrações foram geralmente maiores no mês de outubro. O gráfico 43 mostra os resultados de ferro biodisponível nos sedimentos da bacia do Lobo.

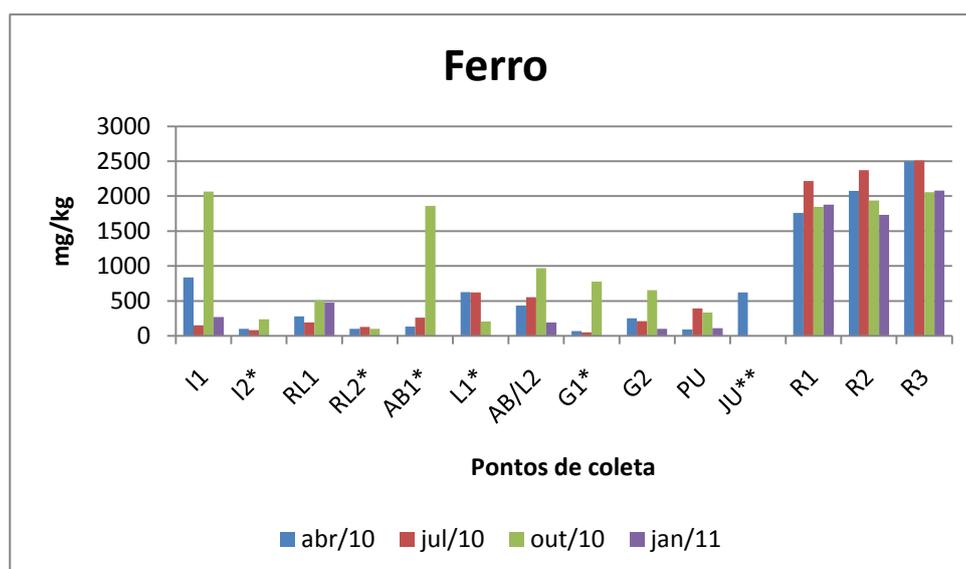


Gráfico 43 – Variação espacial e temporal das concentrações de ferro biodisponível nas amostras de sedimento (*Amostra não coletada em janeiro/2011 e **Amostra com ausência de valor em julho/2010 e não coletada em outubro/2010 e em janeiro/2011)

Novamente, os sedimentos da bacia do Lobo foram mais abundantes em ferro biodisponível que os da bacia do Médio Tietê Superior (COSTA, 2001) e que os da bacia do médio rio Doce (ANDRADE, 2003), mas apresentaram concentrações menores que as obtidas na bacia do rio Mogi-Guaçu (BRIGANTE; ESPÍNDOLA, 2003) e na bacia do rio Monjolinho (NOVELLI, 2005), como pode ser visto no quadro 20.

Autor	Local	Concentrações de ferro (mg/kg)
Costa (2001)	Médio Tietê Superior – SP – e tributários	0,498 a 114, 235
Andrade (2003)	Rio Doce - MG (trecho médio)	2,140 a 59,130
Brigante e Espíndola (2003)	Rio Mogi-Guaçu - SP e MG	200 a 31.325
Novelli (2005)	Rio Monjolinho - SP	até 191.960
Presente estudo	Itaqueri/Lobo (rios e represa)	49,52 a 2.511,25

Quadro 20 – Comparação entre concentrações de ferro biodisponível em amostras de sedimento em diferentes trabalhos

g) Magnésio

Os sedimentos na represa do Lobo apresentaram maiores concentrações de magnésio biodisponível que os coletados nos rios e córregos. Entre estes, novamente o ponto Itaqueri 1 apresentou o valor mais elevado, constatado no mês de outubro (104,60 mg/kg). Nos outros períodos de coleta, este ponto também obteve as concentrações mais altas, exceto em janeiro, quando no Lobo 1 foi verificado um valor ligeiramente mais alto. Na represa do Lobo, as concentrações mais altas de magnésio biodisponível foram observadas na campanha de julho, sendo o pico atingido no R1 (140,70 mg/kg). Em geral, os valores mais altos foram encontrados neste ponto; em seguida, no R3 e, por fim, no R2. Em média, as concentrações mais altas na bacia do Lobo foram notadas na coleta de julho, e as mais baixas, em abril. Os resultados podem ser vistos no gráfico 44.

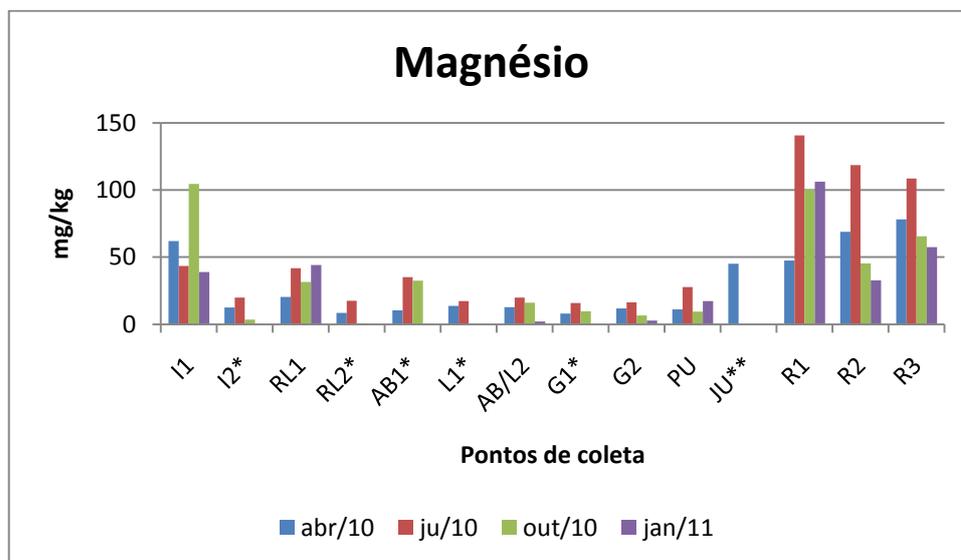


Gráfico 44 – Variação espacial e temporal das concentrações de magnésio biodisponível nas amostras de sedimento (*Amostra não coletada em janeiro/2011 e **Amostra com ausência de valor em julho/2010 e não coletada em outubro/2010 e em janeiro/2011)

Em comparação com os valores obtidos por Brigante e Espíndola (2003) na bacia do rio Mogi-Guaçu, as concentrações nos rios e córregos da bacia do Lobo observadas no presente estudo estão razoavelmente baixas. Os autores citados encontraram uma variação de 4 a 180 mg/kg nos sedimentos do rio Mogi-Guaçu e de alguns tributários. Este maior valor, aliás, está acima até mesmo das concentrações obtidas na represa do Lobo no presente trabalho.

h) Manganês

As análises de manganês biodisponível nos sedimentos na bacia do Lobo mostram uma repetição do padrão observado para outros metais (cobalto, cobre e ferro). Há uma diferença, porém, no caso do manganês: a maior concentração do elemento não ocorreu na represa, mas sim no ponto Itaqueri 1 (631,07 mg/kg), em outubro. Nota-se que este valor está consideravelmente acima dos obtidos nos demais pontos e, mesmo para o I1, o teor de manganês foi extremamente elevado em outubro se comparado aos outros meses de coleta.

Desconsiderando essa anomalia, a mais elevada concentração entre os ambientes lóticos foi observada no córrego Água Branca em outubro (154,17 mg/kg). Assim, os pontos da represa apresentaram, em geral, valores mais altos que os rios e córregos. No R3 as concentrações foram maiores que nas outras duas estações de coleta, com destaque para a campanha de julho, quando foi constatada a mais alta concentração no ponto (280,25 mg/kg).

As variações sazonais na bacia do Lobo não estiveram bem definidas, como pode ser visto no gráfico 45.

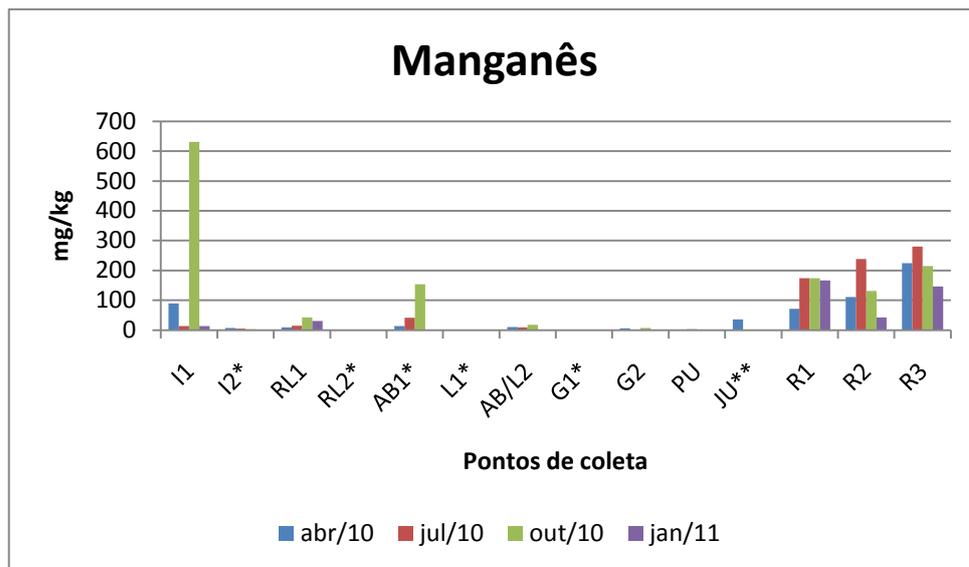


Gráfico 45 – Variação espacial e temporal das concentrações de manganês biodisponível nas amostras de sedimento (*Amostra não coletada em janeiro/2011 e **Amostra com ausência de valor em julho/2010 e não coletada em outubro/2010 e em janeiro/2011)

Percebe-se que as concentrações de manganês biodisponível nos sedimentos da bacia do Lobo foram mais elevadas que nas bacias do Médio Tietê Superior (SP) e do rio Doce (MG), estudadas por Costa (2001) e Andrade (2003), respectivamente. Já os valores encontrados por Brigante e Espíndola (2003), na bacia do rio Mogi-Guaçu (SP e MG), e por Novelli (2003), na bacia do rio Monjolinho (SP), foram bem mais altas que as concentrações obtidas no presente estudo nos sedimentos da bacia do Lobo, como pode ser constatado no quadro 21.

Autor	Local	Concentrações de manganês (mg/kg)
Costa (2001)	Médio Tietê Superior – SP – e tributários	0,007 a 28,795
Andrade (2003)	Rio Doce - MG (trecho médio)	0,560 a 20,338
Brigante e Espíndola (2003)	Rio Mogi-Guaçu - SP e MG	1,1 a 2.028,5
Novelli (2005)	Rio Monjolinho - SP	até 2.470
Presente estudo	Itaqueri/Lobo (rios e represa)	até 631,07

Quadro 21 – Comparação entre concentrações de manganês biodisponível em amostras de sedimento em diferentes trabalhos

i) Níquel

Mais uma vez, é notada a diferença entre as concentrações nos sedimentos de ambientes lênticos e lóticos. Entre estes últimos, verifica-se valor mais elevado no Itaqueri 1 em outubro (2,250 mg/kg) e, na represa do Lobo, foram observadas concentrações mais altas e bem próximas uma da outra no R1, em outubro, no R2, em julho, e no R3, em abril (4,550, 4,575 e 4,500 mg/kg, respectivamente). Não foi possível notar um padrão bem definido de variação sazonal para as concentrações de níquel biodisponível.

Os resultados são ilustrados no gráfico 46.

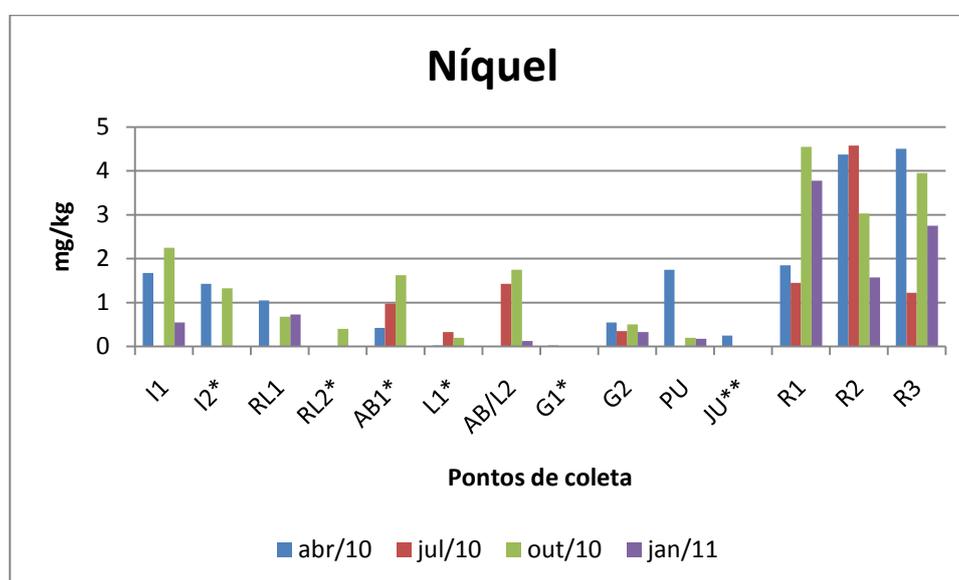


Gráfico 46 – Variação espacial e temporal das concentrações de níquel biodisponível nas amostras de sedimento (*Amostra não coletada em janeiro/2011; **Amostra com ausência de valor em julho/2010 e não coletada em outubro/2010 e em janeiro/2011)

Para Förstner e Wittmann (1983) e Moore e Ramamoorthy (1984 apud BRIGANTE; ESPÍNDOLA, 2003), concentrações de níquel total de 0,2 a 5 mg/kg são comuns em regiões naturais não impactadas. Os maiores valores de níquel biodisponível nos sedimentos da represa do Lobo encontram-se bem próximos a 5 mg/kg e, considerando que as concentrações de metais totais deva ser maior que as de suas frações biodisponíveis, é muito provável que os valores de níquel total na bacia, principalmente na represa do Lobo, acusem uma situação de impacto ambiental.

A comparação com as bacias do médio rio Doce (MG) e do rio Mogi-Guaçu (SP e MG), nos estudos de Andrade (2003) e Brigante Espíndola (2003), respectivamente, também indicam que a bacia do Lobo não está em condições satisfatórias quanto às

concentrações de níquel biodisponível. Enquanto na bacia do rio Doce o valor máximo encontrado foi de 0,351 mg/kg, a fração biodisponível do metal nem foi detectada no rio Mogi-Guaçu e tributários.

j) Zinco

O padrão de variação espacial das concentrações de zinco segue os observados para os metais cobalto, cobre ferro e manganês. Entre os rios e córregos, valores mais elevados foram notados no Itaqueri 1 (13,173 mg/kg) e no córrego Água Branca (11,420 mg/kg), ambos em outubro. Concentrações mais baixas foram ainda notadas nos pontos AB1, em julho, e AB/L2, em julho e outubro. Além destas estações amostrais, nenhuma outra em ambientes lóticos apresentou níveis detectáveis do metal. Na represa, por outro lado, foi constatada a presença do zinco biodisponível nos sedimentos dos três pontos em todos os períodos de coleta. As concentrações no R1, em outubro (64,260 mg/kg), e no R2, em julho (59,270 mg/kg), foram claramente as mais elevadas. Entre os ambientes lóticos, observou-se que os valores mais elevados foram obtidos em outubro de 2010.

O gráfico 47 mostra as concentrações de zinco biodisponível nos sedimentos da bacia do Lobo.

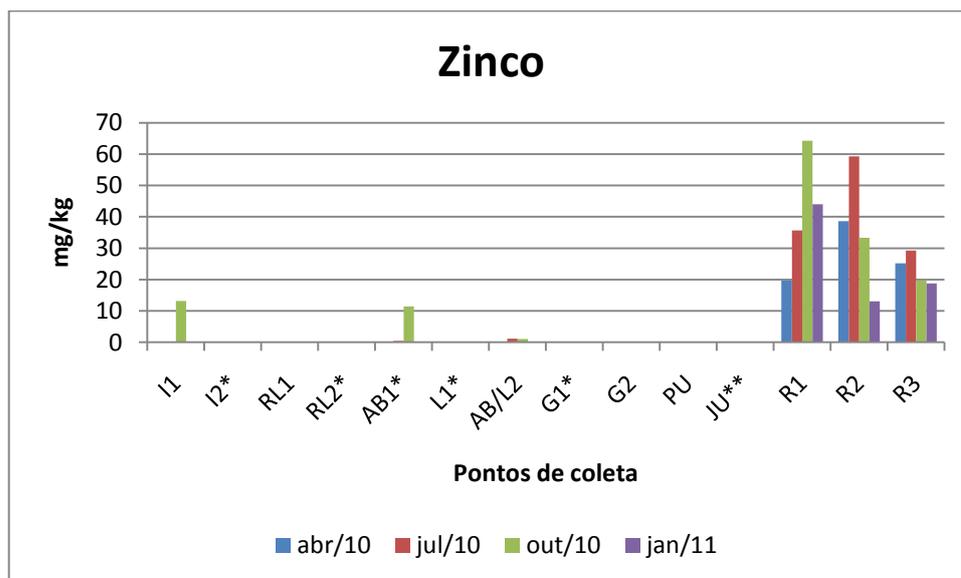


Gráfico 47 – Variação espacial e temporal das concentrações de zinco biodisponível nas amostras de sedimento (*Amostra não coletada em janeiro/2011 e **Amostra com ausência de valor em julho/2010 e não coletada em outubro/2010 e em janeiro/2011)

Segundo Förstner e Wittmann (1983) e Damiani (1987) (apud BRIGANTE; ESPÍNDOLA, 2003), concentrações de 47 mg/kg a 50 mg/kg de zinco total são usuais em sedimentos de regiões naturais não impactadas. No entanto, os dois maiores valores encontrados no presente estudo, em que foi quantificada apenas a fração biodisponível do metal, já foram mais altos que o limite máximo definido pelos autores citados.

Os valores encontrados no presente estudo foram comparados com os de outras bacias hidrográficas, como consta no quadro 22. As concentrações mais elevadas na represa do Lobo foram inferiores somente às obtidas por Novelli (2005) na bacia do rio Monjolinho (São Carlos – SP).

Autor	Local	Concentrações de zinco (mg/kg)
Costa (2001)	Médio Tietê Superior – SP – e tributários	0,002 a 2,000
Andrade (2003)	Rio Doce - MG (trecho médio)	0,023 a 0,771
Brigante e Espíndola (2003)	Rio Mogi-Guaçu - SP e MG	0,52 a 37,8
Novelli (2005)	Rio Monjolinho - SP	até 1.328
Presente estudo	Itaqueri/Lobo (rios e represa)	até 64,260

Quadro 22 – Comparação entre concentrações de zinco biodisponível em amostras de sedimento em diferentes trabalhos

5.5.5.1 Avaliação dos metais biodisponíveis no sedimento

Para todos os metais biodisponíveis estudados, talvez à exceção do cromo somente, foi observada uma diferença significativa entre as concentrações nos sedimentos dos ambientes lóticos e dos lênticos. Nestes últimos, foram verificados valores bem maiores, o que pode ser reflexo da maior participação das frações finas (argila e silte) em seus sedimentos, dos teores mais altos de matéria orgânica e também da ausência de turbulência, fornecendo tempo de residência suficiente para que os metais, ou os materiais em suspensão aos quais eventualmente estão ligados, sedimentem com maior facilidade. Assim, os sedimentos da represa do Lobo se configuram como uma reserva em potencial de metais potencialmente disponíveis para interagir com a biota aquática.

Nos ambientes lóticos, foram elevados os níveis de metais biodisponíveis nos sedimentos dos pontos Itaqueri 1 e Água Branca 1 no mês de outubro. Este padrão foi verificado para sete metais analisados (Co, Cu, Fe, Mg, Mn, Ni e Zn) dentre os dez, o que pode ser indício tanto de que houve maior aporte desses metais para ambos os pontos entre julho e outubro, como pode indicar que algum fator ambiental foi alterado de maneira natural

ou antrópica, de forma que culminou na biodisponibilização dos metais nesses locais durante o período.

Entre os metais biodisponíveis analisados, percebe-se que o ferro atingiu as mais elevadas concentrações, à semelhança do ocorrido na análise de metais na água. O segundo metal mais abundante nos sedimentos foi o manganês. Esteves (1988) afirma que estes dois elementos são muito presentes na superfície da Terra e, por isso, estão presentes em todos os corpos d'água.

A resolução CONAMA 357/05 não estabelece limites máximos para as concentrações de metais biodisponíveis no sedimento. Os níveis desses metais na bacia do Lobo podem ser comparados com os valores máximos de cádmio, chumbo, cobre, cromo e zinco, estabelecidos pelo "Canadian Sediment Quality Guidelines for the Protection of the Aquatic Life (2002)", para que não sejam provocados efeitos adversos aos organismos aquáticos, conforme a tabela 11, lembrando que os valores estabelecidos para a PELs também são valores de metais totais, a exemplo da resolução CONAMA 344/04.

Tabela 11 – PELs (Probable Effect Levels) de alguns metais segundo o "Canadian Sediment Quality Guidelines for the Protection of the Aquatic Life (2002)"

Substância	Cádmio	Chumbo	Cobre	Cromo	Zinco
PEL*	3,5 mg/kg	91,3 mg/kg	197 mg/kg	90,0 mg/kg	315 mg/kg

* Concentração acima da qual frequentemente são esperados efeitos adversos aos organismos

Nessa comparação, mesmo os pontos da represa do Lobo, onde foram constatados as maiores concentrações biodisponíveis desses metais, não atingiram níveis suficientes para causar efeitos adversos sobre a vida aquática. Contudo, a comparação com os valores obtidos nas bacias do Médio Tietê Superior (SP) (COSTA, 2001), do rio Doce (MG) (ANDRADE, 2003), do rio Mogi-Guaçu (SP e MG) (BRIGANTE; ESPÍNDOLA, 2003) e do rio Monjolinho (SP) (NOVELLI, 2005) revelaram uma situação preocupante quanto à contaminação dos sedimentos da bacia do Lobo por metais pesados.

As quatro bacias utilizadas para comparação situam-se em regiões mais populosas e mais urbanizadas e contam com avançados polos industriais, como já foi detalhado anteriormente (sub-item 5.3.12.1). Ainda assim, as concentrações de metais biodisponíveis obtidas por Costa (2001) e por Andrade (2003) foram inferiores às detectadas nos sedimentos da bacia do Lobo. Para alguns desses metais, como cádmio, chumbo e níquel, metais citados por Esteves (1988) como sem função biológica conhecida e geralmente tóxicos a grande parte da biota aquática, as concentrações na bacia do Lobo superaram todas as observadas nas bacias hidrográficas tomadas para comparação.

Vale ressaltar que as prováveis causas de níveis elevados de metais no sedimento é o escoamento de fertilizantes e corretivos utilizados nos solos das atividades agrícolas

locais (conforme detalhado no item da avaliação dos metais na água – 7.2.12.1), uma vez que essas atividades vêm se desenvolvendo de forma exponencial na região, interferindo significativamente na dinâmica local, quer seja social, econômica ou ambiental. Considerando esse novo padrão ocupacional, é de se esperar que os metais cheguem aos rios e, posteriormente à represa, justificando, desta forma, as diferenças entre sistemas lóticos e lênticos, uma vez que nos reservatórios o tempo de escoamento da água é maior (menor vazão e maior tempo de residência), possibilitando que os metais se depositem no sedimento, onde são acumulados ao longo do tempo, elevando suas concentrações e, dependendo das situação, interferindo na comunidade biótica.

5.6 ANÁLISES ESTATÍSTICAS COM AS VARIÁVEIS DO SEDIMENTO

Assim como no caso do compartimento água, foi realizada uma análise estatística inicial (PCA) utilizando-se os resultados das variáveis do sedimento de todos os períodos de coleta conjuntamente. Para esta PCA, o primeiro eixo explicou 37,94% da variabilidade dos dados limnológicos considerados, enquanto o segundo eixo explicou 20,52%, e o terceiro, 14,20% totalizando 72,66% de explicação dos dados (Anexo VI).

Através da análise de agrupamento foi possível constatar o efeito espacial sobre o conjunto dos dados, podendo observar a formação de 3 grupos distintos (coeficiente de correlação cofenética, “CCC”, igual a 0,8659), a um nível de corte de 0,60 na distância euclidiana média. O grupo I representa o conjunto de praticamente todos os pontos de coleta dos ambientes lóticos, enquanto o grupo III é formado, em sua maioria, pelas estações amostrais dos ambientes lênticos (represa). Há também a formação do grupo II, formado pelo Jacaré-Guaçu, na segunda coleta, mas vale lembrar que os metais biodisponíveis nos sedimentos deste ponto, para a segunda coleta, não foram quantificados por razões anteriormente explicadas.

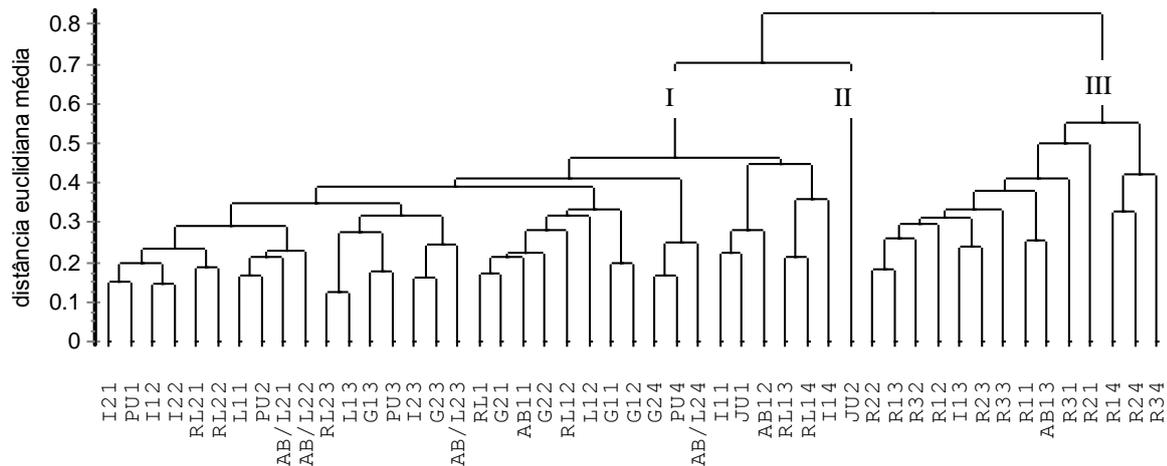


Gráfico 48 – Dendrograma obtido a partir da Análise de Componentes Principais (PCA), para os sedimentos da bacia do Lobo, para o conjunto de todos os períodos de coleta (CCC = 0,8659) (o número após a identificação da estação de coleta indica o período de coleta, sendo 1: abril/10; 2: julho/10; 3: outubro/10; e 4: janeiro/11)

Novamente, optou-se por analisar separadamente cada período de coleta, de forma a verificar quais foram as variáveis mais importantes para os sistemas em estudo em cada período, bem como identificar as diferenças espaciais.

5.6.1 Período intermediário (abril/2010)

Na PCA da coleta de abril de 2010, pode-se verificar um porcentual total de variância de 76,19%, considerando-se três eixos, sendo que o primeiro explicou a maioria dos parâmetros (45,78%); o segundo eixo explicou 16,71% e o terceiro, 13,69%. No dendrograma a seguir, foram identificados dois grupos ao nível de corte de 0,70 na distância euclidiana média, de forma que o grupo I foi formado por todos os pontos de coleta dos rios e córregos (ambientes lóticos), e o grupo II, pelos pontos da represa (ambientes lênticos). As variáveis que melhor explicaram os agrupamentos ocorridos (vide anexo VI) foram o cobre, o fósforo total e a areia fina, variáveis que, conforme visto anteriormente, apresentaram valores bem distintos entre os sistemas lóticos e a represa.

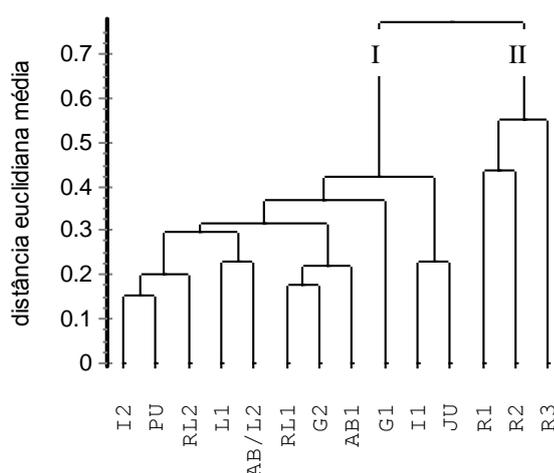


Gráfico 49 – Dendrograma da PCA para os sedimentos da bacia do Lobo em abril/2010 (CCC = 0,8904)

5.6.2 Período seco (julho/2010)

Para a coleta de julho de 2010, pode-se verificar, na PCA correspondente, um percentual total de variância de 74,76%, considerando-se três eixos, sendo que o primeiro explicou a maioria dos parâmetros (45,15%); o segundo eixo explicou 15,43% e o terceiro, 14,18%. No dendrograma a seguir, foram identificados três grupos ao nível de corte de 0,60 na distância euclidiana média: o grupo I foi formado por praticamente todas as estações de coleta dos sistemas lóticos, à exceção somente do ponto do Jacaré-Guaçu, a jusante da represa, o qual ficou no grupo II; os pontos R1, R2 e R3, por sua vez, foram alocados no grupo III. Ressalta-se que os metais biodisponíveis nesse ponto para a coleta de julho não foram quantificados, o que provavelmente influenciou nessa formação de grupos.

Novamente foi verificada diferenciação entre os ambientes lóticos e lênticos. Como mostrado no anexo VI, o cobre, o silte, o zinco e o fósforo total foram as variáveis que melhor explicaram os agrupamentos ocorridos.

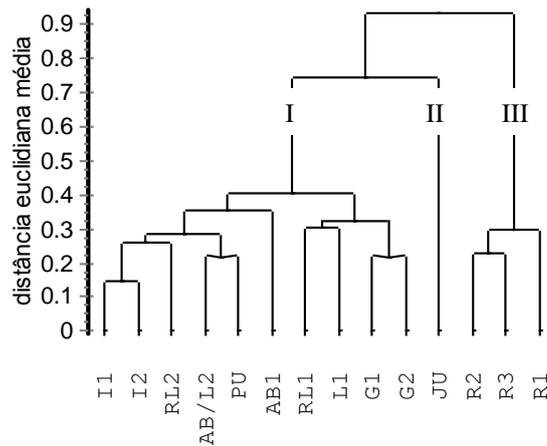


Gráfico 50 – Dendrograma da PCA para os sedimentos da bacia do Lobo em julho/2010 (CCC = 0,9260)

5.6.3 Período intermediário (outubro/2010)

Para a coleta de outubro de 2010, pode-se verificar, na PCA correspondente, um percentual total de variância de 83,58%, considerando-se três eixos, sendo que o primeiro explicou a maioria dos parâmetros (56,45%); o segundo eixo explicou 14,91% e o terceiro, 12,22%. No dendrograma mostrado a seguir, identificaram-se dois grupos ao nível de corte de 0,70 na distância euclidiana média: o primeiro, sendo formado por praticamente todos os pontos de coleta dos sistemas lóticos, exceto o I1 e o AB1, que ficaram no grupo II, junto com os pontos da represa. Esse fato ocorreu somente na coleta de outubro de 2010, quando os pontos I1 e AB1 apresentaram-se um pouco divergentes das demais estações de rios e córregos em relação a parâmetros como matéria orgânica, fósforo total, cobre e zinco, os quais melhor explicaram a diferenciação entre os grupos conforme o anexo VI.

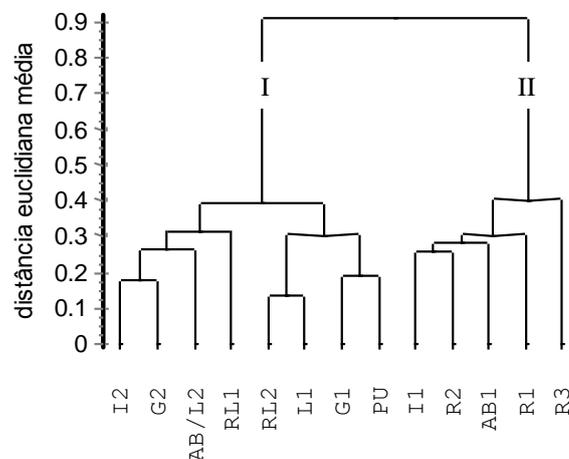


Gráfico 51 – Dendrograma da PCA para os sedimentos da bacia do Lobo em outubro/2010 (CCC = 0,9228)

5.6.4 Período chuvoso (janeiro/2011)

Na PCA da coleta de janeiro de 2011, o percentual de variância total obtido foi de 85,53%, considerando-se três eixos, sendo que o primeiro explicou a maior parte dos parâmetros (46,29%); o segundo eixo explicou 18,61% e o último, 13,56%. No dendograma a seguir, foram identificados, mais uma vez, dois grupos ao nível de corte de 0,70 na distância euclidiana média, sendo o grupo I formado pelas estações de ambientes lóticos e o grupo II, pelos pontos da represa. Conforme pode ser notado no anexo VI, o cobre, a matéria orgânica, o silte e a argila foram as variáveis de grande influência nos agrupamentos ocorridos. Como foi verificado anteriormente, esses parâmetros realmente diferenciaram os pontos da represa dos demais.

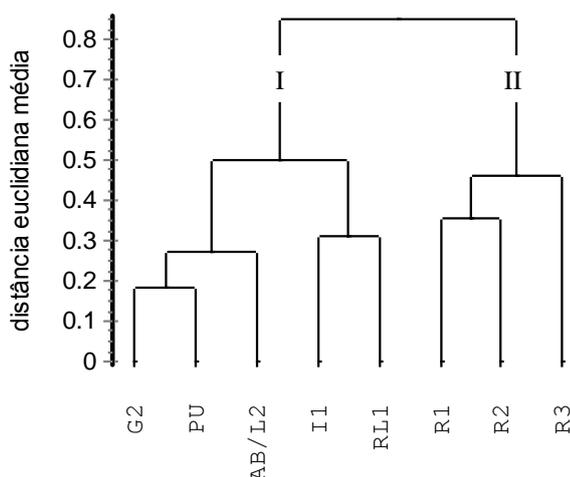


Gráfico 52 – Dendrograma da PCA para os sedimentos da bacia do Lobo em janeiro/2011 (CCC = 0,8583)

5.7. TESTES DE SENSIBILIDADE

Os testes ecotoxicológicos, como qualquer outro método de análise de toxicidade de águas superficiais e marinhas, substâncias químicas, efluentes líquidos e lixiviados de resíduos sólidos, podem apresentar variabilidade nos resultados obtidos. Esta pode ser atribuída a diversos fatores, como a habilidade dos técnicos na execução dos ensaios, a variações nas condições abióticas durante o período de ensaio e as mudanças intrínsecas na sensibilidade dos organismos-teste utilizados (ZAGATTO; BERTOLETTI, 2006).

Visando à diminuição dessa variabilidade e, conseqüentemente, ao aumento da confiabilidade dos testes ecotoxicológicos, são tomadas medidas voltadas para o controle das condições de ensaio e da qualidade dos organismos utilizados. Para a garantia da “saúde” destes organismos, foram feitos testes de sensibilidade com as substâncias de referência cloreto de potássio (KCl), para *D. similis*, e cloreto de sódio (NaCl), para *C. silvestrii*. Os resultados foram comparados com a carta-controlé da respectiva espécie.

5.7.1 *Daphnia similis*

Os resultados dos testes de sensibilidade estão apresentados no gráfico 53. Observa-se que o lote de *D. similis* estava adequado para a realização dos testes ecotoxicológicos, pois os valores de CE-50 obtidos no período em que estes foram feitos encontravam-se dentro dos limites da faixa de sensibilidade.

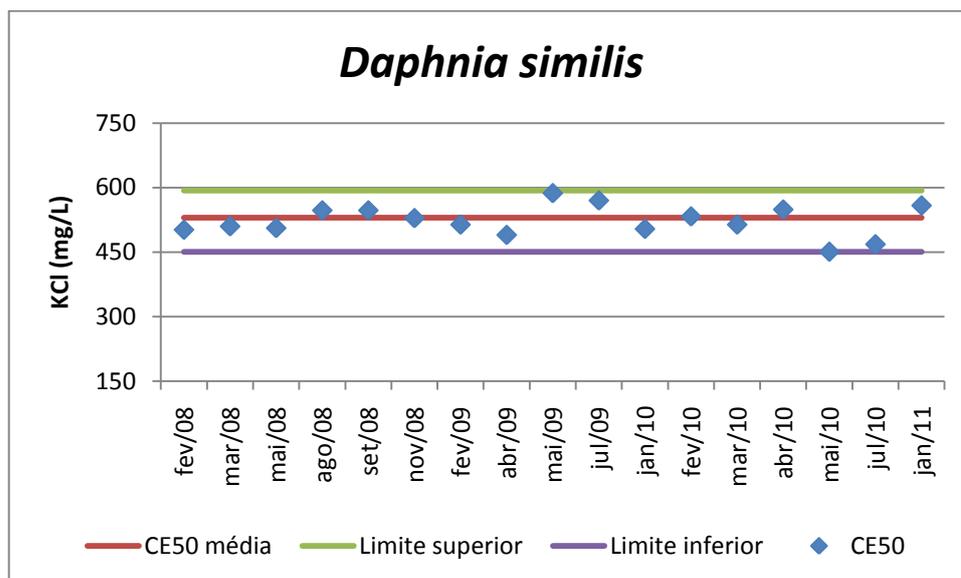


Gráfico 53 – Carta-controlé de sensibilidade de *Daphnia similis*

Tabela 12 – Resultados obtidos com os testes de sensibilidade para *D. similis*

Parâmetro	Valor
CE-50 Média	522,3 mg/L KCl
Desvio padrão	35,6 mg/L KCl
Limite inferior	451,1 mg/L KCl
Limite superior	593,4 mg/L KCl
Faixa de sensibilidade	451 a 593 mg/L KCl

5.7.2 *Ceriodaphnia silvestrii*

Os resultados dos testes de sensibilidade estão apresentados no gráfico 54. Pode-se notar que os lotes de *C. silvestrii* também se encontravam adequados para a realização dos testes ecotoxicológicos, uma vez que os valores de CE-50 obtidos no período em que estes foram feitos estavam dentro dos limites da faixa de sensibilidade.

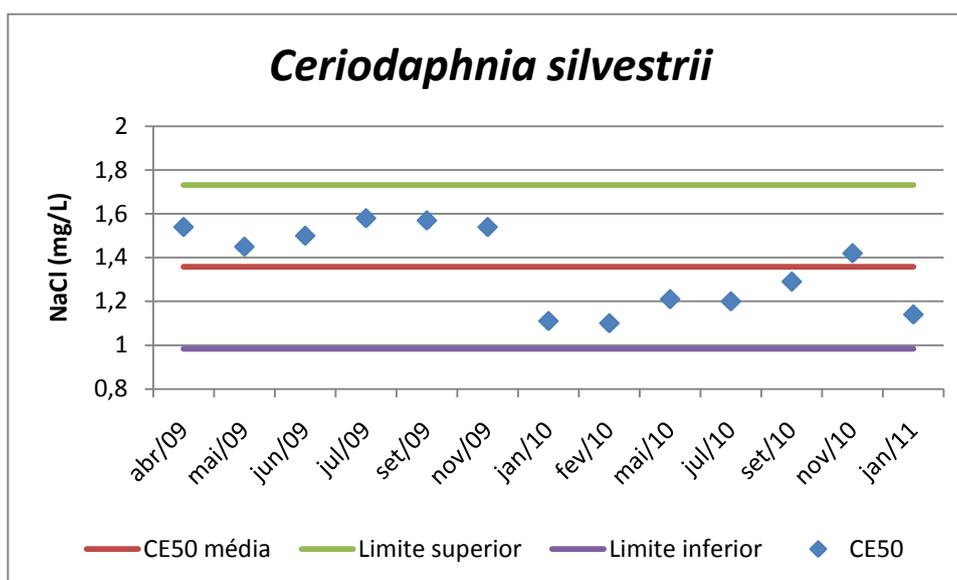


Gráfico 54 – Carta-control de sensibilidade de *Ceriodaphnia silvestrii*

Tabela 13– Resultados obtidos com os testes de sensibilidade para *C. silvestrii*

Parâmetro	Valor
CE-50 Média	1,36 mg/L NaCl
Desvio padrão	0,19 mg/L NaCl
Limite inferior	0,98 mg/L NaCl
Limite superior	1,73 mg/L NaCl
Faixa de sensibilidade	0,98 a 1,73 mg/L NaCl

5.8 TESTES DE ECOTOXICIDADE COM AMOSTRAS DE ÁGUA SUPERFICIAL

5.8.1 Ecotoxicidade aguda

Para se considerar que uma amostra produziu efeito agudo sobre os neonatos de *Daphnia similis*, é necessário que ela tenha causado imobilidade em 50% ou mais do total de organismos, ou apresentado diferenças estatisticamente significativas em relação ao controle, conforme a análise de Fisher (vide anexo A).

As amostras de águas naturais não deveriam apresentar toxicidade aguda, pois os poluentes que, em elevadas concentrações, podem provocar efeito deletério aos organismos em pouco tempo de exposição, geralmente encontram-se muito diluídos nesses ambientes.

Na Norma ABNT NBR 12713/2004, afirma-se que valores de oxigênio dissolvido inferiores a 1,0 mg/L e pH fora da faixa de 5,0 a 9,0 podem interferir no resultado do ensaio. Os valores de pH e de oxigênio dissolvido medidos nos testes ecotoxicológicos não alcançaram níveis críticos capazes de exercer influências sobre os resultados. As taxas de mortalidade nos controles de cada teste estavam dentro do limite máximo de 10%, conforme estabelecido pela Norma ABNT acima referida, ou seja, os resultados obtidos advém dos efeitos das próprias amostras e não de problemas nos cultivos e, conseqüentemente, nas interferências destes para a fisiologia dos organismos.

Com base nos resultados obtidos, verifica-se que as amostras de água coletadas nos pontos Itaqueri 2, Ribeirão do Lobo 2, Geraldo 2, córrego das Perdizes e rio Jacaré-Guaçu foram as produziram efeito agudo na campanha de abril.

Os valores de condutividade nesse período situaram-se entre 4,2 $\mu\text{S}/\text{cm}^2$ e 84,6 $\mu\text{S}/\text{cm}^2$. As medições de dureza seriam feitas após o fim da utilização das amostras de água em todos os testes (agudo e crônico) do período. Porém, as medidas não foram efetuadas, pois, devido a uma queda de energia, as amostras não permaneceram sob refrigeração, o que possivelmente alteraria os valores medidos. Ainda assim, pode-se fazer uma comparação com os valores de condutividade, que não foram muito altos. Se as amostras fossem constituídas de águas muito duras, os valores de condutividade também deveriam ser maiores.

No período seco, três amostras produziram efeito agudo nos testes ecotoxicológicos com neonatos de *D. similis*. São elas: as amostras dos pontos Limoeiro 1, Geraldo 1 e Perdizes.

Em relação à campanha de outubro, observa-se que os córregos do Limoeiro (L1) e do Geraldo – ponto 2 (G2) – apresentaram toxicidade aguda.

No mês de janeiro, devido à grande quantidade de chuva, quatro locais de coleta (ponto 2 do rio Itaqueri e do ribeirão do Lobo, córrego do Limoeiro e ponto 1 do córrego do Geraldo) tornaram-se inacessíveis, o que inviabilizou a coleta de água e sedimentos dos mesmos, conforme explicado no item Metodologia. Sendo assim, os respectivos testes de toxicidade aguda com água e sedimentos foram realizados apenas com os 10 pontos restantes. Nesse período foi verificada a toxicidade aguda em quatro das 10 amostras coletadas. São elas: ponto 2 do córrego do Geraldo (G2) e os três pontos localizados na represa do Lobo (R1, R2, e R3).

Os resultados dos testes encontram-se nos quadros 23, 24, 25 e 26.

Organismo-teste: <i>Daphnia similis</i>				Início do teste: 23/04/10		Final: 25/04/10				
Água de diluição: ASTM + SH. Lote 22/04				Tipo de Amostra: Água de superfície						
pH	OD (mg/L)	Condutividade ($\mu\text{S}/\text{cm}^2$)	Dureza (mg/L CaCO_3)	Data de coleta: 23/04/10						
Amostras	Organismos expostos	Imobilidade		Variáveis iniciais				Var.finais		Resultado
		total	%	pH	OD	Cond.	Dureza	pH	OD	
Controle	20	1	5	7,23	7,20	152,2	***	7,57	7,55	Aceito
I1	20	1	5	6,84	7,46	31,8	***	7,30	7,70	Não Tóxica
I2	20	7	35	6,35	7,21	18,6	***	7,10	7,78	Tóxica*
RL1	20	3	15	6,82	7,06	49,1	***	7,55	7,78	Não Tóxica
RL2	20	10	50	6,53	7,63	14,1	***	6,97	7,88	Tóxica**
AB1	20	1	5	6,58	6,31	31,8	***	7,27	7,76	Não Tóxica
L1	20	5	25	5,48	7,16	4,2	***	6,68	7,77	Não Tóxica
AB/L2	20	0	0	6,36	4,77	41,0	***	7,23	7,80	Não Tóxica
G1	20	5	25	5,66	7,46	5,2	***	6,83	7,84	Não Tóxica
G2	20	9	45	5,84	6,90	9,6	***	6,75	7,78	Tóxica*
PU	20	6	30	6,03	7,35	84,6	***	6,75	7,92	Tóxica*
JU	20	10	50	6,43	6,91	17,4	***	6,97	7,96	Tóxica**
R1	21	1	5	6,42	6,90	17,5	***	6,94	7,78	Não Tóxica
R2	20	2	10	6,35	7,25	13,3	***	6,96	7,77	Não Tóxica
R3	20	3	15	6,20	5,35	17,1	***	7,04	7,78	Não Tóxica
*: Diferença estatisticamente significativa (Prova Exata de Fisher) (vide anexo A)										
**: 50% ou mais de imobilidade na amostra										
***Ausência de dados										

Quadro 23 – Resultados obtidos no teste de ecotoxicidade aguda com amostras de água para o período intermediário (abril/2010)

Organismo-teste: <i>Daphnia similis</i>				Início do teste: 06/07/10		Final: 08/07/10				
Água de diluição: ASTM + SH. Lote 29/06				Tipo de Amostra: Água de superfície						
pH	OD (mg/L)	Condutividade ($\mu\text{S}/\text{cm}^2$)	Dureza (mg/L CaCO_3)	Data de coleta: 05/07/10						
Amostras	Organismos expostos	Imobilidade		Variáveis iniciais				Var.finais		Resultado
		total	%	pH	OD	Cond.	Dureza	pH	OD	
Controle	20	2	10	7,53	7,59	143,1	42	7,28	7,70	Aceito
I1	20	6	30	7,07	8,57	35,9	12	7,22	7,68	Não Tóxica
I2	20	3	15	6,35	8,40	12,8	6	6,88	7,76	Não Tóxica
RL1	21	4	19	7,04	7,66	43,5	19	7,34	7,73	Não Tóxica
RL2	20	6	30	6,11	7,77	8,0	2	6,71	7,54	Não Tóxica
AB1	20	5	25	6,85	7,58	32,8	8	7,14	7,50	Não Tóxica
L1	20	13	65	5,62	8,37	3,5	0	6,55	7,38	Tóxica**
AB/L2	20	4	20	6,58	7,19	47,6	4	7,12	7,33	Não Tóxica
G1	20	8	40	5,92	7,47	3,9	4	6,74	7,42	Tóxica*
G2	20	5	25	5,96	7,88	7,8	2	6,73	7,48	Não Tóxica
PU	20	11	55	6,11	7,88	3,7	4	6,63	7,46	Tóxica**
JU	20	4	20	6,54	7,75	14,2	3	6,88	7,50	Não Tóxica
R1	20	7	35	6,60	7,80	19,8	4	6,93	7,38	Não Tóxica
R2	20	5	25	6,48	7,88	12,2	4	6,85	7,44	Não Tóxica
R3	20	4	25	6,68	7,82	16,7	4	6,94	7,33	Não Tóxica
*: Diferença estatisticamente significativa (Prova Exata de Fisher) (vide anexo A)										
**: 50% ou mais de imobilidade na amostra										

Quadro 24 – Resultados obtidos no teste de ecotoxicidade aguda com amostras de água para o período seco (julho/2010)

Organismo-teste: <i>Daphnia similis</i>				Início do teste: 15/10/10		Final: 17/10/10				
Água de diluição: ASTM + SH. Lote 29/06				Tipo de Amostra: Água de superfície						
pH	OD (mg/L)	Condutividade ($\mu\text{S}/\text{cm}^2$)	Dureza (mg/L CaCO_3)	Data de coleta: 13/10/10						
Amostras	Organismos expostos	Imobilidade		Variáveis iniciais				Var.finais		Resultado
		total	%	pH	OD	Cond.	Dureza	pH	OD	
Controle	20	0	0	7,27	7,08	194,8	42	7,69	7,39	Aceito
I1	20	0	0	6,72	7,57	44,5	16	6,97	7,29	Não Tóxica
I2	20	2	10	6,24	7,94	13,7	6	7,50	7,32	Não Tóxica
RL1	20	0	0	6,97	7,82	53,2	22	7,72	7,29	Não Tóxica
RL2	20	3	15	5,97	7,96	6,4	3	6,91	7,30	Não Tóxica
AB1	20	2	10	6,98	7,85	38,7	10	7,44	7,31	Não Tóxica
L1	20	5	25	5,94	7,97	4,2	3	6,91	7,28	Tóxica*
AB/L2	20	3	15	6,82	7,58	57,8	8	7,49	7,33	Não Tóxica
G1	20	2	10	5,75	7,82	3,8	2	6,78	7,29	Não Tóxica
G2	20	5	25	6,06	7,97	8,2	4	6,82	7,28	Tóxica*
PU	20	0	0	6,15	7,84	5,2	2	6,84	7,29	Não Tóxica
JU	21	1	5	6,57	7,83	15,6	5	7,14	7,30	Não Tóxica
R1	20	1	5	6,56	7,72	24,5	4	7,19	7,29	Não Tóxica
R2	20	0	0	6,42	7,76	14,4	3	7,05	7,27	Não Tóxica
R3	20	3	15	6,62	7,68	18,7	4	7,08	7,27	Não Tóxica

*: Diferença estatisticamente significativa (Prova Exata de Fisher) (vide anexo A)

Quadro 25 – Resultados obtidos no teste de ecotoxicidade aguda com amostras de água para o período intermediário (outubro/2010)

Organismo-teste: <i>Daphnia similis</i>				Início do teste: 07/01/11		Final: 09/01/11				
Água de diluição: ASTM + SH. Lote 05/01				Tipo de Amostra: Água de superfície						
pH	OD (mg/L)	Condutividade ($\mu\text{S}/\text{cm}^2$)	Dureza (mg/L CaCO_3)	Datas de coleta: 06 e 07/01/11						
Amostras	Organismos expostos	Imobilidade		Variáveis iniciais				Var.finais		Resultado
		total	%	pH	OD	Cond.	Dureza	pH	OD	
Controle	20	0	0	7,38	7,12	153,8	48	7,62	7,13	Aceito
I1	20	2	10	6,62	7,52	24,9	18	7,13	7,66	Não Tóxica
RL1	20	0	0	6,75	7,66	29,6	14	7,30	7,70	Não Tóxica
AB1	20	1	5	6,73	7,51	25,5	12	7,23	7,70	Não Tóxica
AB/L2	21	2	10	6,41	7,20	26,4	10	7,09	7,73	Não Tóxica
G2	20	9	45	6,46	7,73	9,3	6	6,63	7,22	Tóxica*
PU	20	4	20	6,31	7,69	5,9	6	6,65	7,23	Não Tóxica
JU	21	4	20	6,82	7,77	16,9	6	6,81	7,09	Não Tóxica
R1	20	6	30	5,57	7,09	17,1	8	6,82	7,05	Tóxica*
R2	20	8	40	5,91	7,18	14,7	6	6,85	7,01	Tóxica*
R3	20	5	25	6,42	6,58	20,7	4	7,11	7,01	Tóxica*

*: Diferença estatisticamente significativa (Prova Exata de Fisher) (vide anexo A)

Quadro 26 – Resultados obtidos no teste de ecotoxicidade aguda com amostras de água para o período chuvoso (janeiro/2011)

5.8.2 Ecotoxicidade crônica

Durante a campanha de abril, foi constatada toxicidade crônica apenas no ponto 2 da represa do Lobo, onde foi verificado efeito crônico na sobrevivência, pois todas as fêmeas morreram entre o segundo e o quinto dia do teste. Em nenhuma outra amostra ocorreu toxicidade crônica, conforme o teste estatístico Bonferroni T (vide anexo A).

Na coleta de julho, apesar de apenas três amostras terem apresentado toxicidade aguda nesse período (L1, G1 e PU), em todas as amostras restantes, com as quais foram feitos testes crônicos, foram constatados efeitos crônicos na sobrevivência (índices de sobrevivência menores que 60% ou estatisticamente significativos conforme o teste exato de Fisher) ou na reprodução, de acordo com o teste estatístico de Dunnett (vide anexo A).

Os testes de outubro acusaram toxicidade crônica nas amostras de água de oito pontos (I1, RL2, AB/L2, G1, JU, R1, R2 e R3), dentre os doze que não apresentaram toxicidade aguda.

No mês de janeiro, três estações amostrais causaram efeitos crônicos sobre os organismos-teste, o que corresponde à metade dos pontos testados.

Vale ressaltar que a média de neonatos por organismo adulto exclui os eventuais machos e os organismos mortos por manipulação inadequada, conforme o estabelecido na Norma ABNT, NBR 13373/2005. Assim, em alguns pontos durante as campanhas de abril e outubro, o número total de neonatos não foi dividido por todas as 10 réplicas para se obter a média.

Os resultados obtidos encontram-se nos quadros 27, 28, 29 e 30.

Organismo-teste: <i>Ceriodaphnia silvestrii</i>				Amostra: água de superfície									
Água de diluição: ASTM + SH. Lote 22/04				Data de coleta: 23/04/10									
pH	OD (mg/L)	Condutividade ($\mu\text{S}/\text{cm}^2$)	Dureza (mg/L CaCO_3)	Preservação das amostras: geladeira									
7,23	7,20	152,2	42	Início do teste: 30/04/10					Final do teste: 08/05/10				
Amostra	Organismos adultos		Sobrevivência	Neonatos		pH		OD (mg/L)		Cond. ($\mu\text{S}/\text{cm}^2$)		Dureza (mg/L CaCO_3)	
	I	F	(%)	total	média	I	F	I	F	I	F	I	F
Controle	10	9	90	92	9,2	7,23	7,79	7,20	7,67	152,2	172,0	*	42
I1	10	8	80	75	8,3	6,98	7,18	7,63	7,22	31,1	31,0	*	16
RL1	10	10	100	87	8,7	7,12	7,43	7,49	7,19	48,8	52,4	*	26
AB1	10	8	80	108	10,8	6,92	7,05	7,56	7,48	32,7	28,4	*	14
L1	10	7	70	62	6,9	5,88	6,62	7,70	7,36	3,3	10,8	*	8
AB/L2	10	9	90	80	8,9	6,56	7,00	7,45	7,35	37,1	42,5	*	16
G1	10	7	70	62	6,2	6,17	6,55	7,58	7,21	3,9	5,9	*	6
R1	10	10	100	141	14,1	6,60	6,85	7,48	7,30	19,6	25,0	*	12
R2	10	0	zero	-	-	6,68	6,90	7,50	7,80	14,7	19,3	*	12
R3	10	10	100	100	11,1	6,78	6,92	7,38	7,23	18,5	27,4	*	10
■ Toxicidade crônica com efeito na sobrevivência													
I - inicial F – final; *Ausência de dados													

Quadro 27 – Resultados obtidos no teste de ecotoxicidade crônica para amostras de água superficial para o período intermediário (abril/2010)

Organismo-teste: <i>Ceriodaphnia silvestrii</i>				Amostra: água de superfície									
Água de diluição: ASTM + SH. Lote 06/07				Data de coleta: 05/07/10									
pH	OD (mg/L)	Condutividade ($\mu\text{S}/\text{cm}^2$)	Dureza (mg/L CaCO_3)	Preservação das amostras: geladeira									
7,25	7,50	146,6	42	Início do teste: 13/07/10					Final do teste: 21/07/10				
Amostra	Organismos adultos		Sobrevivência	Neonatos		pH		OD (mg/L)		Cond. ($\mu\text{S}/\text{cm}^2$)		Dureza (mg/L CaCO_3)	
	I	F	(%)	total	média	I	F	I	F	I	F	I	F
Controle	10	10	100	75	7,5	7,25	7,94	7,50	7,49	146,6	149,1	42	44
I1	10	1	10			7,07	7,41	8,57	7,93	35,9	40,7	12	14
I2	10	4	40			6,35	7,00	8,40	7,95	12,8	15,5	6	4
RL1	10	4	40			7,04	7,56	7,66	7,97	43,5	47,6	19	20
RL2	10	3	30			6,11	6,80	7,77	7,99	8,0	9,9	2	2
AB1	10	9	90	39	3,9	6,85	7,20	7,58	7,72	32,8	34,5	8	10
AB/L2	10	10	100	43	4,3	6,58	6,95	7,19	7,88	47,6	46,5	4	8
G2	10	1	10			5,96	6,79	7,88	7,90	7,8	11,8	2	3
JU	10	9	90	18	1,8	6,54	6,96	7,75	7,56	14,2	17,1	3	6
R1	10	10	100	21	2,1	6,60	6,93	7,80	7,55	19,8	21,6	4	4
R2	10	10	100	25	2,5	6,48	6,89	7,88	7,55	12,2	14,1	4	4
R3	10	5	50			6,68	7,08	7,82	7,92	16,7	19,1	4	4
■ Toxicidade crônica com efeito na sobrevivência ■ Toxicidade crônica com efeito na reprodução													
I - inicial F – final													

Quadro 28 – Resultados obtidos no teste de ecotoxicidade crônica para amostras de água superficial para o período seco (julho/2010)

Organismo-teste: <i>Ceriodaphnia silvestrii</i>				Amostra: água de superfície									
Água de diluição: ASTM + SH. Lote 15/10				Data de coleta: 13/10/10									
pH	OD (mg/L)	Condutividade ($\mu\text{S}/\text{cm}^2$)	Dureza (mg/L CaCO_3)	Preservação das amostras: geladeira									
7,20	7,10	161,0	42	Início do teste: 19/10/10					Final do teste: 28/10/10				
Amostra	Organismos adultos		Sobrevivência	Neonatos		pH		OD (mg/L)		Cond. ($\mu\text{S}/\text{cm}^2$)		Dureza (mg/L CaCO_3)	
	I	F	(%)	total	média	I	F	I	F	I	F	I	F
Controle	10	9	90	114	11,4	7,20	7,59	7,10	7,51	161,0	183,6	42	54
I1	10	10	100	69	8,4	7,18	7,60	8,08	7,52	45,2	58,7	16	18
I2	10	10	100	101	10,1	6,57	7,07	7,58	7,51	13,3	18,0	6	8
RL1	10	7	70	75	8,3	7,28	7,69	7,65	7,57	52,8	61,6	22	26
RL2	10	10	100	78	7,8	6,08	6,64	7,78	7,57	6,1	9,8	3	4
AB1	10	8	80	118	13,1	7,14	7,45	7,29	7,55	38,0	61,3	10	15
AB/L2	10	3	30			7,13	7,29	7,43	7,52	57,3	61,8	8	10
G1	10	4	40			5,78	6,51	7,30	7,60	3,4	8,1	2	3
PU	10	9	90	89	11,1	6,17	6,61	7,26	7,62	5,0	9,5	2	2
JU	10	9	90	70	7,0	6,33	6,95	7,26	7,46	6,6	18,0	5	6
R1	10	10	100	51	8,5	6,69	7,09	7,43	7,49	21,3	27,7	4	4
R2	10	9	90	52	6,5	6,45	7,00	7,70	7,53	10,7	16,3	3	4
R3	10	8	80	15	1,5	6,80	7,04	7,42	7,52	15,7	22,0	4	5
■ Toxicidade crônica com efeito na sobrevivência													
■ Toxicidade crônica com efeito na reprodução													
I - inicial F – final													

Quadro 29 – Resultados obtidos no teste de ecotoxicidade crônica para amostras de água superficial para o período intermediário (outubro/2010)

Organismo-teste: <i>Ceriodaphnia silvestrii</i>				Amostra: água de superfície									
Água de diluição: ASTM + SH. Lote 05/01				Data de coleta: 06 e 07/01/11									
pH	OD (mg/L)	Condutividade ($\mu\text{S}/\text{cm}^2$)	Dureza (mg/L CaCO_3)	Preservação das amostras: geladeira									
7,47	6,98	153,8	48	Início do teste: 18/01/11				Final do teste: 26/01/11					
Amostra	Organismos adultos		Sobrevivência	Neonatos		pH		OD (mg/L)		Cond. ($\mu\text{S}/\text{cm}^2$)		Dureza (mg/L CaCO_3)	
	I	F	(%)	total	média	I	F	I	F	I	F	I	F
Controle	10	10	100	81	8,1	7,47	7,68	6,98	7,10	153,8	201,0	48	48
I1	10	10	100	78	7,8	6,50	7,21	8,77	7,17	25,4	28,8	18	8
RL1	10	10	100	57	5,7	6,64	7,36	9,80	7,10	30,2	34,8	14	12
AB1	10	10	100	35	3,5	6,71	7,31	8,90	7,12	26	29,1	12	10
AB/L2	10	10	100	68	6,8	6,35	7,15	8,57	7,34	26,6	27,1	10	9
PU	10	9	90	19	1,9	5,77	6,65	8,60	7,11	6,2	9,2	6	5
JU	10	8	80	26	2,6	6,24	6,85	9,60	7,20	15,6	13,8	6	6
 Toxicidade crônica com efeito na reprodução													
I - inicial F – final													

Quadro 30 – Resultados obtidos no teste de ecotoxicidade crônica para amostras de água superficial para o período chuvoso (janeiro/2011)

5.8.3 Avaliação da ecotoxicidade nas amostras de água

No quadro 31 procurou-se apresentar uma análise conjunta de todos os dados, incluindo os resultados obtidos nos testes de ecotoxicidade aguda e crônica.

Amostra	Abril/10	Julho/10	Outubro/10	Janeiro/11
I1	NT	Tox. crônica	Tox. crônica	NT
I2	Tox. aguda	Tox. crônica	NT	*
RL1	NT	Tox. crônica	NT	NT
RL2	Tox. aguda	Tox. crônica	Tox. crônica	*
AB1	NT	Tox. crônica	NT	Tox. crônica
L1	NT	Tox. aguda	Tox. aguda	*
AB/L2	NT	Tox. crônica	Tox. crônica	NT
G1	NT	Tox. aguda	Tox. crônica	*
G2	Tox. aguda	Tox. crônica	Tox. aguda	Tox. aguda
PU	Tox. aguda	Tox. aguda	NT	Tox. crônica
JU	Tox. aguda	Tox. crônica	Tox. crônica	Tox. crônica
R1	NT	Tox. crônica	Tox. crônica	Tox. aguda
R2	Tox. crônica	Tox. crônica	Tox. crônica	Tox. aguda
R3	NT	Tox. crônica	Tox. crônica	Tox. aguda

*Amostra não coletada e NT: não constatação de efeito tóxico agudo ou crônico

Quadro 31 – Comparação entre os resultados de ecotoxicidade para as amostras de água

A resolução CONAMA 357/05 estabelece a não verificação de efeitos tóxicos crônicos a organismos em águas doces de classe 2. Assim, a bacia do Lobo está em desconformidade com a resolução em todos os períodos de coleta, pois em alguns pontos de coleta foi verificado até mesmo efeito agudo, ainda mais grave que o crônico.

No mês de abril, a toxicidade aguda foi constatada no maior número de pontos de amostragem em comparação com os outros períodos. sendo que entre os que não apresentaram toxicidade aguda, em apenas um verificou-se toxicidade crônica (R2). Nesse período, as análises limnológicas mostram que foram observadas altas concentrações dos metais chumbo e ferro em quase todos os pontos de coleta, além de os maiores níveis do íon amônio terem sido detectados em abril para 13 das 14 estações amostrais.

Pode-se perceber que o período mais crítico quanto à toxicidade das amostras de água da bacia do Lobo foi o mês de julho, quando todos os pontos apresentaram efeitos tóxicos sobre os organismos-teste, ocorrendo efeito agudo em três amostras (Limoeiro, com a maior imobilidade entre as amostras de água de Geraldo 1 e Perdizes). Em vários pontos de coleta, foi verificada a toxicidade crônica, a qual confere às populações naturais

situações de desequilíbrio, pois implica em perdas por dois fatores: sobrevivência e reprodução. Os resultados das análises limnológicas podem ajudar na compreensão das possíveis causas dessa maior toxicidade no período seco, uma vez que as concentrações de algumas substâncias na água, como nitrogênio orgânico total e nitrato, além dos metais níquel e zinco, foram notadamente mais altas nesse período do que nos demais. Golterman (1975) e Wetzel (1993 apud ANDRADE, 2003) afirmam que alguns componentes do nitrogênio orgânico total podem impedir a penetração de luz no meio aquático, o que causa diminuição na produção primária e, conseqüentemente, morte de organismos. O nitrato é um eficiente indicador de poluição por ser resiliente à degradação microbiana (BRIGANTE; ESPÍNDOLA, 2003); logo, as águas da bacia do Lobo estavam mais poluídas em julho, provocando efeitos adversos sobre os organismos-teste. Em geral, altas concentrações de níquel e zinco foram notadas no mês de julho, além de chumbo em alguns pontos.

Os ensaios de ecotoxicidade aguda e crônica de outubro também demonstraram efeito sobre os organismos-teste em várias amostras de água da bacia do Lobo. Duas apresentaram toxicidade aguda; oito apresentaram toxicidade crônica e apenas em quatro amostras não foi observado efeito tóxico. Nesse período foram constatadas altas concentrações de compostos fosfatados. As concentrações de fosfato inorgânico foram as mais altas do estudo, indicando o aporte de fertilizantes para a água, nos quais estão presentes também outras substâncias potencialmente tóxicas que não foram quantificadas nas análises limnológicas. O fósforo total ultrapassou os limites máximos do CONAMA 357/05 em todos os pontos no mês de outubro, o que é um indicativo de poluição antrópica, a qual prejudica o metabolismo aquático, como foi constatado com as espécies *Daphnia similis* e *Ceriodaphnia silvestrii*.

No mês de janeiro, só não foi verificada toxicidade em três dos pontos de coleta da bacia hidrográfica do Lobo. Nesse período, as concentrações de compostos fosfatados mantiveram-se altas e as de fósforo total, em especial, aumentaram ainda mais em relação a outubro. Além disso, foram detectadas as mais altas concentrações de ferro nas águas durante o estudo, ultrapassando os limites da resolução CONAMA 357/05 em praticamente todas as estações amostrais. Em julho, quando elevados níveis de ferro também foram constatados, os ensaios ecotoxicológicos igualmente responderam com toxicidade.

Um aspecto relevante a ser discutido a partir dos resultados dos testes ecotoxicológicos foi o aumento da toxicidade dos pontos de coleta localizados na represa do Lobo. Em abril, somente o R2 havia causado efeito tóxico crônico sobre os organismos-teste. Em julho e outubro, todos os pontos da represa passaram a apresentar toxicidade crônica e, por fim, na campanha de janeiro, a toxicidade nesses pontos passou a ser aguda. Assim, pode-se dizer que houve redução crescente na qualidade da água da represa ao longo do período de estudo. Apesar de esse fato não ser claramente demonstrado nas

análises limnológicas, vale lembrar que os ensaios ecotoxicológicos são complementares às mesmas, caracterizando o efeito causado pelo conjunto das substâncias presentes na água sobre os organismos-teste, inclusive as que não são quantificadas ou não possuem efeito conhecido sobre a biota.

Outro fato esperado era a constatação de toxicidade aguda nas amostras da junção Água Branca Limoeiro, devido ao lançamento de efluentes domésticos no ponto, mas não foi o que ocorreu. Houve toxicidade crônica em apenas dois períodos de coleta. Nos testes crônicos, aliás, as fêmeas de *Ceriodaphnia silvestrii* em amostras de água do ponto AB/L2 apresentaram maiores valores de fecundidade em comparação com as expostas às demais amostras ambientais, à exceção somente do mês de outubro, quando houve grande mortalidade dos organismos adultos para o AB/L2. Novamente, o fenômeno do antagonismo pode ser citado, uma vez que todos os compostos nitrogenados e fosfatados haviam sido notados em concentrações claramente mais elevadas nas amostras de água desse ponto. Além disso, deve-se mencionar o caráter nutricional, uma vez que muitas substâncias presentes podem favorecer o crescimento e reprodução dos organismos-teste, inclusive sendo maior que o obtido no controle.

Na tentativa de se explicarem as possíveis causas da toxicidade em algumas amostras, procurou-se ainda comparar as concentrações de metais na coluna d'água a alguns valores de CE50, 48h para as espécies *D. similis* e *C. silvestrii* encontrados na literatura. Conforme Esteves (1988), os metais, naturalmente presentes em pequenas concentrações nas águas naturais, podem tornar-se tóxicos a grande parte da biota aquática quando presente em níveis elevados.

A tabela 14 mostra os valores de CE50, 48h encontrados na literatura relativos aos metais cádmio, chumbo, cobre, cromo e zinco.

Tabela 14 – Valores de CE50, 48h de alguns metais para *D. similis* e *C. silvestrii*

Composto	CE50, 48h (mg/L)	
	<i>D. similis</i>	<i>C. silvestrii</i>
Cádmio	0,56*	0,062**
Chumbo	0,78 a 0,98*	0,051**
Cobre	0,36*	0,012 a 0,024**
Cromo	***	0,046**
Zinco	2,4 a 2,61*	0,199 a 0,52**

*: Dados obtidos de Printes e Sommer (1998).

** : Dados obtidos de Oliveira-Neto et al. (2001)

***. Dado não obtido.

No quadro a seguir são verificados os períodos e as estações de coleta em que as concentrações desses metais (Cd, Pb, Cu, Cr e Zn) extrapolaram os respectivos valores de CE50, 48h.

Abril/2010														
Metal	I1	I2	RL1	RL2	AB1	L1	AB/L2	G1	G2	PU	JU	R1	R2	R3
Cd														
Pb														
Cu														
Cr														
Zn														

Julho/2010														
Metal	I1	I2	RL1	RL2	AB1	L1	AB/L2	G1	G2	PU	JU	R1	R2	R3
Cd														
Pb														
Cu														
Cr														
Zn														

Outubro/2010														
Metal	I1	I2	RL1	RL2	AB1	L1	AB/L2	G1	G2	PU	JU	R1	R2	R3
Cd														
Pb														
Cu														
Cr														
Zn														

Janeiro/2011														
Metal	I1	I2	RL1	RL2	AB1	L1	AB/L2	G1	G2	PU	JU	R1	R2	R3
Cd		*		*		*		*						
Pb		*		*		*		*						
Cu		*		*		*		*						
Cr		*		*		*		*						
Zn		*		*		*		*						

*Ausência de dados (amostra não coletada)

-  Concentração do metal acima da CE50, 48h para *D. similis*
-  Concentração do metal acima da CE50, 48h para *C. silvestrii*
-  Estação de coleta em que houve toxicidade aguda a *D. similis*
-  Estação de coleta em que houve toxicidade crônica a *C. silvestrii*

Quadro 32 – Ocorrência de concentrações de metais na água acima do valor de CE50, 48h

A partir do quadro 32, pode-se perceber que, em geral, a toxicidade das amostras de água não é decorrente da presença de um ou outro metal na água, considerado isoladamente. Em abril, por exemplo, as concentrações de chumbo em 12 das 14 amostras seriam suficientes para causar efeito agudo à *C. silvestrii*, porém, não foi verificada nem a toxicidade crônica a essa espécie na maioria das estações de coleta. Este fato pode ser reflexo do processo conhecido como antagonismo, definido por Zagatto e Bertoletti (2006) como um “fenômeno em que a toxicidade conjunta da mistura de dois ou mais agentes químicos é menor que a somatória da toxicidade das substâncias individualmente”. Além disso, segundo Cooney (1995) e Rand, Wells e Mccarty (1995 apud NOVELLI, 2005), os metais se adsorvem aos materiais em suspensão e às substâncias dissolvidas na superfície da água, tornando-se, assim, indisponíveis à biota. As bactérias também podem causar a indisponibilização dos metais, pois se aderem a partículas abióticas, incluindo poluentes e os próprios metais, formando agregados.

Já em julho, houve toxicidade aguda a *D. similis* em várias estações, mas o valor de CE50, 48h para este organismo não foi superado, considerando-se os metais cádmio, chumbo, cobre, cromo e zinco, o que indica que a toxicidade foi possivelmente causada por outros fatores. Também há que se considerar a possibilidade de o efeito conjunto desses compostos ter sido maior do que a soma dos efeitos individuais, num processo conhecido como sinergismo, oposto ao antagonismo (ZAGATTO; BERTOLETTI, 2006). Estes fenômenos muito provavelmente ocorreram nos ensaios realizados no presente estudo, tendo em vista que foram utilizadas amostras ambientais, as quais podem conter uma grande variedade de compostos não quantificados e até desconhecidos.

Em outubro e janeiro, a toxicidade também não pode ser explicada como efeito de um ou outro metal. Entretanto, deve-se ressaltar que os valores de CE50, 48h podem variar conforme a sensibilidade dos organismos testados a esses metais.

5.9 TESTES DE ECOTOXICIDADE COM AMOSTRAS DE SEDIMENTO

5.9.1 Ecotoxicidade aguda

Os valores de pH e de oxigênio dissolvido medidos nos testes ecotoxicológicos de sedimento não alcançaram níveis críticos capazes de exercer influências sobre os resultados. Na Norma ABNT NBR 12713/2004, afirma-se que valores de oxigênio dissolvido inferiores a 1,0 mg/L e pH fora da faixa de 5,0 a 9,0 podem interferir no resultado do ensaio.

Os valores de mortalidade nos controles de cada teste estavam dentro do limite máximo de 10% estabelecido pela Norma ABNT ,acima referida.

Verifica-se, a partir dos resultados obtidos, que os sedimentos do ponto Itaqueri 2 e da junção dos córregos Água Branca e Limoeiro, na campanha de abril, causaram efeito agudo a *D. similis*. No período seco, foram constatados efeitos agudos para praticamente todas as amostras, à exceção somente do Itaqueri 1 e dos pontos 1 e 2 do Ribeirão do Lobo. Nos testes realizados em outubro verificou-se toxicidade aguda para os sedimentos do ponto 2 do ribeirão do Lobo, além das três estações localizadas na represa. Por fim, no período chuvoso (janeiro/2011), efeitos agudos sobre os organismos-teste foram observados somente nos pontos de coleta da represa do Lobo.

Os quadros 33, 34, 35 e 36 mostram os resultados dos ensaios de toxicidade aguda com amostras de sedimento.

Organismo-teste: <i>Daphnia similis</i>				Início do teste: 14/05/10		Final: 16/05/10				
Água de diluição: ASTM. Lote 03/05				Tipo de Amostra: Sedimento total						
pH	OD (mg/L)	Condutividade ($\mu\text{S}/\text{cm}^2$)	Dureza (mg/L CaCO_3)	Data de coleta: 23/04/10						
Preservação das amostras: freezer										
Amostras	Organismos expostos	Imobilidade		Variáveis iniciais				Var.finais		Resultado
		Total	%	pH	OD	Cond.	Dureza	pH	OD	
Controle	20	0	0	6,92	7,50	159,2	44	7,22	7,16	Aceito
I1	20	0	0	6,92	6,86	158,8	50	7,15	5,51	Não Tóxica
I2	20	9	45	6,97	7,09	206,0	38	7,02	6,89	Tóxica*
RL1	20	2	10	6,80	7,20	144,7	26	6,67	7,00	Não Tóxica
RL2	20	0	0	6,94	7,58	146,2	28	7,06	7,12	Não Tóxica
AB1	20	0	0	7,12	7,15	154,7	34	7,28	6,78	Não Tóxica
L1	20	3	15	6,67	6,86	142,6	24	6,38	6,58	Não Tóxica
AB/L2	20	5	25	7,07	7,47	148,7	34	7,18	6,81	Tóxica*
G1	20	2	10	7,11	7,34	150,3	32	7,20	7,00	Não Tóxica
G2	20	1	5	7,05	7,58	149,0	34	7,18	7,04	Não Tóxica
PU	20	0	0	7,09	7,55	148,5	38	7,41	7,10	Não Tóxica
JU	20	1	5	6,92	6,94	146,9	24	6,78	6,32	Não Tóxica
R1	20	0	0	6,74	6,68	148,0	16	5,42	6,38	Não Tóxica
R2	20	1	5	6,78	6,90	146,3	14	6,27	5,22	Não Tóxica
R3	20	3	15	6,60	6,66	142,5	12	6,32	5,75	Não Tóxica

*: Diferença estatisticamente significativa (Prova Exata de Fisher)

Quadro 33 – Resultados obtidos no teste de ecotoxicidade aguda com amostras de sedimento total para o período intermediário (abril/2010)

Organismo-teste: <i>Daphnia similis</i>				Início do teste: 07/07/10		Final: 09/07/10				
Água de diluição: ASTM + SH. Lote 06/07				Tipo de Amostra: Sedimento total						
pH	OD (mg/L)	Condutividade ($\mu\text{S}/\text{cm}^2$)	Dureza (mg/L CaCO_3)	Data de coleta: 05/07/10						
Amostras	Organismos expostos	Imobilidade		Variáveis iniciais				Var.finais		Resultado
		total	%	pH	OD	Cond.	Dureza	pH	OD	
Controle	20	0	0	7,25	7,50	146,6	42	7,52	7,29	Aceito
I1	20	4	20	7,24	7,26	141,4	38	7,22	7,10	Não Tóxica
I2	20	6	30	7,18	7,23	139,0	36	7,21	7,20	Tóxica*
RL1	20	4	20	7,20	7,22	138,8	38	7,13	7,13	Não Tóxica
RL2	20	4	20	7,13	7,29	136,9	34	7,15	7,20	Não Tóxica
AB1	20	9	45	7,00	6,68	137,5	34	6,52	6,74	Tóxica*
L1	20	5	25	6,88	6,84	128,1	33	6,19	6,69	Tóxica*
AB/L2	20	7	35	7,12	7,15	139,0	38	7,02	7,07	Tóxica*
G1	20	12	60	7,29	7,31	140,0	39	7,22	7,25	Tóxica**
G2	20	8	40	7,27	7,34	139,1	38	7,12	7,21	Tóxica*
PU	20	12	60	6,85	7,00	148,8	36	6,79	5,57	Tóxica**
R1	20	20	100	6,81	6,61	126,4	30	5,46	6,39	Tóxica**
R2	20	18	90	6,73	6,44	123,8	30	5,41	6,22	Tóxica**
R3	20	13	65	6,92	6,75	126,8	32	5,49	6,54	Tóxica**

*: Diferença estatisticamente significativa (Prova Exata de Fisher)

**: 50% ou mais de imobilidade na amostra

Quadro 34 – Resultados obtidos no teste de ecotoxicidade aguda com amostras de sedimento total para o período seco (julho/2010)

Organismo-teste: <i>Daphnia similis</i>				Início do teste: 26/10/10		Final: 28/10/10				
Água de diluição: ASTM + SH. Lote 15/10				Tipo de Amostra: Sedimento total						
pH	OD (mg/L)	Condutividade ($\mu\text{S}/\text{cm}^2$)	Dureza (mg/L CaCO_3)	Data de coleta: 13/10/10						
Amostras	Organismos expostos	Imobilidade		Variáveis iniciais				Var.finais		Resultado
		total	%	pH	OD	Cond.	Dureza	pH	OD	
Controle	20	1	5	7,48	7,18	153,4	42	7,69	7,21	Aceito
I1	20	1	5	6,85	5,97	146,2	38	6,59	6,13	Não Tóxica
I2	20	1	5	7,22	7,13	150,9	44	7,31	7,01	Não Tóxica
RL1	20	5	25	7,32	7,07	151,1	43	7,09	6,89	Não Tóxica
RL2	20	7	35	6,98	6,85	145,3	38	6,91	7,02	Tóxica*
AB1	20	3	15	6,95	6,30	147,8	38	6,71	5,94	Não Tóxica
L1	20	0	0	7,28	7,16	151,3	43	7,20	7,00	Não Tóxica
AB/L2	20	2	10	6,87	6,26	146,2	41	6,75	6,72	Não Tóxica
G1	20	5	25	6,63	6,61	135,5	37	6,38	6,94	Não Tóxica
G2	20	2	10	7,23	7,13	149,0	40	7,11	6,99	Não Tóxica
PU	20	1	5	7,06	6,63	150,2	42	7,14	6,84	Não Tóxica
R1	20	20	100	6,44	5,08	131,3	36	5,13	6,07	Tóxica**
R2	20	20	100	6,26	6,30	126,0	33	4,92	6,04	Tóxica**
R3	20	20	100	6,56	6,18	128,7	38	4,94	6,24	Tóxica**

*: Diferença estatisticamente significativa (Prova Exata de Fisher)

**: 50% ou mais de imobilidade na amostra

Quadro 35 – Resultados obtidos no teste de ecotoxicidade aguda com amostras de sedimento total para o período intermediário (outubro/2010)

Organismo-teste: <i>Daphnia similis</i>				Início do teste: 18/01/11		Final: 20/01/11				
Água de diluição: ASTM + SH. Lote 05/01				Tipo de Amostra: Sedimento total						
pH	OD (mg/L)	Condutividade ($\mu\text{S}/\text{cm}^2$)	Dureza (mg/L CaCO_3)	Data de coleta: 06 e 07/01/11						
Amostras	Organismos expostos	Imobilidade		Variáveis iniciais				Var.finais		Resultado
		total	%	pH	OD	Cond.	Dureza	pH	OD	
Controle	20	0	0	7,47	6,98	153,8	48	7,60	7,08	Aceito
I1	20	0	0	7,16	7,04	146,6	40	7,07	7,14	Não Tóxica
RL1	20	1	5	7,33	7,10	148,6	48	7,19	7,22	Não Tóxica
AB/L2	20	1	5	7,08	6,97	144,1	42	6,94	7,08	Não Tóxica
G2	20	2	10	7,11	7,11	144,8	46	6,99	7,10	Não Tóxica
PU	20	1	5	7,19	7,06	146,3	44	7,21	7,36	Não Tóxica
R1	20	20	100	6,58	6,16	139,2	48	5,14	6,24	Tóxica**
R2	20	20	100	6,26	6,02	128,6	30	5,19	6,47	Tóxica**
R3	20	20	100	6,42	6,26	128,0	32	4,99	6,35	Tóxica**
*: Diferença estatisticamente significativa (Prova Exata de Fisher)										
**: 50% ou mais de imobilidade na amostra										

Quadro 36 – Resultados obtidos no teste de ecotoxicidade aguda com amostras de sedimento total para o período chuvoso (janeiro/2011)

5.9.2 Ecotoxicidade crônica

Todos os pontos de coleta que não apresentaram efeito agudo nas campanhas de julho e de janeiro produziram efeitos crônicos na reprodução dos organismos-teste, indicando a degradação dos sedimentos da bacia do Lobo, conforme pode ser visualizado nos quadros 37 e 38.

Organismo-teste: <i>Ceriodaphnia silvestrii</i>				Amostra: sedimento total									
Água de diluição: ASTM + SH. Lote 06/07				Data de coleta: 05/07/10									
pH	OD (mg/L)	Condutividade ($\mu\text{S}/\text{cm}^2$)	Dureza (mg/L CaCO_3)	Preservação das amostras: geladeira									
7,25	7,50	146,6	42	Início do teste: 13/07/10					Final do teste: 21/07/10				
Amostra	Organismos adultos		Sobrevivência	Neonatos		pH		OD (mg/L)		Cond. ($\mu\text{S}/\text{cm}^2$)		Dureza (mg/L CaCO_3)	
	I	F	(%)	total	média	I	F	I	F	I	F	I	F
Controle	10	9	90	106	10,6	7,25	7,94	7,50	7,49	146,6	149,1	42	44
I1	10	8	80	13	1,3	7,24	7,34	7,26	7,53	141,4	143,8	38	40
RL1	10	7	70	6	0,6	7,20	7,26	7,22	7,59	138,8	135,9	38	34
RL2	10	10	100	44	4,4	7,13	7,29	7,29	7,68	136,9	140,2	34	32
 Toxicidade crônica com efeito na reprodução													
I - inicial F – final													

Quadro 37 – Resultados obtidos no teste de ecotoxicidade crônica para amostras de sedimento total para o período seco (julho/2010)

Organismo-teste: <i>Ceriodaphnia silvestrii</i>				Amostra: sedimento total									
Água de diluição: ASTM + SH. Lote 18/01				Data de coleta: 05/07/10									
pH	OD (mg/L)	Condutividade ($\mu\text{S}/\text{cm}^2$)	Dureza (mg/L CaCO_3)	Preservação das amostras: geladeira									
				Início do teste: 25/01/11					Final do teste: 02/02/11				
Amostra	Organismos adultos		Sobrevivência	Neonatos		pH		OD (mg/L)		Cond. ($\mu\text{S}/\text{cm}^2$)		Dureza (mg/L CaCO_3)	
	I	F	(%)	total	média	I	F	I	F	I	F	I	F
Controle	10	10	100	151	15,1	7,44	7,64	7,11	7,30	152,1	172,7	44	50
I1	10	9	90	19	1,9	7,13	7,31	7,08	7,23	136,7	153,3	40	36
RL1	10	9	90	58	5,8	7,40	7,51	7,13	7,18	144,2	159,9	48	44
AB/L2	10	10	100	19	1,9	7,17	7,18	6,76	7,38	139,4	140,0	42	34
G2	10	9	90	24	2,4	7,21	7,26	7,07	7,40	139,1	140,0	46	34
PU	10	9	90	54	6,75	7,31	7,30	6,90	7,03	145,6	151,8	44	43
 Toxicidade crônica com efeito na reprodução													
I - inicial F – final													

Quadro 38 – Resultados obtidos no teste de ecotoxicidade crônica para amostras de sedimento total para o período chuvoso (janeiro/2011)

5.9.3 Avaliação da ecotoxicidade nas amostras de sedimento

De forma semelhante a análise da toxicidade da água, efetuou-se uma análise comparativa entre a toxicidade aguda e crônica registrada nas amostras de sedimento. Deve-se mencionar que, no caso do sedimento, em função do tempo recorrido para realização dos testes de ecotoxicidade, somente foram analisadas as amostras do período seco e chuvoso. Os resultados da análise comparativa encontram-se descritos no quadro 39.

Amostra	Abril/10*	Julho/10	Outubro/10*	Janeiro/11
I1	-	Tox. crônica	-	Tox. crônica
I2	Tox. aguda	Tox. aguda	-	**
RL1	-	Tox. crônica	Tox. aguda	Tox. crônica
RL2	-	Tox. crônica	-	**
AB1	-	Tox. aguda	-	**
L1	-	Tox. aguda	-	**
AB/L2	Tox. aguda	Tox. aguda	-	Tox. crônica
G1	-	Tox. aguda	-	**
G2	-	Tox. aguda	-	Tox. crônica
PU	-	Tox. aguda	-	Tox. crônica
JU	-	**	**	**
R1	-	Tox. aguda	Tox. aguda	Tox. aguda
R2	-	Tox. aguda	Tox. aguda	Tox. aguda
R3	-	Tox. aguda	Tox. aguda	Tox. aguda

*Período em que não foram realizados testes crônicos **Amostra não coletada

Quadro 39 – Comparação entre os resultados de ecotoxicidade para as amostras de sedimento

Com relação à verificação de toxicidade aguda nos sedimentos da bacia do Lobo, percebe-se que no mês de abril as amostras causaram menor efeito sobre os organismos-teste. Das 14 estações amostrais estudadas, apenas duas apresentaram sedimentos tóxicos, apesar de haverem sido detectadas nesses locais as mais altas concentrações de metais biodisponíveis, como chumbo, cromo e níquel. O cádmio também atingiu níveis elevados em algumas estações amostrais.

Nos períodos de outubro e janeiro, os organismos-teste da espécie *D. similis* responderam com significativas valores de imobilidade também em poucas estações amostrais, principalmente se comparados ao período seco. No mês de outubro haviam sido observadas elevadas concentrações de níquel e ferro em vários pontos de coleta, e nas estações Itaqueri 1 e Água Branca 1, nesse período, foram registrados os valores mais

elevados de vários metais em comparação com os outros pontos de rios e córregos. No entanto, entre os ambientes lóticos, somente houve toxicidade aguda no Itaqueri 2.

Brigante e Espíndola (2003) explicam que, nesses casos, em que o organismo-teste não sofre o efeito da toxicidade dos metais, estes podem estar presentes na forma de sulfetos metálicos que, por serem altamente insolúveis, tornam-se, na verdade, indisponíveis para os organismos. Os efeitos tóxicos dos metais biodisponíveis sobre os organismos também dependem fortemente das formas física e química em que estes metais se encontram, ou seja, de sua especiação, visto que diferentes espécies químicas de um mesmo elemento causam efeitos diversos sobre a biota, influenciando na interação com os compartimentos intracelulares (MORRISON; BATLEY; FLORENCE, 1989 apud BRIGANTE; ESPÍNDOLA, 2003). Por isso, em amostras ambientais, onde ocorrem misturas de elementos, a relação entre a concentração e o efeito tóxico pode não ser direta.

Outro fator que pode influenciar na toxicidade de compostos inorgânicos (como os metais), segundo Sprague (1985 apud CAMPAGNA, 2005), é a baixa dureza do meio, que colabora para o aumento dos efeitos tóxicos causados a várias espécies, principalmente pelos metais zinco, cobre, cádmio e suas misturas. No entanto, a variação de dureza encontrada nos testes agudos com sedimento foi de 12 a 50 mg CaCO₃ /L, ou seja, os valores não foram muito altos e, mesmo assim, os metais não tiveram seus efeitos tóxicos intensificados em várias amostras de abril, outubro e janeiro para a *Daphnia similis*.

Alguns estudos semelhantes realizados em outras bacias hidrográficas também demonstraram a ausência de relação entre as concentrações dos metais potencialmente biodisponíveis e a observação de toxicidade a organismos-teste. Brigante e Espíndola (2003), ao avaliarem os sedimentos da bacia do rio Mogi-Guaçu (SP), constataram que, dentre os vários pontos em que foram notadas altas concentrações de metais biodisponíveis, houve poucos casos em que os organismos testados (*D. similis*, *C. dubia* e *C. xanthus*) responderam de maneira significativa. Novelli (2005), estudando os sedimentos da bacia do rio Monjolinho (SP), também não observou esta relação; pois enquanto as concentrações mais elevadas de metais biodisponíveis foram observadas em outubro/2003 e janeiro/2004, os períodos de maior toxicidade para a *Ceriodaphnia dubia* ocorreram em janeiro e abril de 2004.

No mês de julho, houve constatação de toxicidade aguda no maior número de amostras. Foram testadas 13, das quais 10 provocaram efeito agudo sobre *D. similis*, e as três restantes apresentaram toxicidade crônica à *C. silvestrii*. Dessa forma, todas as amostras de sedimento se mostraram tóxicas aos organismos-teste. Nesse período, destacam-se as elevadas concentrações das frações biodisponíveis de chumbo, magnésio e cromo em praticamente todos os pontos de coleta, e os altos níveis de cádmio em alguns.

Neste período, então, houve relação entre os níveis de metais e os efeitos tóxicos verificados.

Em janeiro, apesar de apenas os pontos de coleta da represa terem causado toxicidade aguda à *Daphnia similis*, nos demais foi observado efeito crônico sobre os organismos-teste (*Ceriodaphnia silvestrii*). Esse período foi menos crítico quanto às concentrações de metais biodisponíveis e nutrientes totais no sedimento. Ainda assim, o efeito crônico pode ser resultado de uma maior contaminação por outras substâncias tóxicas, como mercúrio, alumínio, DDT, dioxinas, compostos fenólicos, entre outras que não foram quantificadas nos ensaios limnológicos, cujo conjunto pode ter gerado efeitos sinérgicos. Em janeiro, período de maior ocorrência de chuvas, essas substâncias, que podem ter sido empregadas nas atividades próximas aos corpos d'água, atingem mais facilmente os ambientes aquáticos e, conseqüentemente, seus sedimentos, devido ao carreamento pelas águas pluviais. Além disso, a perturbação nos sedimentos provocada pela chuva pode disponibilizar os poluentes lá depositados para a interação com a biota aquática.

A maior quantidade de neonatos de *Ceriodaphnia silvestrii* foi registrada em janeiro em comparação com julho, o que pode ser reflexo dos maiores índices de contaminação por metais biodisponíveis no período seco, os quais provocaram efeito deletério nos organismos-teste.

Merece destaque a evolução da toxicidade na represa do Lobo ao longo do estudo. No primeiro período amostral, em abril de 2010, haviam sido observados baixos valores de imobilidade nos organismos da espécie *Daphnia similis*: nenhum animal imóvel no ponto R1, 5% de efeito no R2 e 15% no R3, o mais próximo de causar toxicidade. Na campanha de julho, os valores de imobilidade subiram significativamente, atingindo 100% dos organismos no R1, 90% no R2 e 65% no R3, bem maiores que os observados nos rios e córregos. Nesse período, verificou-se início da toxicidade aguda na represa. Em outubro de 2010 e janeiro de 2011, a imobilidade atingiu 100% dos organismos-teste em todos os pontos da represa do Lobo, sendo relevante o fato de que, nesses dois períodos, os ambientes lóticos terem apresentado valores de imobilidade muito mais baixas. Ressalta-se que foram obtidas as maiores concentrações de nutrientes totais e de vários metais biodisponíveis nos pontos da represa, mas, em geral, isso ocorreu desde os primeiros ensaios limnológicos. Logo, pode ter havido o incremento na deposição de outros poluentes, advindos de atividades antrópicas, nos sedimentos da represa a partir de abril de 2010, de forma que, combinados com os metais e nutrientes abundantes no compartimento, potencializaram sua toxicidade.

Existe ainda outro fator que poderia explicar a alta toxicidade da represa nos meses de julho, outubro e janeiro. Mayer et al. (1994 apud CAMPAGNA, 2005) afirmam que o pH exerce influência na intensificação da toxicidade dos metais. Conforme os autores, baixos

valores de pH podem fazer com que os compostos orgânicos e inorgânicos, em especial os metais, passem para a forma aquosa livre, na qual sua toxicidade aos organismos aquáticos é potencializada em relação às formas não dissociadas. Ou ainda segundo os autores, em meios ácidos, pode haver competição entre os cátions H^+ e os íons metálicos pela adsorção/complexação nos tecidos dos organismos e, caso o pH seja muito baixo, prevalecem os cátions H^+ , e os organismos acabam sofrendo toxicidade em função da acidez do meio, e não dos metais presentes. No presente trabalho, foram constatados valores de pH em torno de 5,0 a 5,5 nas amostras da represa ao fim dos testes de julho, outubro e janeiro, caracterizando sedimentos ácidos, o que poderia desencadear um dos processos explicados acima. Todavia, em abril, o valor de pH medido no R1 (no qual não houve imobilidade de *D. similis*) foi muito similar aos verificados em julho, não podendo ser relacionado à toxicidade da amostra.

Avaliando conjuntamente os efeitos tóxicos provocados nos compartimentos água e sedimento, pode-se notar que os sedimentos apresentaram maior grau de toxicidade. Esse fato também foi observado em outros trabalhos, por exemplo, no estudo de Costa (2001) na bacia do Médio Tietê Superior (SP), tanto para a espécie *C. silvestrii* como para a *C. dubia*, e no trabalho de Novelli (2005), na bacia do rio Monjolinho (SP), com a utilização de *Daphnia similis* e *Ceriodaphnia dubia* como organismos-teste.

Estas divergências entre a água e o sedimento podem decorrer do fato de os sedimentos serem o maior depósito de poluentes introduzidos na coluna d'água por atividades antrópicas (USEPA, 2000 apud ANDRADE, 2003). Segundo a CETESB (2004), como os sedimentos têm a capacidade de acumular poluentes, eles podem retratar as condições históricas da influência antrópica nesses ambientes, ao contrário do compartimento água.

Os testes ecotoxicológicos com sedimentos feitos por Novelli (2005) e Costa (2001), citados anteriormente, assim como no presente estudo, não utilizaram espécies bentônicas como organismos-teste, como é o mais indicado. Brigante e Espíndola (2003) realizaram testes com *C. xanthus*, espécie pertencente à classe de macroinvertebrados bentônicos, mas também com *D. similis* e *C. dubia*, organismos planctônicos, nas análises ecotoxicológicas dos sedimentos do rio Mogi-Guaçu (SP) e tributários. Andrade (2003) também utilizou *C. xanthus* e organismos não-bentônicos (*D. similis* e *C. silvestrii*) nos testes com sedimentos da bacia do rio Doce (MG). Conforme Burton (1992 apud BRIGANTE; ESPÍNDOLA, 2003) os organismos não bentônicos também podem ser usados nos testes ecotoxicológicos com amostras de sedimentos devido à forte interação existente entre este compartimento e a água. Enquanto os organismos bentônicos sofrem diretamente os efeitos de eventuais poluentes, há várias maneiras indiretas de os não bentônicos serem afetados, como a dragagem dos sedimentos, ressuspensão, bioturvação, adsorção e ingestão

ocasional (principalmente no caso dos microcrustáceos, que eventualmente se alimentam na superfície dos sedimentos). No presente estudo, os dafnídeos responderam bem à toxicidade dos sedimentos da bacia do Lobo, o que pode ser visto principalmente nas altas taxas de imobilidade de *D. similis* nas amostras da represa e na baixa fecundidade e eventuais mortes das adultas de *C. silvestrii* nos testes crônicos.

Finalmente, após a realização de todos os testes crônicos, foi verificado que apenas no ensaio de janeiro/2011, com amostras de sedimento, foi alcançada uma média de 15 neonatos por fêmea adulta de *C. silvestrii* no controle. Nos outros testes, porém, incluindo os com amostras de água, a menor taxa de nascimentos no controle parece não ter afetado os resultados, uma vez que, nas amostras ambientais, houve ainda menos neonatos, por vezes em quantidades tão baixas que foram capazes de indicar toxicidade crônica. As eventuais variações nas condições ambientais (como temperatura e luminosidade), quando das quedas de energia, por exemplo, possuem influência sobre a fecundidade dos indivíduos adultos, mas não só no controle, e sim em todas as amostras.

Em outros trabalhos em que se realizaram testes crônicos com *Ceriodaphnia spp.*, também foi notado menor número de neonatos nos controles em relação a quantidade exigida pela Norma ABNT, NBR 13373/2005 (média de neonatos por fêmea adulta do controle igual ou superior a 15). Exemplos encontram-se no estudo de Costa (2001), em vários testes com amostras de água e de sedimento da bacia do Médio Tietê Superior (SP); Andrade (2003), testando amostras de sedimento da bacia do rio Doce (MG); e Novelli (2005), no teste de julho/2004 com amostras de água da bacia do rio Monjolinho (SP).

6 CONCLUSÕES

- A partir da análise do protocolo de avaliação de habitats, percebe-se que, mesmo antes de serem realizadas os ensaios limnológicos na bacia hidrográfica do Lobo, uma avaliação qualitativa preliminar já foi capaz de identificar alguns habitats de má qualidade, como nos córregos Água Branca e das Perdizes, e outros em melhores condições, como no segundo ponto do ribeirão do Lobo e nas estações localizadas dentro da Estação Ecológica de Itirapina (córregos do Limoeiro e do Geraldo, ponto 1). Não houve relações bem definidas entre estas constatações e os resultados físico-químicos e ecotoxicológicos.

- A análise do Índice de Estado Trófico evidenciou, em geral, um grau de trofia intermediário na bacia do Lobo, estando a represa e o ponto a jusante (rio Jacaré-Guaçu) mais eutrofizados que os ambientes lóticos. A avaliação espacial dos pontos de coleta da represa constatou que o responsável por seu maior grau de trofia, entre outros fatores naturais, é o despejo dos efluentes domésticos de Itirapina. Após serem lançados no ponto de junção dos córregos Água Branca e Limoeiro estes efluentes atingem o rio Itaqueri que, por sua vez, deságua na represa.

- Os parâmetros pH e fósforo total medidos na bacia do Lobo ultrapassaram os limites estabelecidos pela resolução CONAMA 357/05 em todos os pontos de coleta, e os metais chumbo, níquel e ferro estiveram presentes em concentrações mais altas que o permitido em várias estações amostrais, além de terem sido constatados elevados níveis de zinco e magnésio. O fósforo e os metais chumbo, níquel e zinco podem ser provenientes da utilização de fertilizantes agrícolas e corretivos para os solos ácidos da bacia hidrográfica, onde são cultivados *Eucalyptus*, *Pinus* e cana-de-açúcar, além de café e laranja em menor proporção. O magnésio e o ferro são naturalmente abundantes nos solos da região, cujas partículas são carregadas para a água especialmente na bacia do Lobo, onde há erosão das margens em vários locais.

- A junção dos córregos Água Branca e Limoeiro apresentou níveis de oxigênio dissolvido insatisfatórios, abaixo do limite mínimo da resolução CONAMA 357/05; os mais altos valores de condutividade na bacia hidrográfica do Lobo; e compostos nitrogenados e fosfatados em concentrações muito superiores às dos outros pontos de coleta. Dessa maneira, as análises limnológicas para o compartimento água acusam claramente a maior degradação dessa estação amostral, que se situa justamente onde são lançados os efluentes domésticos do município de Itirapina (SP), que parece ser a principal causa da má qualidade da água no local.

- Os resultados das análises limnológicas com amostras de sedimento da bacia do Lobo evidenciaram as divergências existentes entre os ambientes lênticos, representados pela represa, e os lóticos, ou seja, os rios e córregos. A represa apresentou valores muito

mais elevados para nitrogênio orgânico e fósforo totais, bem como para a maioria dos metais biodisponíveis estudados. Isso pode ser relacionado aos maiores teores de frações granulométricas finas na represa, como silte e argila, e até as maiores porcentagens de matéria orgânica. Logo, deve-se tratar a represa do Lobo com especial precaução, haja vista a maior afinidade de seus sedimentos com os poluentes lançados na bacia hidrográfica e os já elevados níveis desses contaminantes acumulados ao longo do tempo.

- Os ensaios ecotoxicológicos realizados com amostras de água da bacia do Lobo mostraram que os organismos-teste utilizados (*D. similis* e *C. silvestrii*) responderam bem aos efeitos tóxicos causados principalmente pelo excesso de alguns metais nas águas da bacia do Lobo nos meses de julho e outubro de 2010 e janeiro de 2011. Em abril de 2010, a ecotoxicidade foi verificada em menor número de amostras, apesar das altas concentrações de chumbo, ferro e íon amônio detectadas no período.

- Os resultados de ecotoxicidade das amostras de sedimento da bacia do Lobo, em sua maioria, não puderam ser diretamente relacionados às concentrações dos metais quantificados no trabalho, indicando a ocorrência de interações destes elementos com outros compostos que podem elevar ou diminuir sua toxicidade. Os testes mostraram ainda a evolução na degradação dos sedimentos da represa do Lobo ao longo do período de estudo.

- Houve maior toxicidade dos sedimentos aos organismos testados (*Daphnia similis* e *Ceriodaphnia silvestrii*) em comparação com as amostras de água, evidenciando a capacidade cumulativa de poluentes, como os íons metálicos, por parte dos sedimentos.

REFERÊNCIAS

- ABNT. NBR 7181. **Solo – Análisa granulométrica**. 1984. 13p.
- ABNT. NBR 6502. **Rochas e solos**. 1995. 18p.
- ABNT. NBR 12713. **Ecotoxicologia aquática. Toxicidade aguda. Método de ensaio com *Daphnia ssp* (Crustacea, Cladocera)**. Rio de Janeiro, 2004. 21p.
- ABNT. NBR 13373. **Ecotoxicologia aquática – Toxicidade Crônica - Método de ensaio com *Ceriodaphnia spp* (Cladocera, Crustácea)**. 2005. 15p.
- ALLAN, J.D. **Stream ecology** – structure and function of running waters. Chapman & Hall, 1997. 388p.
- ALMEIDA, F.F.M. Grupo São Bento. In: **Geologia do Estado de São Paulo**. Inst. Geog. E Geol., São Paulo. n. 41, 1964. p. 85-101.
- ALMEIDA, P.J. de. **Intoxicação por agrotóxicos: informações selecionadas para abordagem clínica e tratamento**. 1ed. São Paulo: Editora Andrei, 2002. 168p.
- ALMEIDA, W.F. **Métodos prácticos para detección de resíduos de plaguicidas**. Metepec: Centro Panamericana de Ecologia Humana y Salud, 1987. 54p.
- AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION (APHA); American Water Work Association; Water Control Federation. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 19 Ed. New York, 1995. 1268p.
- ANDERSEN, J.M. An ignition method for determination of total phosphorus in lake sediments. **Wat. Research**, 1976, 10: 329-331.
- ANDRADE, C.A. **Estudo ecotoxicológico no trecho médio da bacia do Rio Doce-MG**. Dissertação (Mestrado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, 2003.
- ANGELOTTI-NETTO A.; CRESTANA S.; OLIVEIRA, S.C.; BARBOSA R.V.R. Metais pesados provenientes da atividade agrícola: formas, prevenção e controle. In **Bacia Hidrográfica** (Eds ESPÍNDOLA, E.L.G e WENDLAND, E.), São Carlos: Rima Editora, 2004. 412p.

ARGENTON, E.C. **Limnologia, balneabilidade e impactos ambientais: uma análise temporal e espacial na represa do Lobo (Broa), Itirapina/Brotas – SP.** Dissertação (Mestrado). CRHEA/EESC/USP, São Carlos, 2004.

BAIRD, C. **Química Ambiental.** 2 ed. Porto Alegre. Ed. Bookman, 2002. 622p.

BARBOSA, D.S. **Limnologia do Rio Uberaba (MG) e a utilização de macroinvertebrados bentônicos como bioindicadores das modificações ambientais.** Dissertação (Mestrado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, 2003.

BARBOUR, M.T.; GERRITSEN, J.; SNYDER, B.D.; STRIBLING, J.B. **Rapid bioassessment protocols for use in streams and wadeable rivers: Periphyton, Benthic Macroinvertebrates and Fish.** Second edition. EPA 841-B-99-002. U.S. Environmental Protection Agency; Office of Water, Washington, D.C, 1999.

BARRETO, A.S. **Estudo da distribuição de metais em ambiente lótico, com ênfase na assimilação das comunidades biológicas e a sua quantificação no sedimento e na água.** Tese (Doutorado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 1999.

BILLEN, G.; GARNIER, J.; HANSET, P. Modelling phytoplankton development in whole drainage networks: the Riverstrahler Model applied to the Siene river system. **Hydrobiol.**, v. 289, 1994. p.119-137.

BRANCO, S.M. A água, meio ambiente e saúde. In: REBOUÇAS, A.C.; BRAGA, B. & TUNDISI, J.G. **Águas doces no Brasil: capital ecológico, uso e conservação.** São Paulo, Ed. Escrituras. Cap.7, 1999. p.227-274.

BRASIL. Lei nº 7802, de 11 de julho de 1989. Dispõe sobre a pesquisa, a experimentação, a produção, a embalagem e rotulagem, o transporte, o armazenamento, a comercialização, a propaganda comercial, a utilização, a importação, a exportação, o destino final dos resíduos e embalagens, o registro, a classificação, o controle, a inspeção e a fiscalização de agrotóxicos, seus componentes e afins, e dá outras providências. **DOFC.** Brasília, 12 jul. 1989. P.11459.

BRASIL. Resolução CONAMA nº 344, de 25 de março de 2004. Estabelece as diretrizes gerais e os procedimentos mínimos para a avaliação do material a ser dragado em águas jurisdicionais brasileiras, e dá outras providências. **DOU nº 53.** Brasília, 18 mar. 2005. p.58-63.

BRASIL. Resolução CONAMA nº 357, de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. **DOU.** Brasília, 07 mai. 2004.

BRIGANTE, J.; ESPÍNDOLA, E.L.G. **Limnologia Fluvial: Um estudo de caso no rio Mogi-Guaçu**. São Carlos: RiMa, 2003. 278p.

BURTON, G.A. **Sediment toxicity assessment**. 1.ed. Lewis Publishers, 1992.

BURTON Jr., G.A. Sediment quality criteria in use around the world. **Limnology**. v.3, 2002. p.65-75.

BURTON, G.A. & SCOTT, K.J. Sediment toxicity evaluations: their niche in ecological assesment. **Environmental Science and Technology**. 1992. vol.26, no.11.

CAIRNS, J.Jr.; NIEDERLEHNER, B.R. **Ecological toxicity testing**. Boca Raton, USA: Lewis Publishers, 1995. 228p.

CALIJURI, M.C.; TUNDISI, J.G. Limnologia comparada das represas do Lobo (Broa) e Barra Bonita – Estado de São Paulo: mecanismos de funcionamento e bases para o gerenciamento. **Rev. Brasil. Biol.** V. 50, n. 4, nov. 1990. p. 893-913.

CALLISTO, M.; FERREIRA, W.R.; MORENO, P; GOULART, M.; PETRUCIO, M. Aplicação de um protocolo de avaliação rápida da diversidade de habitats em atividades de ensino e pesquisa (MG-RJ). **Act. limn. Bras.** 2002. v.14 (1): p.91-98.

CALMANO, W. Metals in sediments: remobilization and environment hazards. In: MUNAWAR, M.; DAVE, G. eds. **Development and progress in sediment quality assessment: rationale, challenges, techniques and strategies**. 1996. p. 1-13.

CAMARGO, R.S.N. Regulamentação da APA Corumbataí-SP. In: TAUK, S.M. (ed.). **Análise ambiental: uma visão multidisciplinária**. São Paulo: EdUNESP, 1991. p.104-7.

CARVALHO, D.P.; SPECIAN, V.; MENDONÇA, J.C.; DEBASTIANE, W.G.; SANCHES, P.S.; SILVA, M.B.; KOTAS, J.E.; MASCARO, S.A. Caracterização dos aspectos físicos e degradação ambiental na bacia do reservatório do Lobo (Ribeirão do Lobo). In: PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS DA ENGENHARIA AMBIENTAL – CRHEA – EESC-USP. **Recursos hidroenergéticos: usos, impactos e planejamento integrado**. São Carlos: Ed. Rima, 2002. p. 91-116.

CENTRO DE DIVULGAÇÃO CIENTÍFICA E CULTURAL (CDCC – USP). **Roteiro de visita – bacia hidrográfica do rio Itaqueri**. Disponível em <http://www.cdcc.sc.usp.br/bio/para_download/ita/livreto_itaqueri.pdf> Acesso em 02/08/2011.

CHAPMAN, D. **Water quality assessment: a guide to the use of biota sediments and water in environmental monitoring**. 1 ed. UNESCO/WHO/UNEP: Chapman & Hall, 1992.

COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL – CETESB. **Relatório da qualidade das águas interiores do estado de São Paulo**. São Paulo, 2004. 264p.

COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL – CETESB **Relatório de qualidade das águas superficiais do estado de São Paulo**. Série Relatórios. São Paulo, 2009.

COONEY, J.D. Freshwater test. *In*: RAND, G.M. **Fundamentals of aquatic toxicology: effects, environment fate and risk assessment**. 2ª edição. Ed. Taylor & Francis, 1995, cap. 2, p.71-98.

COSTA, J.B.; ESPÍNDOLA, E.L.G. Avaliação ecotoxicológica da água e sedimento em tributários do reservatório de Barra Bonita (Médio Tietê Superior, SP). *In*: ESPÍNDOLA, E.L.G.; PASCHOAL, C.M.R.B.; ROCHA, O.; BOHRER, M.B.C.; OLIVEIRA-NETO, A.L. (Editores). **Ecotoxicologia – Perspectivas para o Século XXI**. São Carlos: Editora Rima, 2000. p. 75-93.

COSTA, J.B. **Avaliação ecotoxicológica da água e sedimento de tributários do reservatório de Barra Bonita (Médio Tietê Superior - SP)**. Dissertação (Mestrado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2001.

COSTA, J. B. **Avaliação ecotoxicológica de efluente de tratamento secundário de esgoto sanitário após desinfecção com ácido peracético, cloro, ozônio e radiação ultravioleta**. 178 f. Tese (Doutorado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2007.

COSTA, C.R.; OLIVI, P.; BOTTA, C.M.R.; ESPÍNDOLA, E.L.G. A toxicidade em ambientes aquáticos: discussão e métodos de avaliação. *In*: **Quím. Nova**, vol.31, no.7. São Paulo, 2008.

DAMIANI, E. et. al. A case study: Bay of Pozzuoli (Gulf of Naples, Italy). Ecological effects of *in situ* sediment contaminants. **Hydrobiol.**, 1987, v.149, p.171-203.

DELLELO, D. **Composição e distribuição (espacial e temporal) de macrófitas aquáticas no reservatório do Lobo (Broa), Itirapina/Brotas, SP**. Dissertação (Mestrado em Ciências da Engenharia Ambiental) – Escola de Engenharia de São Carlos – Universidade de São Paulo. São Carlos, 2008.

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

ESPÍNDOLA, E.L.G. **Limnologia de represas: alguns fatores determinantes**. Escola de Engenharia de São Carlos – Universidade de São Paulo. São Carlos, 2001. 95p.

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

FÖRSTNER, V.; MÜLLER, G. **Schwermetalle in Flüssen und Seen**. Berlin: Springer-Verlag, 1974. 225p.

FÖRSTNER, U.; WITTMAN, G.T.W. **Metal pollution in the aquatic environment**. New York: Springer-Verlag, 1979. 486p.

GERSICH, F.M. & MILAZZO, D.P. The precision of daphnid (*Daphnia magna* Straus, 1820) static acute toxicity tests. Arch. **Environmental Contaminant Toxicology**. 1986, vol.13.

GHERARDI-GOLDSTEIN, E.; BERTOLETTI, E.; ZAGATTO, P. A.; ARAÚJO, R. P. A.; RAMOS, M. L. L. C. **Procedimentos para Utilização de Testes de Toxicidade no Controle de Efluentes Líquidos**. São Paulo: Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental (CETESB), 1990.

GIESY, J.P.; HOKE, R.H. Freshwater sediment toxicity bioassessment: rationale for species selection and test design. **Journal of Great Lakes Research**. 1989, vol.15, no.4.

GOLDMAN, C.R.; HORNE, A.J. **Limnology**. International Student, Tokyo: McGraw-Hill, 1983. 464p.

GOLTERMAN, H.L. **Physiological limnology**. Approach to the physiology of lake ecosystems. Elsevier Scientific Publishers, 1975.

GOLTERMAN, H.L.; CLYMO, R.S.; OHNSTAD, M.A.M. **Methods for physical and chemical analysis of fresh water**. 2 ed. Oxford: Blackweel Scientific Publications (IBP, 8), 1978. 213p.

GULLEY, D. D.; BOELTER, A. M.; BERGMAN, H. L. **Toxtat 3.4** Computer Program, 1994.

HAMILTON, M.; RUSSO, R. C.; THURSTON, R.V. Trimmed Spearman Karber method for estimating median lethal concentrations in toxicity bioassays. **Environ. Sci. Tech.**, 1977, v. 11, p. 714-719.

HANNAFORD, M.; BARBOUR, M.; RESH, V. Training reduces observer variability in visual-based assessments of stream habitats. J. N. Am. Benthol. Soc. 1997, v. 16 (4): p.853-860.

IBAMA. Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis. Avaliação da toxicidade aguda para peixes. In: **Manual de testes para avaliação de ecotoxicidade de agentes químicos**. Brasília, 1987. parte D. 3.

INGERSSOL, C.G. Sediment test. In: RAND, G. M. **Fundamentals of aquatic toxicology: effects environment fate, and risk assessment**. 2ª edição. ED. Taylor & Francis, 1995. Cap. 8.

KENDALL, R. J. et al. In: **Casarett and Doull's Toxicology - The Basic Science of Poisons**. KLAASSEN, C. D., ed.; 6th ed., New York: MacGraw-Hill, 2001, cap. 29.

KOROLEFF, F. Determination of nutrients. IN: GRASSOHOF, K. ed. **Methods of seawater analysis**. Weinhein: Verlag. Chemie, 1976. p. 117-181.

de KRUIJF, H. A. M. Em **Manual on Aquatic Ecotoxicology**; de KRUIJF, H. A. M.; de ZWART, D. (Eds.), Dordrecht: Kluwer Academica Publishers, 1988, cap. 4

LANÇAS, F.M. **Extração em fase sólida**. Apostila. Instituto de Química - Universidade de São Paulo, 1997. 53 p.

LEGENDRE, L. Measures of ecological resemblance. In: **Numerical ecology**. Developments in Environmental Modelling (3). E. Scientific Publishing Company, 1983. 317p

LEOPOLD, L. The hydrologic effects of urban land use. In: DETWILER, T.R. **Man's impact on environment**. New York: McGraw-Hill, 1971. Cap.6, p.205-224.

LINDEGAARD, C. Classification of water-bodies and pollution. *In: The Chironomidae: the biology and ecology of non-biting midges* (P.D. Armitage, P.S. Cranston & L.C.V. Pinder, eds.). London: Chapman & Hall, 1995. p. 385-404.

LLOYD, R. **Polution and freshwater fish**. Oxford, Fishing news book, 1992.

LORANDI, R., FREIRE, O., FRANÇA, GV.; TAKAOKA, M. Interpretação do levantamento de solos da bacia da represa do Lobo para fins de estudos ecológicos. In **Anais do III Seminário Regional de Ecologia**. São Carlos: UFSCar. 1983. p. 331-341.

MACKERETH, S.J.H., HERON, J., TALLING, J.S. **Water analysis some revised methodsfor limnology**. Kendal, freshwater Biol. Assoc. Sci. Publ. 36., Wilson and Sons, 1978. 117p.

MAGALHÃES, D.P. & FERRÃO FILHO, A.S. A Ecotoxicologia como ferramenta no biomonitoramento de ecossistemas aquáticos. In: **Oecol. Bras.**, 2008, 12 (3): 355-381.

MARGALEF, R. **Limnologia**. Ed. Omega, 1983. 1010p.

MARINS, M.A. **Ecologia da alga Melosira Italica (Ehr) Kutz, represa do Lobo, estado de São Paulo**. Tese (Doutorado) – Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo. São Paulo, 1975.

MARRARA, A.C.T. **Avaliação físico-química e ecotoxicológica do ribeirão Tatu no município de Limeira-SP**. Campinas, Faculdade de Engenharia Civil, Universidade Estadual de Campinas. Tese de Doutorado, 2008.

MASUTTI, M. B. **Distribuição e efeitos de cromo e cobre em ecossistemas aquáticos: uma análise laboratorial e in situ (experimentos em micro e mesocosmos)**. Tese (doutorado). Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2004.

MATHEUS, C. E. & TUNDISI, J. G. Estudo físico-químico e ecológico dos rios da bacia hidrográfica do Ribeirão e Represa do Lobo. In: TUNDISI, J. G. **Limnologia e manejo de represas**. v. 1, tomos 1 e 2, p. 419-472. São Paulo: USP, ACIESP, FAPESP, UNEP, 1988. (Série Monografias em Limnologia).

MAYER et al. **Physicochemical factors affecting toxicity in freshwater: hardness, pH and temperature**. U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C: EPA/600/A-94/199 (NTIS PB951122990), 1994.

MEYBECK, M. Carbon, nitrogen and phosphorus transport by world rivers. **Am. J. Sci.**, 1982, p. 282, 401-450.

MEYBECK, M. **Global freshwater quality: a first assessment**. Oxford World Health Organization/Blackwell, 1989. 306p.

MINTE-VERA, C. Métodos de análise espécie- ambiente. **Boletim da sociedade brasileira de ictiologia**, 54, 1999. p. 17-19.

MOORE, J.W.; RAMAMOORTHY, S. **Heavy metals in natural waters: applied monitoring and impact assessment**. 1. Ed, New York: Springer-Verlag, 1984.

MORAES, E.M. **Ciclo sazonal, distribuições horizontal e vertical e inter-relação ecológicas de nutrientes na Represa do Lobo (Brotas/Itirapina-SP)**. Dissertação (Mestrado). I.B./USP, São Paulo, 1978.

MORRISON, G.M.P.; BATLEY, G.E.; FLORENCE, T.M. **Metal speciation and toxicity**. Chemistry in Britain, 1989. p.792-795.

MOTHEO, D.F. **Estudo limnológico na represa Carlos Botelho (Itirapina/Brotas, SP): uma reavaliação comparativa do sistema Lobo-Broa**. Dissertação (Mestrado). Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, SP, 2005.

MOTTA-JUNIOR, J.C.; GRANZINOLLI, M.A.M.; DEVELEY, P.F. Aves da Estação Ecológica de Itirapina, estado de São Paulo, Brasil. **Biota Neotrop.**, vol 8, no. 3, Jul/Set. 2008.

MOZETTO, A.A.O. **Manejo da qualidade da água e da dinâmica do sedimento e do particulado da represa de Guarapiranga e do Rio Grande - RMSP**. Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, SP (Projeto RHAE, processo nº 610419/95-1), 1996.

NEWMAN, M.C.; JAGOE, C.H. Ligands and the bioavailability of metals in the aquatic environments. *In*: HAMELINK, J.L.; et.al., (Eds). **Bioavailability, physical, chemical and biological interactions**. SETAC special publication. Lemis Publisher, 1994. p.39-62.

NIMMO, D.R. *In*: RAND, G.M. e PETROCELLI, S.R. (Eds.). **Fundamentals of aquatic toxicology: methods and applications**. New York: Hemisphere, 1985. p.335-373.

NORA, E.L.D.; SANTOS, J.E.; MOREIRA, M.A.; SANTOS, C.A. Caracterização ambiental dos usos e ocupação da terra em zonas de amortecimento de uma área natural legamente protegida. Estudo de caso: Estação Ecológica de Itirapina. **Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto**, Natal, Brasil. 25-30 abril 2009.

NOVELLI, A. **Estudo limnológico e ecotoxicológico da água e sedimento do rio Monjolinho – São Carlos (SP), com ênfase nas substâncias de referência cádmio e cobre**. Dissertação (Mestrado) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2005.

NOVELLI, A. **Efeito do Vertimec® 18CE e de seu princípio ativo, a abamectina, em ambiente aquático: uma análise laboratorial e in situ**. Tese (Doutorado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2010.

NUSH, E. A. Comparison of different methods for chlorophyll and phaeopigment. **Arch. Hydrobiolol.** Bech. Stuttgart, 1980. v. 14, p. 14-36.

ODUM, E.P. **Ecologia**. Ed. Guanabara Koogan S. A. R. J, 1983. 433p.

OLIVEIRA-NETO, A.L.; BOTTA-PASCHOAL, C.M.R.; SALVELA, C; MIRANDA, V.F. **Toxicidade de alguns elementos-traço (Cd, Pb, Cr, Zn e Cu) para a espécie de cladócera Ceriodaphnia silvestrii**. *In*: 4ª Reunión Anual de SETAC Latinoamericana. Buenos Aires, 2001. /Resumos/

OISHI, M.K. **Determinação do potencial trófico das águas dos componentes da bacia hidrográfica da represa do Lobo (Brotas-Itirapina, SP) através de ensaio algal.** Dissertação (Mestrado) – EESC/USP, 1990.

PAYNE, A.I. **The ecology of tropical lakes and Rivers.** John Wiley & Sons Ltd, 1986. 301p.

PELÁEZ,-RODRIGUEZ, M.; PERET, A.M.; MATSUMURA-TUNDISI, T.; ROCHA, O. Análise da qualidade da água e aplicação do índice de proteção de vida aquática (IVA) em duas sub-bacias da bacia hidrográfica do Rio Jacaré-Guaçu. In: ESPÍNDOLA, E.L.G.; PASCHOAL, C.M.R.B.; ROCHA, O.; BOHRER, M.B.C.; OLIVEIRA-NETO, A.L. (Editores). **Ecotoxicologia – Perspectivas para o Século XXI.** São Carlos: Editora Rima, 2000. p.95-114.

PEREIRA, A.M.M.; SOARES, A.M.V.M.; GONÇALVES, F.; RIBEIRO, R. The chambers and tests procedures for in situ toxicity testing with zooplankton. **Environmental Toxicology and Chemistry.** 1999, vol.18, no.9.

PEREIRA, J.M.A. **A atividade pesqueira na represa do Lobo-Broa (Itirapina, Brotas – SP): caracterização e composição da captura.** Dissertação (Mestrado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2005.

PLAA, G.L. Present status: toxic substances in the environment. **Can. J. Physiol. Pharmacol.**, 60, 1982. p.1010-1016.

PRINTES, L.B.; SOMMER, C.H. **Efeitos de Metais Pesados (Cu, Cr, Cd, Pb e Zn) sobre a mobilidade de Daphnia similis.** In: V Encontro Brasileiro de Ecotoxicologia, I Colóquio Brasileiro de Algas Nocivas, Itajaí, SC, 1998. p. 159.

QUEIROZ, O.T.M.M. **Impactos das atividades turísticas em área de reservatório, uma avaliação sócio-ambiental do uso e ocupação na área da represa do Lobo, município de Itirapina, SP.** Tese (Doutorado). CRHEA/EESC/USP, São Carlos, SP, 2000.

RAND, G.M. & PETROCELLI, S.R. **Fundamentals of aquatic toxicology: methods and applications.** London: Hemisphere Publishing Corporation, 1985.

RAND, G. M.; WELLS, P. G.; MCCARTY, L. S. In: **Fundamentals of Aquatic Toxicology: Effects, Environmental Fate, and Risk Assessment.** RAND, G. M., ed.; 2nd ed., Washington: Taylor & Francis, 1995, cap. 1.

REBOUÇAS, A.C. Água doce no mundo e no Brasil. In: REBOUÇAS, A.C.; BRAGA, B.; TUNDISI, J.G. **Águas doces no Brasil: capital ecológico, uso e conservação.** São Paulo: Ed. Escrituras, 1999. Cap. 1, g.12-21.

RIBEIRO, M. C. L. B. **Conservação da integridade biótica das comunidades de peixes do Ribeirão Gama: área de proteção ambiental (APA) Gama/Cabeça de Veado.** Tese (Doutorado) – Universidade Estadual Paulista (UNESP), Rio Claro, 1994.

RIGOLIM-SÁ, O. **Toxicidade do herbicida Roundap (glifosfato) e do acaricida Omite (propargito) nas fases iniciais da ontogenia do bagre, *Rhandia hilari* (VALENCIENNES, 1840) (Pimelodidae, Siluriforme).** Tese (Doutorado) - Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 1998.

RODGHER, S.; ESPÍNDOLA, E.L.G.; ROCHA, O.; FRACÁCIO, R.; PEREIRA, R.H.G.; RODRIGUES, M.H.S. Limnological and ecotoxicological studies in the cascade of reservoirs in the Tietê river (São Paulo, Brazil). **Brazilian Journal of Biology**, São Carlos, 2005, v. 65, n. 4, p. 697.

ROOS, J.C.; PIETERSE, A.J.H. Nutrients, dissolved gases and pH in the Vail river at Balkfontain, South Africa. **Arc. Hydrobiol.** 1995, v. 133, n 2, p. 173 – 196.

RUSCHMANN, D.V.M. **Turismo e planejamento sustentável: a proteção do meio ambiente.** Ed. Papyrus, Campinas, 1997. 199p.

SALOMONS, W.; FÖRSTNER, U. **Metals in the hydrocycle.** Springer-Verlag, 1984. 349p.

SALOMONS, W. et. al. Sediments as a source for contaminants? *In: Hydrobiol.* 1987, v.149, p.13-30.

SCHVARTSMAN, S. **Intoxicações agudas.** (quarta edição). Sarvier, São Paulo, 1991. 355p.

SÉ, J.A.S. **O rio Monjolinho e sua bacia hidrográfica como integradores de sistemas ecológicos. Um conjunto de informações para o início de um processo de pesquisas ecológicas, de educação, planejamento e gerenciamento ambientais a longo prazo.** Dissertação (Mestrado). Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, 1992.

SEBASTIEN, N.Y. **Fenômenos Climatológicos e Hidrológicos e sua Repercussão sobre a Limnologia dos Reservatórios de Barra Bonita-SP, Carlos Botelho (Lobo - Broa)-SP e Tucuruí-PA-Brasil.** Tese (Doutorado), Universidade de São Paulo. Dep. de Engenharia Ambiental. São Carlos-SP, 2004.

SILVA, D. A. Levantamento do meio físico das Estações Ecológica e Experimental de Itirapina, São Paulo, Brasil. **Rev. Inst. Flor.** São Paulo, 2005, v.17, n.1, p. 113-128.

SILVÉRIO, P. F. **Partição, Biodisponibilidade e Toxicidade de Metais Pesados a Organismos Bentônicos em Sedimentos**. 77 f. Dissertação (Mestrado) - Departamento de Química, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 1999.

SOUZA, D.A. **Bacia do ribeirão do Lobo: bases ecológicas para o desenvolvimento regional, manejo e conservação**. Dissertação (Mestrado). Instituto de Biociências-USP, São Paulo, 1993.

SPRAGUE, J.B. Factors that modify toxicity. In: RAND, G.M. & PETROCELLI, S.R. **Fundamentals of aquatic toxicology: methods and applications**. London: Hemisphere Publishing Corporation, 1985. p.124-163.

STRASKRABA, M.; TUNDISI, J.G. **Reservoir Water Quality Management: Guidelines of Lake Management**. Kusatsu, Japan: International Lake Environmental Committee. 1999, v.9, 227p.

TRINDADE, M. **Nutrientes em sedimento da represa do Lobo (Brotas/Itirapina, SP)**. São Carlos. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de São Carlos, 1980.

TUNDISI, J.G. Limnologia de represas artificiais. **Boletim de Hidráulica e Saneamento**. Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, 1986, v.11, 46p.

TUNDISI, J. G.; T. MATSUMURA-TUNDISI; R. HENRY; O. ROCHA & K. HINO. Comparação do estado trófico de 23 reservatórios do Estado de São Paulo: Eutrofização e manejo. In: Tundisi, J.G. (ed.) **Limnologia e manejo de represas**. vol. 1. Tomo 1. São Paulo : Série Monografias em Limnologia/USP, 1988.

TUNDISI, J. G. & MATSUMURA-TUNDISI, T. The Lobo-Broa ecosystem research. In: J. G. Tundisi, C. E. M. Bicudo & T. Matsumura-Tundisi (eds.) **Limnology in Brazil**, pp. 219-243, 1995.

TUNDISI, J.G.; MATSUMURA-TUNDISI, T.; RODRIGUES, S.L. **Gerenciamento e recuperação das bacias hidrográficas dos rios Itaqueri e do Lobo e da UHE Carlos Botelho (Lobo-Broa)**. São Carlos: Editora Rima, 2003. 72p.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY – USEPA. **Quality criteria for water**. 1976.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY – USEPA. **Methods for measuring the toxicity and bioaccumulation of sediment associated contaminant with freshwater invertebrates**. 2 ed. Washington: EPA, 2000. (EPA/600/R-99/064).

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY – USEPA. **Methods for Measuring the Acute Toxicity of Effluents to Freshwater and Marine Organisms.** Washington: EPA, 2002a. (EPA/600/4-90/027F).

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY – USEPA. **Short-term methods for estimating the chronic toxicity of effluents and receiving waters to freshwater organisms.** EPA-821-R-02-013. U.S.Environmental Protection Agency. Office of Water, Washington, D.C. 4th Ed, 2002b.

VALENTIN, J. L. Agrupamento e ordenação. In: PERES NETO, P. R.; VALENTIN, J. L.; FERNANDEZ, F. A. S. Tópicos em tratamento de dados biológicos. **Oecologia Brasiliensis**, v 2. p. 27-55, 1995.

VIGANÓ, L. et al. Quality assesement of bed sedimento f the Pó river (Italy). **Water Res.**, 2003, vol. 37.

WETZEL, R. G.; LIKENS, G. E. **Limnological analysis**. 2. ed. Springer-Verlog, 1991. 391p.

WETZEL, R.G. **Limnologia**. Fundação Caloust Gulbenkian. 2 ed. Portugal, 1993.

ZAGATTO, P. A. Sensibilidade de *Daphnia similis*: controle e qualidade de culturas. **Revista Ambiente**. 1988, vol.2, no.2.

ZAGATTO, P.A. Ecotoxicologia Aquática. In: **VII Congresso Brasileiro de Limnologia**. Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, SC. Apostila, 18 p.

ZAGATTO, P.A.; BERTOLETTI, E. **Ecotoxicologia aquática: princípios e aplicações**. São Carlos: Editora Rima, 2006. 464p.

ZORATTO, A.C. **Avaliação ecotoxicológica de compostos naturais produzidos por *Eucalyptus grandis* e *Eucalyptus urophylla* no Vale do rio Doce, Minas Gerais**. Dissertação (mestrado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2007.

ANEXO I

Protocolo de avaliação de habitat

Tabela 1 – Protocolo simplificado de avaliação de habitat proposto por BARBOSA (2003), modificado de Hannaford, Barbour e Hesh (1997), BARBOUR et al. (1999) e CALLISTO et al. (2002) para trechos de cabeceira (para alto gradiente ou até a 4ª ordem) (continua)

Parâmetros de habitat	Categorias			
	Ótimo (18 pontos)	Sub-ótimo (13 pontos)	Mediano (8 pontos)	Pobre (3 pontos)
1-Estabilidade e diversidade de fundo	Mais de 70% é um misto de pedaços de troncos submersos, folhas, galhos e outros habitats estáveis.	40-70% são habitats estáveis sem evidência de alteração ou assoreamento.	20-40% de habitats estáveis: substratos freqüentemente modificados	Menos que 20% de substratos estáveis: substrato instável ou ausente.
2-Desenvolvimento de remansos e corredeiras	Remansos e corredeiras bem desenvolvidos: remansos tão largos quanto o rio e com o comprimento igual ao dobro da largura do rio	Remansos com largura igual a do rio mas com comprimento menor que o dobro da largura do rio	Corredeiras podem estar ausentes: remansos não tão largos quanto o rio e seu comprimento é menor que o dobro da largura do rio	Remansos ou corredeiras inexistentes
3 –Acomodação do substrato	Cascalhos, seixos e pedregulhos (texturas grosseiras) rodeados por 0-25% de material fino	Texturas grosseiras rodeadas por 25 a 50% de sedimento fino.	Texturas grosseiras rodeadas por 50 a 75% de sedimento fino.	Texturas grosseiras rodeadas por mais de 75% de sedimento fino.
4- Deposição de sedimentos	Menos que 5% do fundo afetado por deposição de sedimento. Deposições marginais pequenas ou ausentes	5 a 30% do fundo afetado. Evidências de deposição recente de sedimentos.	30 a 50% do fundo afetado. Deposição moderada de sedimentos nos remansos. Deposições marginais novas e antigas.	Mais que 50 % do fundo afetado. Remansos ausentes devido a forte deposição de sedimentos.

Tabela 1 – Protocolo simplificado de avaliação de habitat proposto por BARBOSA (2003), modificado de Hannaford, Barbour e Hesh (1997), BARBOUR et al. (1999) e CALLISTO et al. (2002) para trechos de cabeceira (para alto gradiente ou até a 4ª ordem) (conclusão)

5- Condições de fluxo	Nenhum ou o mínimo do fundo do rio exposto.	Corpo de água é mais que 75 % do canal do rio ou menos que 25% do fundo expostos.	De 25 a 75% do fundo expostos.	Lâmina d'água escassa presente apenas nos remansos.
6- Alterações no canal do rio	Canalização (retificação) ou dragagem ausentes: padrão normal do rio.	Alguma canalização presente, normalmente próximo a construção de pontes: Evidências de modificação a mais de 20 anos.	40 a 80% do rio canalizado ou modificado. Alguma modificação presente nas duas margens	Mais de 80% do rio modificado. Margens cimentadas. Habitats modificados ou removidos.
	Categorias			
Parâmetros de habitat	Ótimo (10 pontos)	Sub-ótimo (7 pontos)	Mediano (4 pontos)	Pobre (1 pontos)
7- Estabilidade das margens (cada margem é pontuada separadamente) *	Margens estáveis. Evidências de erosão mínimas ou ausentes. Menos de 5% da margem afetada.	Moderadamente estáveis. De 5-30% das margens com erosão.	Moderadamente instáveis. Cerca de 60% da margem afetada. Alto potencial de erosão durante inundações.	Muito instável. Áreas descobertas na curva do rio. Erosão evidente em cerca de 60-100% da margem.
8- Presença da vegetação ripária (cada margem é pontuada separadamente) *	Acima de 90% da vegetação nativa. Fitofisionomia esperada para a região sem evidências de deflorestamento.	Entre 70 a 90% com vegetação ripária nativa. Evidências de deflorestamento mas sem alterar a estrutura esperada.	Entre 50 a 70 % da vegetação nativa. Mata secundária presente, mas não dominante. Deflorestamento evidente.	Menos de 50% da vegetação ripária. Deflorestamento muito acentuado. Mata secundária dominante.
9- Extensão da vegetação ripária (cada margem é pontuada separadamente) *	Atende ao código florestal brasileiro**. 100% ou mais do mínimo exigido.	Não atende ao código florestal em até 66 % do mínimo exigido.	Não atende ao código florestal entre 66 e 33% do mínimo exigido.	Não atende ao código florestal Brasileiro abaixo de 33% do mínimo exigido.

* Somar-se-á a pontuação atribuída a cada margem para o computo final.

** Lei Federal N° 4.771 de 15/09/65 Art 2°, alterada pela Lei N° 7.803 de 18/07/89.

Tabela 2 – Protocolo simplificado de avaliação de habitat proposto por BARBOSA (2003), modificado de Hannaford, Barbour e Hesh (1997), BARBOUR *et al.* (1999) e CALLISTO *et al.* (2002). Parâmetros a serem substituídos nos itens 3 e 4 do protocolo das ordens menores para serem aplicados nos trechos baixos (baixo gradiente, trechos acima da 4ª ordem ou áreas não encachoeiradas)

Parâmetros de habitat	Categorias			
	Ótimo (18 pontos)	Sub-ótimo (13 pontos)	Mediano (8 pontos)	Pobre (3 pontos)
3- Características do substrato do remanso	Mistura de materiais no substrato (areia, raízes e vegetação submersa) é comum	Mistura de areia fina, lama ou argila é dominante mas há presença de raízes e outros vegetais submersos.	Todo o fundo é coberto por lama ou argila. Não há depósitos egeais.	Argila consolidada ou rocha. Sem depósitos vegetais.
4- Deposição de sedimentos	Ilhas ou deposição de areia nas margens pouca ou ausente. Menos que 20% do fundo afetado pela deposição.	20 a 50% do fundo afetado pela deposição. Sinais de entradas de novos sedimentos (Cascalho, areia ou sedimentos finos).	Deposição moderada de sedimentos novos. 50 a 80% do fundo afetado. Depósitos causam obstruções nos remansos. Deposições moderadas nas margens.	Mais de 80% do fundo afetado. Material fino depositado nas margens. Remansos ausentes devido a deposição.

Tabela 3 – Estimativa do grau de assoreamento baseando-se na acomodação do substrato, modificado de USEPA (1997) e GORDON *et al.* (1992) para uso na variável 3 em rios de até 4ª ordem ou passíveis de avaliação (BARBOSA, 2003).

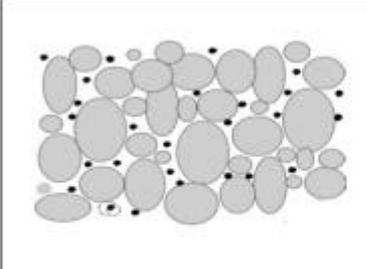
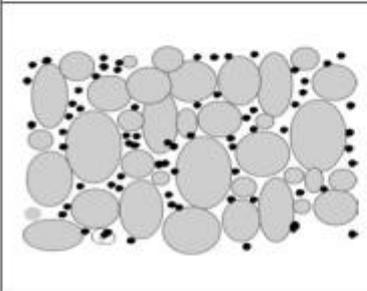
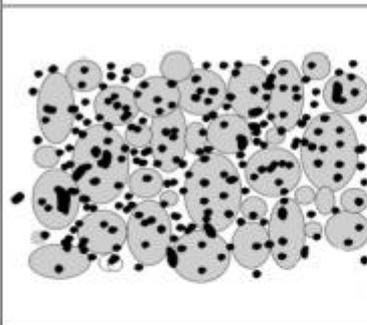
Visualização do substrato (partículas finas em preto)	Percentual de Assoreamento estimado
	5-25%
	25-50%
	50-75%
	>75%

Tabela 4 – Protocolo de avaliação de habitat aplicado aos ecossistemas lóticos da bacia do lobo

Pontos de coleta	EDF	DRC	AS	DS	CF	ACR	EM		PVR		EVR		SOMA
							Margem esquerda	Margem direita	Margem esquerda	Margem direita	Margem esquerda	Margem direita	
I1	8	13	13	8	8	18	4	4	1	1	1	1	80
I2	8	18	13	13	13	18	7	7	1	4	1	1	104
RL1	8	13	13	8	3	18	4	4	7	7	7	3	95
RL2	13	18	18	18	18	18	7	7	7	7	10	10	151
AB1	3	3	13	3	8	8	1	1	1	1	1	1	44
L1	18	18	13	13	8	18	10	10	10	10	10	10	148
AB/L2	3	8	8	8	8	18	7	4	4	1	1	1	71
G1	18	18	8	13	8	18	10	10	10	10	4	4	131
G2	3	18	8	8	8	13	7	4	1	1	1	1	73
PU	3	8	8	3	8	8	1	4	1	1	1	1	47
JU	8	18	13	13	13	13	10	4	7	1	4	1	105

Os valores em vermelho indicam que, nesses pontos, foi utilizado o protocolo para trechos de altos gradientes (trechos de cabeceira)

EF: Estabilidade e diversidade de fundo; DRC: Desenvolvimento de Remansos e Corredeiras; AS: Acomodação do substrato; DS: Deposição de sedimentos; CF: Condições de fluxo; AC: Alterações no canal do rio; EM: Estabilidade das margens; PVR: Presença de vegetação ripária; EVR: Extensão da vegetação ripária.

ANEXO II

Resultados das variáveis climatológicas (precipitação e temperatura do ar)

Tabela 5 – Resultado dos valores de precipitação total mensal e temperatura média mensal do ar

Mês	Precipitação total (mm)	Temperatura média do ar (° C)
mar/10	172,1	23,8
abr/10	82,6	22,3
mai/10	24,1	18,5
jun/10	29,4	17,4
jul/10	30,7	19,3
ago/10	0,0	19,3
set/10	54,8	22,2
out/10	91,6	21,6
nov/10	143,4	23,0
dez/10	234,8	24,2
jan/11	543,8	23,6
fev/11	214,9	24,2

ANEXO III

Resultados das variáveis limnológicas do compartimento água

Tabela 6 – Resultados dos valores de pH, condutividade e oxigênio dissolvido das amostras de água da bacia do Lobo

Pontos de coleta	Ph				Condutividade ($\mu\text{S/cm}$)				OD (mg/L)			
	1ª coleta	2ª coleta	3ª coleta	4ª coleta	1ª coleta	2ª coleta	3ª coleta	4ª coleta	1ª coleta	2ª coleta	3ª coleta	4ª coleta
I1	5,73	5,78	5,76	6,13	26,0	30,7	38,7	21,7	8,53	10,23	5,32	7,28
I 2	5,01	4,63	4,28	*	15,0	10,0	11,3	*	7,64	9,16	7,72	*
RL1	4,99	5,93	5,80	6,35	43,0	37,3	48,7	26,7	6,61	7,78	5,86	7,67
RL2	4,77	4,85	4,60	*	8,3	6,3	6,0	*	8,29	8,66	8,25	*
AB1	5,16	5,04	5,97	6,24	28,7	28,0	35,7	22,7	5,75	8,77	8,34	8,83
L1	3,92	3,99	4,58	*	2,0	2,0	2,3	*	7,81	9,56	7,91	*
AB/L2	5,31	5,49	5,89	6,03	42,0	43,0	55,0	23,3	3,43	4,74	3,55	5,42
G1	3,70	3,96	5,08	*	3,0	2,0	2,3	*	8,07	8,73	8,07	*
G2	4,48	4,84	4,38	5,01	6,0	6,0	6,0	7,0	7,61	8,33	7,17	7,42
PU	5,50	4,55	5,19	5,75	2,0	2,0	3,0	4,3	8,08	9,60	8,10	7,93
JU	5,34	4,86	5,45	5,22	13,0	11,3	13,0	12,3	6,78	8,90	7,75	8,62
R1	6,37	5,00	5,15	5,40	13,0	15,3	17,0	9,0	7,95	7,48	*	2,60
R2	5,49	4,60	4,25	5,26	11,0	7,0	8,0	8,0	8,95	8,56	*	6,66
R3	6,06	5,61	7,10	6,35	11,0	9,1	12,0	13,0	9,77	10,79	*	8,40

* Valores não medidos

Tabela 7 – Resultado dos valores de temperatura e turbidez das amostras de água da bacia do Lobo

Pontos de coleta	Temperatura ($^{\circ}\text{C}$)				Turbidez (UNT)			
	1ª coleta	2ª coleta	3ª coleta	4ª coleta	1ª coleta	2ª coleta	3ª coleta	4ª coleta
I1	20,1	12,7	16,5	26,1	28	12	29	30
I 2	21,0	15,8	19,6	*	21	11	14	*
RL1	21,0	14,2	16,5	24,9	18	14	11	20
RL2	21,0	15,6	18,9	*	17	6	2	*
AB1	24,0	18,1	20,6	24,0	12	9	8	8
L1	21,9	16,3	20,1	*	8	5	1	*
AB/L2	22,9	18,0	19,7	24,3	12	8	6	29
G1	21,7	18,8	20,5	*	6	4	4	*
G2	21,4	18,1	21,1	23,1	8	12	2	8
PU	24,8	18,3	23,7	26,1	5	4	6	7
JU	23,5	19,3	21,7	24,6	14	8	10	18
R1	24,3	15,1	18,0	22,4	17	11	12	20
R2	23,6	15,6	18,7	23,1	14	10	11	15
R3	23,9	18,8	21,2	26,0	18	7	10	10

* Valores não medidos

Tabela 8 – Resultado dos valores de material em suspensão total e suas frações orgânica e inorgânica das amostras de água da bacia do Lobo

Pontos de coleta	MST (mg/L)				MSO (%)				MSI (%)			
	1ª coleta	2ª coleta	3ª coleta	4ª coleta	1ª coleta	2ª coleta	3ª coleta	4ª coleta	1ª coleta	2ª coleta	3ª coleta	4ª coleta
I1	9,66	3,36	14,35	79,02	18,5	29,0	16,2	12,8	81,5	71,0	83,8	87,2
I 2	6,39	3,28	2,99	*	36,6	37,3	62,9	*	63,4	62,7	37,1	*
RL1	40,57	3,93	3,44	51,53	3,6	33,8	35,3	18,4	96,4	66,2	64,7	81,6
RL2	15,51	2,25	9,85	*	31,4	45,0	36,3	*	68,6	55,0	63,7	*
AB1	4,16	3,63	5,20	38,30	57,7	47,2	47,9	19,8	42,3	52,8	52,1	80,2
L1	3,18	1,54	3,82	*	50,6	59,1	36,1	*	49,4	40,9	63,9	*
AB/L2	33,70	2,93	6,21	34,02	38,7	59,0	42,1	25,4	61,3	41,0	57,9	74,6
G1	3,52	1,82	2,20	*	46,0	48,9	56,4	*	54,0	51,1	43,6	*
G2	3,02	11,89	4,25	2,80	50,0	38,1	47,3	58,9	50,0	61,9	52,7	41,1
PU	1,91	1,21	2,16	13,10	77,0	86,0	82,5	37,3	23,0	14,0	17,5	62,7
JU	4,34	5,05	9,26	8,50	50,4	62,9	73,6	51,6	49,6	37,1	26,4	48,4
R1	5,66	4,26	10,83	35,78	63,6	67,8	65,7	21,5	36,4	32,2	34,3	78,5
R2	4,06	2,86	5,27	23,70	52,5	44,5	65,8	24,2	47,5	55,5	34,2	75,8
R3	5,36	3,82	8,23	4,21	49,6	83,0	80,2	67,8	50,4	17,0	19,8	32,2

* Valores não medidos

Tabela 9 – Resultado dos valores de clorofila a e Índice de Estado Trófico das amostras de água da bacia do Lobo

Pontos de coleta	Clorofila a (µg/L)				IET			
	1ª coleta	2ª coleta	3ª coleta	4ª coleta	1ª coleta	2ª coleta	3ª coleta	4ª coleta
I1	2,60	0,00	3,35	4,46	56,72	52,42	58,76	63,32
I 2	17,07	0,98	1,31	*	64,53	51,31	54,01	*
RL1	2,39	2,39	2,79	2,09	55,53	57,35	59,28	59,90
RL2	2,44	1,74	0,35	*	56,06	54,11	50,07	*
AB1	1,99	6,38	14,75	22,32	55,37	60,42	66,41	70,05
L1	11,72	2,79	2,51	*	61,89	55,08	58,94	*
AB/L2	1,05	4,88	6,98	2,33	56,01	63,14	65,75	60,66
G1	1,12	1,40	4,46	*	51,02	52,09	59,55	*
G2	0,56	1,40	1,95	1,40	49,56	54,38	55,74	56,79
PU	2,79	0,84	3,07	2,23	54,98	50,43	57,14	58,86
JU	22,32	35,22	64,17	13,49	65,47	67,06	71,28	66,92
R1	25,51	21,92	67,89	7,67	61,04	60,27	66,01	62,74
R2	9,96	7,57	20,46	26,51	57,68	56,42	61,42	65,01
R3	19,07	43,25	74,87	22,72	59,15	60,75	63,77	63,99

* Valores não medidos

Tabela 10 – Resultado dos valores de nitrogênio orgânico total, íon amônio, nitrito e nitrato das amostras de água da bacia do Lobo

Pontos de coleta	Nitrogênio orgânico total (mg/L)				Íon amônio (µg/L)				Nitrito (µg/L)				Nitrato (µg/L)			
	1ª coleta	1ª coleta	1ª coleta	1ª	1ª coleta	2ª coleta	3ª coleta	4ª	1ª coleta	2ª coleta	3ª coleta	4ª	1ª coleta	2ª coleta	3ª coleta	4ª
I1	0,70	0,70	0,37	0,51	73,79	19,20	60,24	17,05	4,20	4,65	4,18	9,89	112,15	154,74	85,10	33,16
I2	0,28	0,37	0,33	*	54,32	9,28	18,33	*	4,43	4,59	6,51	*	105,92	189,36	63,08	*
RL1	0,28	0,61	0,51	0,42	51,11	7,55	36,84	19,05	4,80	3,85	3,14	8,92	48,61	88,62	49,68	32,91
RL2	0,89	0,93	0,42	*	30,10	12,82	28,64	*	5,77	4,35	3,52	*	58,67	255,39	58,02	*
AB1	0,42	0,70	0,51	0,56	153,47	120,31	96,76	36,13	6,51	6,95	4,28	6,84	200,50	181,49	78,78	32,85
L1	0,33	0,65	0,37	*	63,31	7,03	37,27	*	3,16	4,02	2,12	*	52,22	140,89	29,07	*
AB/L2	1,07	1,35	1,49	0,75	445,63	128,43	361,25	128,15	93,80	88,23	95,61	21,30	588,76	726,89	313,99	62,11
G1	0,84	0,79	0,47	*	56,47	8,99	36,99	*	5,97	3,58	4,15	*	77,21	129,64	31,59	*
G2	0,42	0,33	0,56	0,42	108,10	6,96	31,10	11,20	4,68	3,34	2,81	4,64	320,57	280,62	106,22	33,92
PU	0,79	0,33	0,37	0,47	90,27	6,70	23,25	48,85	2,59	2,44	3,04	4,40	90,27	70,27	25,82	13,07
JU	0,61	0,79	0,51	0,37	290,82	18,65	30,67	38,88	5,78	2,75	1,64	4,83	579,18	680,56	22,26	20,86
R1	0,23	0,89	0,37	0,42	204,93	26,47	36,35	7,55	4,92	3,56	4,10	6,58	52,35	145,76	24,98	21,79
R2	0,28	0,75	0,37	0,79	64,02	25,05	22,19	5,85	3,72	4,10	2,85	5,08	259,24	121,72	24,79	17,14
R3	0,28	0,75	0,51	0,84	15,67	13,03	20,74	5,46	3,69	1,47	0,99	3,03	72,07	852,64	111,21	12,97

* Valores não medidos

Tabela 11 – Resultado dos valores de fósforo total, fosfato total dissolvido, fosfato inorgânico e silicato reativo das amostras de água da bacia do Lobo

Pontos de coleta	Fósforo total (µg/L)				Fosfato total dissolvido (µg/L)				Fosfato inorgânico (µg/L)				Silicato reativo (mg/L)			
	1ª coleta	2ª coleta	3ª coleta	4ª	1ª coleta	2ª coleta	3ª coleta	4ª	1ª coleta	2ª coleta	3ª coleta	4ª	1ª coleta	2ª coleta	3ª coleta	4ª
I1	58,44	54,94	84,13	301,82	20,11	21,68	59,95	84,70	11,51	12,25	49,78	39,76	6,82	9,55	1,77	0,36
I2	51,29	37,02	64,30	*	20,74	15,48	56,71	*	12,99	14,61	51,31	*	1,75	2,32	0,65	
RL1	42,57	85,89	139,35	285,62	15,72	17,32	66,02	84,31	9,16	14,69	58,67	39,86	7,92	8,83	1,92	0,36
RL2	50,43	41,80	128,66	*	16,59	13,01	56,53	*	11,35	12,71	48,51	*	2,17	1,63	0,36	
AB1	54,23	54,53	135,46	275,18	13,18	14,45	56,57	64,06	4,85	10,22	44,97	38,90	2,86	3,15	0,57	0,21
L1	34,77	27,62	145,57	*	9,33	13,53	47,04	*	5,26	12,16	43,10	*	0,40	1,35	0,12	
AB/L2	201,93	242,43	365,30	321,55	151,25	184,19	231,60	119,99	126,61	155,65	214,54	93,47	2,24	3,02	0,76	0,22
G1	26,49	27,62	70,52	*	9,61	17,85	53,26	*	6,47	17,14	46,43	*	1,26	1,39	0,32	
G2	47,94	66,60	64,49	169,65	18,10	13,11	50,50	25,38	8,29	11,45	42,15	4,61	0,40	1,58	0,54	0,21
PU	26,58	34,14	52,05	171,69	11,14	10,18	49,04	43,23	5,59	7,14	43,62	20,79	0,41	1,44	0,58	0,22
JU	47,17	40,73	75,96	190,86	18,25	11,97	53,21	44,06	11,63	3,96	45,92	21,23	1,69	2,04	0,32	0,33
R1	61,94	54,38	144,80	286,66	23,10	16,68	65,75	84,11	12,64	11,70	51,96	57,02	1,25	2,26	0,46	0,47
R2	43,76	36,07	83,94	222,55	14,07	11,44	56,22	63,69	6,32	5,80	46,79	38,18	1,09	2,39	0,55	0,35
R3	41,98	36,69	63,71	180,33	13,44	14,26	55,17	43,78	5,50	6,42	42,43	20,65	1,12	2,12	0,42	0,15

* Valores não medidos

Tabela 12 – Resultado dos valores de metais totais nas amostras de água da bacia do Lobo

Pontos de coleta	Cádmio (mg/L)				Chumbo (mg/L)				Cobalto (mg/L)				Cobre (mg/L)				Cromo (mg/L)			
	1ª coleta	2ª coleta	3ª coleta	4ª coleta	1ª coleta	2ª coleta	3ª coleta	4ª coleta	1ª coleta	2ª coleta	3ª coleta	4ª coleta	1ª coleta	2ª coleta	3ª coleta	4ª coleta	1ª coleta	2ª coleta	3ª coleta	4ª coleta
I1	ND	ND	ND	ND	0,01	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
I 2	ND	ND	ND	*	0,12	0,02	ND	*	ND	ND	ND	*	ND	ND	ND	*	ND	ND	ND	*
RL1	ND	ND	ND	ND	0,07	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
RL2	ND	ND	ND	*	0,20	ND	ND	*	ND	ND	ND	*	ND	ND	ND	*	ND	ND	ND	*
AB1	ND	ND	ND	ND	0,24	0,17	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
L1	ND	ND	ND	*	0,52	0,16	ND	*	ND	ND	ND	*	ND	ND	ND	*	ND	ND	ND	*
AB/L2	ND	ND	ND	ND	0,34	0,03	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
G1	ND	ND	ND	*	0,13	0,03	ND	*	ND	ND	ND	*	ND	ND	ND	*	ND	ND	ND	*
G2	ND	ND	ND	ND	0,17	0,04	ND	ND	0,004	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
PU	ND	ND	ND	ND	0,51	ND	ND	0,01	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
JU	ND	ND	ND	ND	0,43	0,07	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
R1	ND	ND	ND	ND	0,42	0,10	ND	ND	ND	0,023	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
R2	ND	ND	ND	ND	0,39	0,36	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
R3	ND	ND	ND	ND	0,91	0,24	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND

Pontos de coleta	Ferro (mg/L)				Magnésio (mg/L)				Manganês (mg/L)				Níquel (mg/L)				Zinco (mg/L)			
	1ª coleta	2ª coleta	3ª coleta	4ª coleta	1ª coleta	2ª coleta	3ª coleta	4ª coleta	1ª coleta	2ª coleta	3ª coleta	4ª coleta	1ª coleta	2ª coleta	3ª coleta	4ª coleta	1ª coleta	2ª coleta	3ª coleta	4ª coleta
I1	2,110	0,603	1,544	4,820	1,330	1,529	1,874	1,069	ND	ND	ND	ND	ND	0,029	ND	0,005	0,073	0,109	ND	ND
I 2	1,581	0,664	0,191	*	0,759	0,477	0,507	*	ND	ND	ND	*	ND	0,048	ND	*	0,000	0,151	ND	*
RL1	2,104	1,189	0,505	4,869	2,135	1,947	2,307	1,521	0,026	ND	ND	ND	ND	0,000	ND	0,019	0,013	0,190	ND	ND
RL2	2,595	0,091	ND	*	0,556	0,274	0,234	*	0,028	ND	ND	*	ND	0,000	ND	*	0,000	0,104	ND	*
AB1	1,095	0,733	0,185	1,366	0,654	0,647	0,812	0,590	0,002	ND	ND	ND	ND	0,024	ND	ND	0,097	0,097	ND	0,054
L1	0,239	0,109	ND	*	0,050	0,050	0,114	*	ND	ND	ND	*	0,001	0,032	ND	*	0,049	0,287	ND	*
AB/L2	4,125	0,929	ND	0,759	0,567	0,523	0,618	0,530	0,027	ND	ND	ND	ND	0,000	ND	ND	0,000	0,191	ND	0,146
G1	0,212	0,127	ND	*	0,113	0,107	0,066	*	ND	ND	ND	*	ND	0,036	ND	*	0,000	0,090	ND	*
G2	1,349	3,472	ND	ND	0,258	0,261	0,293	0,228	0,011	0,026	ND	ND	ND	0,079	ND	ND	0,070	0,084	ND	2,622
PU	ND	ND	ND	0,622	0,092	0,091	0,125	0,159	ND	ND	ND	ND	ND	0,030	ND	ND	0,016	0,156	ND	ND
JU	1,190	0,185	ND	ND	0,482	0,387	0,415	0,373	ND	ND	ND	ND	0,023	0,037	ND	ND	0,043	0,347	ND	ND
R1	0,590	0,085	ND	4,332	0,465	0,402	0,478	0,487	ND	ND	ND	ND	ND	0,000	ND	0,007	0,143	0,100	ND	ND
R2	0,661	0,238	ND	1,197	0,471	0,320	0,329	0,426	ND	ND	ND	ND	ND	0,078	0,002	ND	0,130	0,271	ND	ND
R3	1,646	ND	ND	ND	0,529	0,397	0,427	0,378	ND	ND	ND	ND	ND	0,000	ND	0,005	0,083	0,203	ND	0,295

* Valores não medidos

ND: não detectado pelo método

ANEXO IV

Análises estatísticas do compartimento água

Tabela 13 – Valores dos componentes principais e fatores de explicação dos parâmetros avaliados na água da bacia do Lobo para o conjunto de todas as coletas

Variáveis	Componente P I	Componente P II	Componente P III
Nitrogênio total	-0,6297	0,3179	0,3569
Nitrito	-0,7530	0,1120	0,0743
Nitrato	-0,6391	0,6654	0,1597
Amônio	-0,1933	0,8596	-0,3198
Fosfato inorgânico	-0,8111	-0,2746	0,3829
Fosfato total dissolvido	-0,8910	-0,2345	0,3118
Fósforo total	-0,9356	-0,1550	0,1878
Silicato	-0,5609	-0,5879	0,4389
Material em suspensão	-0,8081	-0,3551	-0,3846
Material em suspensão inorgânico	-0,7060	-0,4109	-0,4922
Material em suspensão orgânico	-0,7712	-0,3025	-0,1794
pH	-0,9054	0,2068	0,1644
Condutividade	-0,8463	0,0342	-0,0821
Oxigênio dissolvido	-0,5271	0,4564	0,0779
Temperatura	-0,8641	0,2322	0,1624
Turbidez	-0,8294	0,1111	-0,3044
Chumbo	-0,0250	0,6846	-0,3503
Ferro	-0,5272	-0,0411	-0,7554
Magnésio	-0,5942	-0,0735	-0,3218
Precipitação	0,1818	-0,7675	-0,3044
Total de variância explicada (%)	33,74	17,86	15,08
Total (%)		66,68	

Tabela 14 – Valores dos componentes principais e fatores de explicação dos parâmetros avaliados na água da bacia do Lobo para a coleta de abril/2010

Variáveis	Componente P I	Componente P II	Componente P III
Nitrogênio total	-0,3416	-0,3902	-0,5494
Nitrito	-0,8350	-0,4798	-0,1561
Nitrato	-0,4082	-0,5600	0,0443
Amônio	-0,4519	-0,6155	0,0302
Fosfato inorgânico	-0,8814	-0,3536	-0,0903
Fosfato total dissolvido	-0,8932	-0,3745	0,0527
Fósforo total	-0,9096	-0,2860	0,1464
Silicato	-0,6124	0,6760	-0,0278
Material em suspensão	-0,8507	0,3502	-0,1052
Material em suspensão inorgânico	-0,8050	0,4502	-0,1815
Material em suspensão orgânico	-0,7661	-0,4279	0,0937
pH	-0,2849	0,0540	0,8730
Condutividade	-0,8354	0,3218	0,3029
Oxigênio dissolvido	0,7610	0,4492	0,1794
Temperatura	0,2293	-0,6166	0,6339
Turbidez	-0,4975	0,6364	0,4361
Chumbo	0,3242	-0,4788	0,5950
Ferro	-0,8747	0,2381	0,0259
Magnésio	-0,5835	0,7482	0,1712
Total de variância explicada (%)	33,35	23,36	12,31
Total (%)		69,03	

Tabela 15 – Valores dos componentes principais e fatores de explicação dos parâmetros avaliados na água da bacia do Lobo para a coleta de juho/2010

Variáveis	Componente P I	Componente P II	Componente P III
Nitrogênio total	-0,5478	-0,5314	-0,0707
Nitrito	-0,7628	-0,5752	-0,0808
Nitrato	-0,3780	-0,2483	0,6570
Amônio	-0,6760	-0,3519	0,0665
Fosfato inorgânico	-0,6890	-0,5513	-0,1510
Fosfato total dissolvido	-0,7979	-0,5336	-0,0564
Fósforo total	-0,9363	-0,1482	0,0791
Silicato	-0,6166	0,5542	-0,4936
Material em suspensão	-0,3732	0,5588	0,7110
Material em suspensão inorgânico	-0,3824	0,6160	0,3995
Material em suspensão orgânico	-0,2011	0,2575	0,8981
pH	-0,7383	0,4335	-0,0408
Condutividade	-0,9116	0,2760	-0,0933
Oxigênio dissolvido	0,7360	0,4856	-0,0823
Temperatura	0,2529	-0,5225	0,6672
Turbidez	-0,6093	0,7111	0,0956
Magnésio	-0,6381	0,6083	-0,3883
Total de variância explicada (%)	28,69	22,29	14,08
Total (%)		65,06	

Tabela 16 – Valores dos componentes principais e fatores de explicação dos parâmetros avaliados na água da bacia do Lobo para a coleta de outubro/2010

Variáveis	Componente P I	Componente P II	Componente P III
Nitrogênio total	-0,7839	-0,5259	0,1588
Nitrito	-0,7936	-0,4959	-0,0490
Nitrato	-0,7291	-0,2128	-0,0108
Amônio	-0,5351	0,5276	-0,5860
Fosfato inorgânico	-0,8612	-0,4196	0,0580
Fosfato total dissolvido	-0,8922	-0,3589	0,1339
Fósforo total	-0,7752	-0,2656	0,1032
Silicato	-0,8597	-0,3448	-0,0012
Material em suspensão	-0,3882	0,5808	0,5597
Material em suspensão inorgânico	-0,5343	0,4600	0,0966
Material em suspensão orgânico	-0,0424	0,3715	0,8903
pH	-0,4710	0,2558	0,2152
Condutividade	-0,8517	0,3963	-0,0792
Oxigênio dissolvido	0,0948	-0,3615	-0,6332
Temperatura	0,4643	-0,5999	0,2927
Turbidez	-0,3208	0,7166	-0,0366
Magnésio	-0,5903	0,6351	-0,4496
Total de variância explicada (%)	28,46	21,46	12,41
Total (%)		62,33	

Tabela 17 – Valores dos componentes principais e fatores de explicação dos parâmetros avaliados na água da bacia do Lobo para a coleta de janeiro/2011

Variáveis	Componente P I	Componente P II	Componente P III
Nitrogênio total	-0,0131	0,4024	-0,0001
Nitrito	-0,8267	0,1636	-0,5021
Nitrato	-0,5947	0,1647	-0,6378
Amônio	-0,5213	-0,7621	0,2286
Fosfato inorgânico	-0,8575	0,0264	-0,0343
Fosfato total dissolvido	-0,9539	0,0196	-0,0489
Fósforo total	-0,9740	-0,0316	-0,1045
Silicato	-0,2978	0,4743	-0,5896
Material em suspensão	-0,9433	-0,0575	0,1732
Material em suspensão inorgânico	-0,9334	-0,0877	0,1508
Material em suspensão orgânico	-0,9546	0,0102	0,1357
pH	-0,4921	0,7066	0,3748
Condutividade	-0,7322	0,4586	-0,0215
Oxigênio dissolvido	0,3738	0,7287	0,2032
Temperatura	0,0096	0,7411	0,4271
Turbidez	-0,7825	-0,1486	-0,1240
Ferro	-0,8154	-0,3149	0,3934
Magnésio	-0,7820	0,1311	0,3611
Total de variância explicada (%)	38,27	16,24	14,57
Total (%)		69,08	

ANEXO V

Resultados das variáveis limnológicas do compartimento sedimento

Tabela 18 – Granulometria (%) das amostras de sedimento da bacia do Lobo

Pontos de coleta	1ª coleta						2ª coleta						3ª coleta						4ª coleta					
	ARG	SIL	AF	AM	AG	P	AG	S	AF	AM	AG	P	AG	S	AF	AM	AG	P	AG	S	AF	AM	AG	P
I1	7	2	45	45	1	0	4	0	28	66	2	0	17	17	33	31	2	0	7	3	0	65	25	0
I2	6	0	39	53	2	0	4	0	32	63	1	0	7	1	53	37	2	0	*	*	*	*	*	*
RL1	4	2	11	79	4	0	4	1	5	51	39	0	7	1	39	42	11	0	8	2	11	70	9	0
RL2	4	1	45	49	1	0	4	1	56	38	1	0	5	1	62	30	2	0	*	*	*	*	*	*
AB1	5	2	9	52	32	0	7	1	49	41	2	0	12	11	38	35	4	0	*	*	*	*	*	*
L1	8	3	39	48	2	0	10	1	6	71	12	0	6	0	59	32	3	0	*	*	*	*	*	*
AB/L2	5	2	36	56	1	0	6	1	20	70	3	0	7	0	68	23	2	0	7	1	13	77	2	0
G1	5	0	10	58	27	0	6	0	11	45	38	0	11	2	43	42	2	0	*	*	*	*	*	*
G2	5	0	13	70	12	0	5	1	7	68	19	0	7	0	39	52	2	0	7	1	14	53	25	0
PU	4	1	47	46	2	0	6	1	49	43	1	0	7	0	48	43	2	0	7	1	23	53	16	0
JU	6	2	35	55	2	0	6	1	31	57	5	0	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
R1	7	18	37	34	4	0	9	25	53	10	3	0	16	22	45	15	2	0	18	28	42	9	3	0
R2	12	48	0	37	3	0	17	26	48	7	2	0	23	20	42	13	2	0	17	13	42	27	1	0
R3	8	2	87	3	0	0	23	45	29	3	0	0	25	46	27	2	0	0	21	49	30	0	0	0

ARG: argila; SIL: silte; AF: areia fina; AM: areia média; AG: areia grossa; P: pedregulho

* Valores não medidos

Tabela 19 – Resultado dos valores de matéria orgânica, nitrogênio orgânico total e fósforo total das amostras de sedimento da bacia do Lobo

Pontos de coleta	Matéria orgânica (%)				Nitrogênio orgânico total (%)				Fósforo total (µg/g)			
	1ª coleta	2ª coleta	3ª coleta	4ª coleta	1ª coleta	2ª coleta	3ª coleta	4ª coleta	1ª coleta	2ª coleta	3ª coleta	4ª coleta
I1	0,88	0,32	9,14	0,38	0,28	0,09	1,91	0,05	0,158	0,377	5,092	0,197
I2	0,23	0,48	0,48	*	0,09	0,05	0,12	*	0,084	0,128	0,516	*
RL1	0,33	5,66	0,54	0,60	0,07	0,05	0,19	0,05	0,108	0,148	0,662	0,230
RL2	0,37	0,71	0,19	*	0,07	0,02	0,07	*	0,103	0,089	0,409	*
AB1	0,60	14,46	7,84	*	0,09	0,09	0,16	*	0,089	0,245	2,953	*
L1	2,71	9,58	0,37	*	0,09	0,09	0,19	*	0,220	0,150	0,444	*
AB/L2	0,35	3,70	1,13	0,29	0,09	0,12	0,16	0,07	0,226	0,469	2,356	0,630
G1	0,27	0,41	1,86	*	0,14	0,05	0,21	*	0,081	0,128	0,778	*
G2	0,34	0,29	0,59	0,13	0,09	0,05	0,12	0,02	0,077	0,114	0,520	0,175
PU	0,30	4,23	0,42	0,26	0,05	0,09	0,09	0,02	0,082	0,159	0,454	0,230
JU	2,48	2,54	*	*	0,16	0,05	*	*	0,326	0,378	*	*
R1	7,06	29,30	31,16	33,85	0,05	9,40	0,33	0,23	2,012	5,459	7,985	6,173
R2	9,95	20,76	16,64	7,60	1,70	0,37	5,39	1,35	1,612	4,217	5,058	1,429
R3	23,93	35,34	26,64	22,26	5,65	0,89	6,81	4,43	4,164	5,025	6,371	4,458

* Valores não medidos

Tabela 20 – Resultado dos valores de metais biodisponíveis nas amostras de sedimento da bacia do Lobo

Pontos de coleta	Cádmio (mg/L)				Chumbo (mg/L)				Cobalto (mg/L)				Cobre (mg/L)				Cromo (mg/L)			
	1ª coleta	2ª coleta	3ª coleta	4ª coleta	1ª coleta	2ª coleta	3ª coleta	4ª coleta	1ª coleta	2ª coleta	3ª coleta	4ª coleta	1ª coleta	2ª coleta	3ª coleta	4ª coleta	1ª coleta	2ª coleta	3ª coleta	4ª coleta
I1	0,575	0,300	ND	ND	5,75	2,50	4,25	ND	ND	ND	7,675	ND	1,550	0,500	10,775	ND	ND	2,175	ND	ND
I2	ND	ND	ND	*	2,25	4,50	ND	*	ND	ND	ND	*	ND	0,350	ND	*	0,925	2,325	ND	*
RL1	ND	ND	ND	ND	6,00	8,00	ND	ND	0,125	ND	ND	ND	0,700	0,675	0,400	ND	ND	1,950	ND	ND
RL2	ND	ND	ND	*	6,50	2,00	1,75	*	ND	ND	ND	*	0,050	0,400	ND	*	0,175	3,025	ND	*
AB1	ND	ND	ND	*	4,50	4,00	7,75	*	ND	ND	2,700	*	0,550	2,325	8,000	*	0,850	5,175	ND	*
L1	0,025	0,050	ND	*	14,75	7,00	1,00	*	ND	ND	ND	*	1,775	1,175	ND	*	1,750	2,825	ND	*
AB/L2	0,750	0,100	ND	ND	11,00	6,00	ND	ND	ND	ND	ND	ND	0,450	0,725	ND	ND	2,600	1,450	ND	ND
G1	ND	ND	ND	*	2,00	11,25	1,00	*	ND	ND	ND	*	ND	0,400	0,350	*	0,500	2,575	ND	*
G2	ND	ND	ND	ND	8,75	11,75	ND	ND	0,004	ND	ND	ND	0,200	0,600	ND	ND	0,150	2,650	ND	ND
PU	ND	0,725	ND	ND	4,50	11,50	2,50	ND	ND	ND	ND	ND	0,150	0,800	ND	ND	2,725	2,150	ND	ND
JU	ND	*	*	*	11,00	*	*	*	ND	*	*	*	2,525	*	*	*	3,275	*	*	*
R1	0,075	0,675	ND	ND	17,75	12,75	13,75	ND	ND	1,475	5,275	1,025	4,825	12,900	14,350	11,525	3,875	2,900	ND	ND
R2	ND	0,200	ND	ND	17,25	7,75	3,00	ND	2,225	6,075	6,600	ND	8,925	17,875	10,525	4,525	5,350	2,350	ND	ND
R3	1,025	0,550	ND	ND	24,75	20,25	11,00	5,00	0,775	7,850	0,425	ND	16,400	16,875	13,775	14,300	4,775	2,950	ND	ND

Pontos de coleta	Ferro (mg/L)				Magnésio (mg/L)				Manganês (mg/L)				Níquel (mg/L)				Zinco (mg/L)			
	1ª coleta	2ª coleta	3ª coleta	4ª coleta	1ª coleta	2ª coleta	3ª coleta	4ª coleta	1ª coleta	2ª coleta	3ª coleta	4ª coleta	1ª coleta	2ª coleta	3ª coleta	4ª coleta	1ª coleta	2ª coleta	3ª coleta	4ª coleta
I1	838,0	150,9	2065,2	269,1	61,98	43,38	104,61	39,01	89,35	13,70	631,07	13,93	1,675	ND	2,250	0,550	ND	ND	13,173	ND
I2	98,5	82,3	239,2	*	12,66	19,83	3,51	*	6,80	5,63	3,03	*	1,425	ND	1,325	*	ND	ND	ND	*
RL1	279,2	190,2	508,6	475,7	20,34	41,80	31,61	44,19	9,53	14,90	42,63	31,38	1,050	ND	0,675	0,725	ND	ND	ND	ND
RL2	101,6	127,2	99,3	*	8,62	17,56	0,72	*	0,73	0,20	ND	*	0,000	ND	0,400	*	ND	ND	ND	*
AB1	134,5	262,3	1859,2	*	10,52	35,16	32,47	*	13,60	42,05	154,18	*	0,425	0,975	1,625	*	ND	0,393	11,420	*
L1	627,2	620,8	204,9	*	13,69	17,43	ND	*	1,20	0,98	ND	*	0,025	0,325	0,200	*	ND	ND	ND	*
AB/L2	433,5	554,3	970,4	193,3	12,75	19,86	16,20	2,01	10,35	9,43	18,18	ND	ND	1,425	1,750	0,125	ND	1,120	ND	ND
G1	66,0	49,5	776,5	*	7,98	15,89	9,65	*	0,03	0,05	ND	*	0,025	ND	ND	*	ND	ND	ND	*
G2	250,3	211,2	653,0	101,7	11,98	16,34	6,67	2,86	6,03	1,98	7,28	ND	0,550	0,350	0,500	0,325	ND	ND	ND	ND
PU	93,3	392,6	331,6	108,1	11,24	27,83	9,39	17,33	2,03	3,08	ND	ND	1,750	ND	0,200	0,175	ND	ND	ND	ND
JU	623,4	*	*	*	45,13	*	*	*	36,58	*	*	*	0,250	*	*	*	ND	*	*	*
R1	1759,8	2216,4	1845,4	1877,8	47,61	140,70	100,36	106,28	71,43	174,38	174,33	166,70	1,850	1,450	4,550	3,775	19,715	35,690	64,260	44,015
R2	2076,4	2374,1	1938,7	1730,7	68,78	118,48	45,29	32,68	111,50	238,65	131,33	43,00	4,375	4,575	3,025	1,575	38,643	59,270	33,293	13,093
R3	2494,8	2511,3	2057,7	2078,5	78,16	108,47	65,58	57,39	224,30	280,25	215,13	146,70	4,500	1,225	3,950	2,750	25,150	29,205	19,633	18,783

* Valores não medidos

ND: não detectado pelo método

ANEXO VI

Análises estatísticas do compartimento sedimento

Tabela 21 – Valores dos componentes principais e fatores de explicação dos parâmetros avaliados nos sedimentos da bacia do Lobo para o conjunto de todas as coletas

Variáveis	Componente P I	Componente P II	Componente P III
Nitrogênio total	-0,7191	-0,3157	0,0776
Fósforo total	-0,8904	-0,3240	-0,1576
Matéria orgânica	-0,9083	-0,1465	0,0414
Argila	-0,8080	0,3174	-0,4058
Silte	-0,8739	-0,2496	-0,1513
Areia fina	-0,5169	0,4937	-0,1657
Areia média	-0,0588	0,8994	-0,3226
Areia grossa	0,0779	0,6248	-0,4145
Cádmio	-0,3909	0,1108	0,6165
Chumbo	-0,6390	0,3921	0,4792
Cobalto	-0,7464	-0,2763	-0,0139
Cobre	-0,9424	-0,2436	0,0725
Cromo	-0,3438	0,4815	0,6449
Ferro	-0,8268	0,3784	-0,2519
Magnésio	-0,8545	0,3046	-0,0797
Manganês	-0,9011	-0,0895	-0,0680
Níquel	-0,8335	-0,2154	-0,1967
Zinco	-0,8413	-0,2577	-0,1372
Precipitação	0,3538	-0,6529	-0,3922
Total de variância explicada (%)	37,94	20,52	14,20
Total (%)		72,66	

Tabela 22 – Valores dos componentes principais e fatores de explicação dos parâmetros avaliados nos sedimentos da bacia do Lobo para a coleta de abril/2010

Variáveis	Componente P I	Componente P II	Componente P III
Nitrogênio total	-0,8340	-0,1765	0,4662
Fósforo total	-0,9389	-0,0930	0,1115
Matéria orgânica	-0,0960	-0,0015	-0,0101
Argila	-0,8028	0,2859	-0,0996
Silte	-0,7156	0,5052	-0,3655
Areia fina	0,1104	-0,9311	-0,1820
Areia média	0,7692	0,4562	-0,3647
Areia grossa	0,4695	0,5946	0,2451
Cádmio	-0,4915	-0,6757	0,0902
Chumbo	-0,8103	-0,0809	-0,4010
Cobalto	-0,7643	0,4348	0,2979
Cobre	-0,9800	0,0118	-0,0520
Cromo	-0,7250	0,0502	-0,1694
Ferro	-0,9112	-0,0189	-0,3299
Magnésio	-0,8792	-0,0255	-0,1378
Manganês	-0,8456	-0,0409	-0,0568
Níquel	-0,7697	0,0842	0,3514
Zinco	-0,9215	0,2178	0,1075
Total de variância explicada (%)	45,78	16,71	13,69
Total (%)		76,19	

Tabela 23 – Valores dos componentes principais e fatores de explicação dos parâmetros avaliados nos sedimentos da bacia do Lobo para a coleta de julho/2010

Variáveis	Componente P I	Componente P II	Componente P III
Nitrogênio total	-0,6741	0,0492	0,0631
Fósforo total	-0,9476	0,1894	-0,1505
Matéria orgânica	-0,8377	0,0330	-0,1759
Argila	-0,8376	0,0689	-0,3301
Silte	-0,9509	0,2372	-0,2002
Areia fina	-0,3975	0,6499	0,5818
Areia média	0,9308	-0,1445	0,0919
Areia grossa	0,4536	-0,5444	-0,5935
Cádmio	-0,6643	0,1015	0,3501
Chumbo	-0,5688	-0,7055	0,0134
Cobalto	-0,9099	0,1355	-0,2171
Cobre	-0,9890	-0,0015	-0,0896
Cromo	-0,2643	-0,6523	0,4882
Ferro	-0,7856	-0,4944	0,2265
Magnésio	-0,7875	-0,4597	0,3086
Manganês	-0,9042	-0,0328	0,0619
Níquel	-0,8099	0,0385	-0,1941
Zinco	-0,9595	0,1357	-0,1587
Total de variância explicada (%)	45,15	15,43	14,18
Total (%)		74,76	

Tabela 24 – Valores dos componentes principais e fatores de explicação dos parâmetros avaliados nos sedimentos da bacia do Lobo para a coleta de outubro/2010

Variáveis	Componente P I	Componente P II	Componente P III
Nitrogênio total	-0,7785	-0,3834	-0,2693
Fósforo total	-0,9667	0,0344	0,1738
Matéria orgânica	-0,9826	-0,0242	0,0973
Argila	-0,9572	-0,0929	-0,1447
Silte	-0,9622	-0,0042	0,0050
Areia fina	0,6794	-0,0443	0,6565
Areia média	0,7298	0,5901	-0,0003
Areia grossa	0,4084	0,8182	-0,0554
Chumbo	-0,7996	-0,1144	0,2626
Cobalto	-0,8036	0,3868	0,2601
Cobre	-0,9797	0,0883	0,0664
Ferro	-0,8757	0,2350	-0,1781
Magnésio	-0,8577	0,3326	-0,1947
Manganês	-0,8819	0,3287	-0,0976
Níquel	-0,8864	-0,0115	0,2182
Zinco	-0,9615	0,0792	0,2439
Total de variância explicada (%)	56,45	14,91	12,22
Total (%)		83,58	

Tabela 25 – Valores dos componentes principais e fatores de explicação dos parâmetros avaliados nos sedimentos da bacia do Lobo para a coleta de janeiro/2011

Variáveis	Componente P I	Componente P II	Componente P III
Nitrogênio total	-0,7648	-0,6370	-0,2340
Fósforo total	-0,9569	0,1426	0,1606
Matéria orgânica	-0,9891	0,1167	0,0594
Argila	-0,9800	-0,0692	0,0652
Silte	-0,9872	-0,0512	-0,1047
Areia fina	-0,5479	-0,0095	0,7313
Areia média	0,8843	0,3260	-0,0018
Areia grossa	0,7733	0,3562	-0,3139
Chumbo	-0,6193	-0,6648	-0,0928
Cobalto	-0,5408	0,8071	0,1378
Cobre	-0,9891	-0,0089	0,0849
Ferro	-0,9409	0,0061	-0,1340
Magnésio	-0,7081	0,2599	-0,5559
Manganês	-0,8742	0,1105	-0,4111
Níquel	-0,9701	0,1895	-0,0996
Zinco	-0,5408	0,8071	0,1378
Total de variância explicada (%)	53,29	18,61	13,56
Total (%)		85,46	

ANEXO VII

Testes estatísticos mostrando efeitos significativos na imobilidade de *D. similis* ou na reprodução de *C. silvestrii*

TESTES DE TOXICIDADE AGUDA COM AMOSTRAS DE ÁGUA SUPERFICIAL

Período intermediário - primeira coleta (23/04/10)

FISHERS EXACT TEST				FISHERS EXACT TEST			
IDENTIFICATION	NUMBER OF			IDENTIFICATION	NUMBER OF		
	ALIVE	DEAD	TOTAL ANIMALS		ALIVE	DEAD	TOTAL ANIMALS
CONTROL	19	1	20	CONTROL	19	1	20
I2	13	7	20	G2	11	9	20
TOTAL	32	8	40	TOTAL	30	10	40

CRITICAL FISHERS VALUE (20,20,19) (p=0.05) IS 14. b VALUE IS 13. Since b is less than or equal to 14 there is a significant difference between CONTROL and TREATMENT at the 0.05 level.

CRITICAL FISHERS VALUE (20,20,19) (p=0.05) IS 14. b VALUE IS 11. Since b is less than or equal to 14 there is a significant difference between CONTROL and TREATMENT at the 0.05 level.

FISHERS EXACT TEST			
IDENTIFICATION	NUMBER OF		
	ALIVE	DEAD	TOTAL ANIMALS
CONTROL	19	1	20
PU	14	6	20
TOTAL	33	7	40

CRITICAL FISHERS VALUE (20,20,19) (p=0.05) IS 14. b VALUE IS 14. Since b is less than or equal to 14 there is a significant difference between CONTROL and TREATMENT at the 0.05 level.

Período seco - segunda coleta (05/07/10)

FISHERS EXACT TEST			
IDENTIFICATION	NUMBER OF		
	ALIVE	DEAD	TOTAL ANIMALS
CONTROL	18	2	20
G1	12	8	20
TOTAL	30	10	40

CRITICAL FISHERS VALUE (20,20,18) (p=0.05) IS 12. b VALUE IS 12. Since b is less than or equal to 12 there is a significant difference between CONTROL and TREATMENT at the 0.05 level.

Período intermediário – terceira coleta (13/10/10)

FISHERS EXACT TEST				FISHERS EXACT TEST			
IDENTIFICATION	NUMBER OF			IDENTIFICATION	NUMBER OF		
	ALIVE	DEAD	TOTAL ANIMALS		ALIVE	DEAD	TOTAL ANIMALS
CONTROL	20	0	20	CONTROL	20	0	20
L1	15	5	20	G2	15	5	20
TOTAL	35	5	40	TOTAL	35	5	40

CRITICAL FISHERS VALUE (20,20,20) ($p=0.05$) IS 15. b VALUE IS 15. Since b is less than or equal to 15 there is a significant difference between CONTROL and TREATMENT at the 0.05 level.

CRITICAL FISHERS VALUE (20,20,20) ($p=0.05$) IS 15. b VALUE IS 15. Since b is less than or equal to 15 there is a significant difference between CONTROL and TREATMENT at the 0.05 level.

Período chuvoso – quarta coleta (06 e 07/01/11)

FISHERS EXACT TEST				FISHERS EXACT TEST			
IDENTIFICATION	NUMBER OF			IDENTIFICATION	NUMBER OF		
	ALIVE	DEAD	TOTAL ANIMALS		ALIVE	DEAD	TOTAL ANIMALS
CONTROL	20	0	20	CONTROL	20	0	20
G2	11	9	20	R1	14	6	20
TOTAL	31	9	40	TOTAL	34	6	40

CRITICAL FISHERS VALUE (20,20,20) ($p=0.05$) IS 15. b VALUE IS 11. Since b is less than or equal to 15 there is a significant difference between CONTROL and TREATMENT at the 0.05 level.

CRITICAL FISHERS VALUE (20,20,20) ($p=0.05$) IS 15. b VALUE IS 14. Since b is less than or equal to 15 there is a significant difference between CONTROL and TREATMENT at the 0.05 level.

FISHERS EXACT TEST				FISHERS EXACT TEST			
IDENTIFICATION	NUMBER OF			IDENTIFICATION	NUMBER OF		
	ALIVE	DEAD	TOTAL ANIMALS		ALIVE	DEAD	TOTAL ANIMALS
CONTROL	20	0	20	CONTROL	20	0	20
R2	12	8	20	R3	15	5	20
TOTAL	32	8	40	TOTAL	35	5	40

CRITICAL FISHERS VALUE (20,20,20) ($p=0.05$) IS 15. b VALUE IS 12. Since b is less than or equal to 15 there is a significant difference between CONTROL and TREATMENT at the 0.05 level.

CRITICAL FISHERS VALUE (20,20,20) ($p=0.05$) IS 15. b VALUE IS 15. Since b is less than or equal to 15 there is a significant difference between CONTROL and TREATMENT at the 0.05 level.

TESTES DE TOXICIDADE CRÔNICA COM AMOSTRAS DE ÁGUA SUPERFICIAL

Período intermediário – primeira coleta (23/04/10)

Normalidade dos dados

File: agua-cronico Transform: NO TRANSFORMATION
Chi-square test for normality: actual and expected frequencies

INTERVAL	<-1.5	-1.5 to <-0.5	-0.5 to 0.5	>0.5 to 1.5	>1.5
EXPECTED	5.762	20.812	32.852	20.812	5.762
OBSERVED	9	15	30	31	1

Calculated Chi-Square goodness of fit test statistic = 12.6131
Table Chi-Square value (alpha = 0.01) = 13.277

Data PASS normality test.

Homogeneidade de variância

File: agua-cronico Transform: NO TRANSFORMATION
Bartlett's test for homogeneity of variance

Calculated B statistic = 5.14
Table Chi-square value = 20.09 (alpha = 0.01)
Table Chi-square value = 15.51 (alpha = 0.05)

Average df used in calculation ==> df (avg n - 1) = 8.56
Used for Chi-square table value ==> df (#groups-1) = 8

Data PASS homogeneity test at 0.01 level.

NOTE: If groups have unequal replicate sizes the average replicate size is used to calculate the B statistic (see above).

Efeitos significativos na reprodução

File: agua_cronico Transform: NO TRANSFORMATION

ANOVA TABLE

SOURCE	DF	SS	MS	F
Between	8	443.871	55.484	5.132
Within (Error)	77	832.467	10.811	
Total	85	1276.337		

Critical F value = 2.10 (0.05,8,60)

Since F > Critical F REJECT Ho: All groups equal

BONFERRONI T-TEST - TABLE 1 OF 2 Ho: Control < Treatment

GROUP	IDENTIFICATION	TRANSFORMED MEAN	MEAN CALCULATED IN ORIGINAL UNITS	T STAT	SIG
1	Controle	9.200	9.200		
2	IT1	8.333	8.333	0.574	
3	RL1	8.700	8.700	0.340	
4	AB1	10.800	10.800	-1.088	
5	L1	6.889	6.889	1.530	
6	AB/L2	8.889	8.889	0.206	
7	G1	6.200	6.200	2.040	
8	R1	14.100	14.100	-3.332	
9	R3	11.111	11.111	-1.265	

Bonferroni T table value = 2.44 (1 Tailed Value, P=0.05, df=60,8)

BONFERRONI T-TEST - TABLE 2 OF 2

Ho: Control < Treatment

GROUP	IDENTIFICATION	NUM OF REPS	Minimum Sig Diff (IN ORIG. UNITS)	% of CONTROL	DIFFERENCE FROM CONTROL
1	Controle	10			
2	IT1	9	3.874	42.1	0.867
3	RL1	10	3.770	41.0	0.500
4	AB1	10	3.770	41.0	-1.600
5	L1	9	3.874	42.1	2.311
6	AB-L2	9	3.874	42.1	0.311
7	G1	10	3.770	41.0	3.000
8	R1	10	3.770	41.0	-4.900
9	R3	9	3.874	42.1	-1.911

Período seco – segunda coleta (05/07/10)

Normalidade dos dados

File: cronico agua 2 Transform: NO TRANSFORMATION
Chi-square test for normality: actual and expected frequencies

INTERVAL	<-1.5	-1.5 to <-0.5	-0.5 to 0.5	>0.5 to 1.5	>1.5
EXPECTED	4.020	14.520	22.920	14.520	4.020
OBSERVED	2	16	23	15	4

Calculated Chi-Square goodness of fit test statistic = 1.1821
Table Chi-Square value (alpha = 0.01) = 13.277

Data PASS normality test.

Homogeneidade de variância

File: cronico agua 2 Transform: NO TRANSFORMATION
Bartlett's test for homogeneity of variance

Calculated B statistic = 15.02
Table Chi-square value = 15.09 (alpha = 0.01)
Table Chi-square value = 11.07 (alpha = 0.05)

Average df used in calculation ==> df (avg n - 1) = 9.00
Used for Chi-square table value ==> df (#groups-1) = 5

Data PASS homogeneity test at 0.01 level.

NOTE: If groups have unequal replicate sizes the average replicate size is used to calculate the B statistic (see above).

Efeitos significativos na reprodução

File: cronico agua 2 Transform: NO TRANSFORMATION

ANOVA TABLE				
SOURCE	DF	SS	MS	F
Between	5	224.483	44.897	12.465
Within (Error)	54	194.500	3.602	
Total	59	418.983		

Critical F value = 2.45 (0.05,5,40)

Since F > Critical F REJECT Ho: All groups equal

DUNNETTS TEST - TABLE 1 OF 2 Ho: Control < Treatment

GROUP	IDENTIFICATION	TRANSFORMED MEAN	MEAN CALCULATED IN ORIGINAL UNITS	T STAT	SIG
1	Controle	7.500	7.500		
2	AB1	3.900	3.900	4.242	*
3	AB/L2	4.300	4.300	3.770	*
4	JU	1.800	1.800	6.716	*
5	R1	2.100	2.100	6.362	*
6	R2	2.500	2.500	5.891	*

Dunnnett table value = 2.31 (1 Tailed Value, P=0.05, df=40,5)

DUNNETTS TEST - TABLE 2 OF 2 Ho: Control < Treatment

GROUP	IDENTIFICATION	NUM OF REPS	Minimum Sig Diff (IN ORIG. UNITS)	% of CONTROL	DIFFERENCE FROM CONTROL
1	Controle	10			
2	AB1	10	1.961	26.1	3.600
3	AB-L2	10	1.961	26.1	3.200
4	JU	10	1.961	26.1	5.700
5	R1	10	1.961	26.1	5.400
6	R2	10	1.961	26.1	5.000

Período intermediário – terceira coleta (13/10/10)

Normalidade dos dados

File: agua cron 3 Transform: NO TRANSFORMATION

Chi-square test for normality: actual and expected frequencies

INTERVAL	<-1.5	-1.5 to <-0.5	-0.5 to 0.5	>0.5 to 1.5	>1.5
EXPECTED	5.896	21.296	33.616	21.296	5.896
OBSERVED	5	22	33	21	7

Calculated Chi-Square goodness of fit test statistic = 0.3816

Table Chi-Square value (alpha = 0.01) = 13.277

Data PASS normality test.

Homogeneidade de variância

File: agua cron 3 Transform: NO TRANSFORMATION

Bartlett's test for homogeneity of variance

Calculated B statistic = 25.63

Table Chi-square value = 21.67 (alpha = 0.01)

Table Chi-square value = 16.92 (alpha = 0.05)

Average df used in calculation ==> df (avg n - 1) = 7.80

Used for Chi-square table value ==> df (#groups-1) = 9

Data FAIL homogeneity test at 0.01 level.

NOTE: If groups have unequal replicate sizes the average replicate size is used to calculate the B statistic (see above).

Efeitos significativos na reprodução

File: agua cron 3 Transform: NO TRANSFORMATION

WILCOXON RANK SUM TEST W/ BONFERRONI ADJUSTMENT - Ho:Control<Treatment

GROUP	IDENTIFICATION	TRANSFORMED MEAN	RANK SUM	CRIT. VALUE	REPS	SIG
1	Controle	11.400				
2	I1	8.625	40.50	47.00	8	*
3	I2	10.100	92.50	71.00	10	
4	RL1	8.333	61.00	59.00	9	
5	RL2	7.800	61.00	71.00	10	*
6	AB1	13.111	106.00	59.00	9	
7	PU	11.125	84.50	47.00	8	
8	JU	7.000	56.50	71.00	10	*
9	R1	8.500	27.00	28.00	6	*
10	R2	6.500	36.00	47.00	8	*

Critical values use k = 9, are 1 tailed, and alpha = 0.05

Período chuvoso – quarta coleta (06 e 07/01/11)

Normalidade dos dados

File: agua cron 4 Transform: NO TRANSFORMATION
Chi-square test for normality: actual and expected frequencies

INTERVAL	<-1.5	-1.5 to <-0.5	-0.5 to 0.5	>0.5 to 1.5	>1.5
EXPECTED	4.690	16.940	26.740	16.940	4.690
OBSERVED	4	18	24	19	5

Calculated Chi-Square goodness of fit test statistic = 0.7196
Table Chi-Square value (alpha = 0.01) = 13.277

Data PASS normality test.

Homogeneidade de variância

File: agua cron 4 Transform: NO TRANSFORMATION
Bartlett's test for homogeneity of variance

Calculated B statistic = 3.71
Table Chi-square value = 16.81 (alpha = 0.01)
Table Chi-square value = 12.59 (alpha = 0.05)

Average df used in calculation ==> df (avg n - 1) = 9.00
Used for Chi-square table value ==> df (#groups-1) = 6

Data PASS homogeneity test at 0.01 level.

Efeitos significativos na reprodução

File: agua cron 4 Transform: NO TRANSFORMATION

DUNNETTS TEST - TABLE 1 OF 2 Ho: Control < Treatment

ANOVA TABLE

SOURCE	DF	SS	MS	F
Between	6	385.200	64.200	12.110
Within (Error)	63	334.000	5.302	
Total	69	719.200		

Critical F value = 2.25 (0.05,6,60)
Since F > Critical F REJECT Ho: All groups equal

GROUP	IDENTIFICATION	TRANSFORMED MEAN	MEAN CALCULATED IN ORIGINAL UNITS	T STAT	SIG
1	Controle	8.100	8.100		
2	I1	7.800	7.800	0.291	
3	RL1	5.700	5.700	2.331	
4	AB1	3.500	3.500	4.467	*
5	AB/L2	6.800	6.800	1.262	
6	PU	1.900	1.900	6.021	*
7	JU	2.600	2.600	5.341	*

Dunnett table value = 2.35 (1 Tailed Value, P=0.05, df=60,6)

DUNNETTS TEST - TABLE 2 OF 2 Ho: Control < Treatment

GROUP	IDENTIFICATION	NUM OF REPS	Minimum Sig Diff (IN ORIG. UNITS)	% of CONTROL	DIFFERENCE FROM CONTROL
1	Controle	10			
2	I1	10	2.420	29.9	0.300
4	RL1	10	2.420	29.9	2.400
6	AB1	10	2.420	29.9	4.600
7	AB/L2	10	2.420	29.9	1.300
7	PU	10	2.420	29.9	6.200
8	JU	10	2.420	29.9	5.500

TESTES DE TOXICIDADE AGUDA COM AMOSTRAS DE SEDIMENTO TOTAL

Período intermediário – primeira coleta (23/04/10)

FISHERS EXACT TEST			
IDENTIFICATION	NUMBER OF		
	ALIVE	DEAD	TOTAL ANIMALS
CONTROL	20	0	20
I2	11	9	20
TOTAL	31	9	40

CRITICAL FISHERS VALUE (20,20,20) ($p=0.05$) IS 15. b VALUE IS 11. Since b is less than or equal to 15 there is a significant difference between CONTROL and TREATMENT at the 0.05 level.

FISHERS EXACT TEST			
IDENTIFICATION	NUMBER OF		
	ALIVE	DEAD	TOTAL ANIMALS
CONTROL	20	0	20
AB/L2	15	5	20
TOTAL	35	5	40

CRITICAL FISHERS VALUE (20,20,20) ($p=0.05$) IS 15. b VALUE IS 15. Since b is less than or equal to 15 there is a significant difference between CONTROL and TREATMENT at the 0.05 level.

Período seco – segunda coleta (05/07/10)

FISHERS EXACT TEST			
IDENTIFICATION	NUMBER OF		
	ALIVE	DEAD	TOTAL ANIMALS
CONTROL	20	0	20
I2	14	6	20
TOTAL	34	6	40

CRITICAL FISHERS VALUE (20,20,20) ($p=0.05$) IS 15. b VALUE IS 14. Since b is less than or equal to 15 there is a significant difference between CONTROL and TREATMENT at the 0.05 level.

FISHERS EXACT TEST			
IDENTIFICATION	NUMBER OF		
	ALIVE	DEAD	TOTAL ANIMALS
CONTROL	20	0	20
AB1	11	9	20
TOTAL	31	9	40

CRITICAL FISHERS VALUE (20,20,20) ($p=0.05$) IS 15. b VALUE IS 11. Since b is less than or equal to 15 there is a significant difference between CONTROL and TREATMENT at the 0.05 level.

FISHERS EXACT TEST			
IDENTIFICATION	NUMBER OF		
	ALIVE	DEAD	TOTAL ANIMALS
CONTROL	20	0	20
L1	15	5	20
TOTAL	35	5	40

CRITICAL FISHERS VALUE (20,20,20) ($p=0.05$) IS 15. b VALUE IS 15. Since b is less than or equal to 15 there is a significant difference between CONTROL and TREATMENT at the 0.05 level.

FISHERS EXACT TEST			
IDENTIFICATION	NUMBER OF		
	ALIVE	DEAD	TOTAL ANIMALS
CONTROL	20	0	20
AB/L2	13	7	20
TOTAL	33	7	40

CRITICAL FISHERS VALUE (20,20,20) ($p=0.05$) IS 15. b VALUE IS 13. Since b is less than or equal to 15 there is a significant difference between CONTROL and TREATMENT at the 0.05 level.

FISHERS EXACT TEST			
IDENTIFICATION	NUMBER OF		
	ALIVE	DEAD	TOTAL ANIMALS
CONTROL	20	0	20
G2	12	8	20
TOTAL	32	8	40

CRITICAL FISHERS VALUE (20,20,20) ($p=0.05$) IS 15. b VALUE IS 12. Since b is less than or equal to 15 there is a significant difference between CONTROL and TREATMENT at the 0.05 level.

Período intermediário – terceira coleta (13/10/10)

FISHERS EXACT TEST

IDENTIFICATION	NUMBER OF		
	ALIVE	DEAD	TOTAL ANIMALS
CONTROL	19	1	20
RL1	13	7	20
TOTAL	32	8	40

CRITICAL FISHERS VALUE (20,20,19) ($p=0.05$) IS 14. b VALUE IS 13.
 Since b is less than or equal to 14 **there is a significant difference** between CONTROL and TREATMENT at the 0.05 level.

TESTES DE TOXICIDADE CRÔNICA COM AMOSTRAS DE SEDIMENTO TOTAL

Período seco – segunda coleta (05/07/10)

Normalidade dos dados

Homogeneidade de variância

File: cron sedimento Transform: NO TRANSFORMATION
 Chi-square test for normality: actual and expected frequencies

INTERVAL	<-1.5	-1.5 to <-0.5	-0.5 to 0.5	>0.5 to 1.5	>1.5
EXPECTED	2.680	9.680	15.280	9.680	2.680
OBSERVED	1	16	14	5	4

Calculated Chi-Square goodness of fit test statistic = 8.1994
 Table Chi-Square value ($\alpha = 0.01$) = 13.277
Data PASS normality test.

File: cron sedimento Transform: NO TRANSFORMATION
 Bartlett's test for homogeneity of variance

Calculated B statistic = 9.28
 Table Chi-square value = 11.34 ($\alpha = 0.01$)
 Table Chi-square value = 7.81 ($\alpha = 0.05$)

Average df used in calculation ==> df (avg n - 1) = 9.00
 Used for Chi-square table value ==> df (#groups-1) = 3

Data PASS homogeneity test at 0.01 level.
 NOTE: If groups have unequal replicate sizes the average replicate size is used to calculate the B statistic (see above).

Efeitos significativos na reprodução

File: cron sedimento Transform: NO TRANSFORMATION

ANOVA TABLE				
SOURCE	DF	SS	MS	F
Between	3	623.675	207.892	57.882
Within (Error)	36	129.300	3.592	
Total	39	752.975		

Critical F value = 2.92 (0.05,3,30)

Since $F > \text{Critical } F$ **REJECT Ho: All groups equal**

DUNNETTS TEST - TABLE 1 OF 2

Ho: Control < Treatment

GROUP	IDENTIFICATION	TRANSFORMED MEAN	MEAN CALCULATED IN ORIGINAL UNITS	T STAT	SIG
1	Controle	10.600	10.600		
2	I1	1.300	1.300	10.973	*
3	RL1	0.600	0.600	11.779	*
4	RL2	4.400	4.400	7.315	*

Dunnett table value = 2.15 (1 Tailed Value, P=0.05, df=30,3)

DUNNETTS TEST - TABLE 2 OF 2

Ho: Control < Treatment

GROUP	IDENTIFICATION	NUM OF REPS	Minimum Sig Diff (IN ORIG. UNITS)	% of CONTROL	DIFFERENCE FROM CONTROL
1	Controle	10			
2	I1	10	1.822	17.2	9.300
3	RL1	10	1.822	17.2	10.000
4	RL2	10	1.822	17.2	6.200

Período chuvoso – quarta coleta (06 e 07/01/11)

Normalidade dos dados

File: sedimento cron 4 Transform: NO TRANSFORMATION
Chi-square test for normality: actual and expected frequencies

INTERVAL	<-1.5	-1.5 to <-0.5	-0.5 to 0.5	>0.5 to 1.5	>1.5
EXPECTED	3.886	14.036	22.156	14.036	3.886
OBSERVED	0	20	19	13	6

Calculated Chi-Square goodness of fit test statistic = 8.0962

Table Chi-Square value (alpha = 0.01) = 13.277

Data PASS normality test.

Homogeneidade de variância

File: sedimento cron 4 Transform: NO TRANSFORMATION
Bartlett's test for homogeneity of variance

Calculated B statistic = 21.55

Table Chi-square value = 15.09 (alpha = 0.01)

Table Chi-square value = 11.07 (alpha = 0.05)

Average df used in calculation ==> df (avg n - 1) = 8.67

Used for Chi-square table value ==> df (#groups-1) = 5

Data FAIL homogeneity test at 0.01 level.

NOTE: If groups have unequal replicate sizes the average replicate size is used to calculate the B statistic (see above).

Efeitos significativos na reprodução

File: sedimento cron 4 Transform: NO TRANSFORMATION

WILCOXON RANK SUM TEST W/ BONFERRONI ADJUSTMENT - Ho:Control<Treatmen

GROUP	IDENTIFICATION	TRANSFORMED MEAN	RANK SUM	CRIT. VALUE	REPS	SIG
1	Controle	15.100				
2	I1	1.900	55.00	74.00	10	*
3	RL1	5.800	55.00	74.00	10	*
4	AB/L2	1.900	55.00	74.00	10	*
5	G2	2.400	55.00	74.00	10	*
6	PU	6.750	45.00	49.00	10	*

Critical values use k = 5, are 1 tailed, and alpha = 0.05