



**Campus de São Carlos**

**ESTUDO ECOTOXICOLÓGICO NO TRECHO  
MÉDIO DA BACIA DO RIO DOCE-MG**

**Cassio Arilson de Andrade**

**Orientador: Profa. Dra. Arnola Cecília Rietzler**

**UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO**



**ESCOLA DE ENGENHARIA  
DE SÃO CARLOS**

# “ ESTUDO ECOTOXICOLÓGICO NO TRECHO MÉDIO DA BACIA DO RIO DOCE-MG.”

Serviço de Pós-Graduação EESC/USP  
 EXEMPLAR REVISADO  
 Data de entrada no Serviço: 10 / 02 / 2004  
 Ass.: Leandro Corcioli

**Cassio Arilson de Andrade**

DEDALUS - Acervo - EESC



Dissertação apresentada à Escola de Engenharia de São Carlos, da Universidade de São Paulo, como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Ciências da Engenharia Ambiental

**ORIENTADORA: Profa. Dra. Arnola Cecília Rietzler**



**São Carlos  
2003**

Class.	TESE
Cott.	0344
	a. 1
Tombo	070/04
Syno	1359450

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

A553e Andrade, Cassio Arilson de  
Estudo ecotoxicológico no trecho médio da Bacia do  
Rio Doce-MG / Cassio Arilson de Andrade. -- São  
Carlos, 2003.

Dissertação (Mestrado) -- Escola de Engenharia de  
São Carlos-Universidade de São Paulo, 2003.

Área: Ciências da Engenharia Ambiental.

Orientador: Profa. Dra. Arnola Cecília Rietzler.

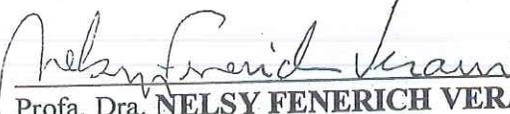
1. Bacia do Rio Doce-MG. 2. Caracterização  
limnológica. 3. Metais. 4. Testes de toxicidade.  
5. Análises histológicas. 6. Título.

**FOLHA DE JULGAMENTO**Candidato: Bacharel **CÁSSIO ARLSON DE ANDRADE**

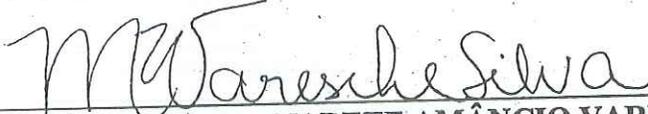
Dissertação defendida e julgada em 19-12-2003 perante a Comissão Julgadora:

  
\_\_\_\_\_  
Profa. Dra. **ARNOLA CECÍLIA RIETZLER (Orientadora)**  
(Universidade Federal de Minas Gerais/UFMG)

Aprova do

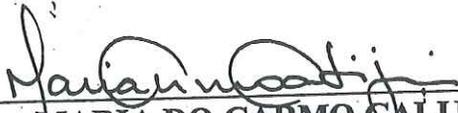
  
\_\_\_\_\_  
Profa. Dra. **NELSY FENERICH VERANI**  
(Universidade Federal de São Carlos/UFSCar)

Aprovado

  
\_\_\_\_\_  
Profa. Dra. **MARIA BERNADETE AMÂNCIO VARESCHE SILVA**  
(Escola de Engenharia de São Carlos/USP)

Aprovado

  
\_\_\_\_\_  
Prof. Assoc. **EVALDO LUIZ GAETA ESPINDOLA**  
Coordenador do Programa de Pós-Graduação  
em Ciências da Engenharia Ambiental

  
\_\_\_\_\_  
Prof. Assoc. **MARIA DO CARMO CALIJURI**  
Presidente da Comissão de Pós-Graduação

**Dedico este trabalho a minha família que em todos os momentos incentivou e apoiou, sendo de fundamental importância para que este sonho se tornasse realidade. Muito obrigado.**

## AGRADECIMENTOS

À Profa. Dra. Arnola Cecília Rietzler, pela orientação, confiança e amizade;

Aos membros da banca examinadora, obrigado;

Ao Programa de Pós-Graduação em Ciências da Engenharia Ambiental do Centro de Recursos Hídricos e Ecologia Aplicada (USP);

A Capes pelo apoio financeiro;

À Profa. Dra. Marisa Narciso Fernandes que proporcionou que eu pudesse utilizar as dependências do Laboratório de Morfologia Funcional do Departamento de Ciências Fisiológicas da Universidade Federal de São Carlos;

Aos técnicos do CRHEA: Amândio, Luci e Marcelo pela ajuda nas análises de laboratório, meu muito obrigado;

À bibliotecária Mara, que sempre me atendeu com a maior atenção;

À todos os amigos do Laboratório de Ecotoxicologia, em especial a Carol e Mariana que me ajudaram em muitos dos momentos deste trabalho, meus sinceros agradecimentos;

Ao amigo Fábio Vieira (UFMG), pelo auxílio e paciência nas coletas realizadas em fevereiro de 2001;

Ao técnico Airton (DEBE), pelo auxílio e grande ajuda nas coletas realizadas em setembro de 2001;

Ao amigo Hugo pela amizade de longos anos, muito obrigado;

Ao Gustavo pela amizade conquistada durante a graduação e que dura até hoje, valeu;

À todos os amigos do Centro de Recursos Hídricos e Ecologia Aplicada (USP) e do Laboratório de Morfologia Funcional;

Aos meus pais Antônio Pedro de Andrade e Rute Pedro de Andrade, meu irmão Cristiano Alberto de Andrade que estiveram presentes em todos os momentos da realização desta dissertação meus sinceros agradecimento.

Aos meus tios Bolivar e Meire e ao Evandro muito obrigado.

À todos que de alguma forma contribuíram para a realização deste trabalho, muito obrigado.

## SUMÁRIO

LISTA DE FIGURAS.....	x
LISTA DE TABELAS.....	xviii
RESUMO.....	xx
ABSTRACT.....	xxii
1- INTRODUÇÃO GERAL.....	1
2- OBJETIVOS GERAIS.....	5
3- CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO.....	5
4- PERÍODOS E PONTOS DE AMOSTRAGEM.....	8
<b>CAPÍTULO 1</b> .....	14
5- ESTUDOS LIMNOLÓGICOS EM DIFERENTES TRECHOS DA BACIA DO MÉDIO RIO DOCE-MG.....	15
5.1- INTRODUÇÃO.....	15
5.2- OBJETIVOS.....	17
5.3- MATERIAIS E MÉTODOS.....	17
5.3.1- Períodos e Locais de Amostragem.....	17
5.3.2- Análises Físicas, Químicas e Biológicas da Água.....	17
5.3.3- Análises Físicas e Químicas do Sedimento.....	19
5.4- RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	19
5.4.1- Análise das Variáveis Físicas, Químicas e Biológica da Água.....	19
5.4.2- Análise Física e Química do Sedimento.....	42
5.5- CONCLUSÕES.....	47
<b>CAPÍTULO 2</b> .....	48
6- DETERMINAÇÃO DOS NÍVEIS DE METAIS NA ÁGUA, NO SEDIMENTO E EM PEIXES DO TRECHO MÉDIO DA BACIA DO RIO DOCE-MG.....	49

6.1- INTRODUÇÃO.....	49
6.1.1- Considerações Gerais.....	49
6.1.2- Metais no Sedimento.....	53
6.1.3- Metais nos Organismos.....	54
6.2- OBJETIVOS.....	58
6.3- MATERIAIS E MÉTODOS.....	58
6.3.1- Período de Amostragem e Pontos de Coleta.....	58
6.3.2- Coleta e Análise de Metais na Água.....	58
6.3.3-Coleta e Análise de Metais Biodisponíveis no Sedimento.....	59
6.3.4- Coleta e Análise de Metais Totais no Sedimento.....	59
6.3.5- Coleta e Análise de Metais em Peixes.....	60
6.4- RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	60
6.4.1- Concentração de Metais na Água.....	60
6.4.2- Concentração de Metais Biodisponíveis no Sedimento.....	69
6.4.3- Concentração de Metais Totais no Sedimento.....	79
6.4.4- Concentração de Metais no Tecido Muscular de Peixes Coletados em Diferentes Trechos da Bacia do Médio Rio Doce-MG.....	89
6.5- CONCLUSÕES.....	107
6.6- RECOMENDAÇÃO.....	108
<b>CAPÍTULO 3.....</b>	<b>109</b>
<b>7- TESTES DE TOXICIDADE AGUDA E CRÔNICA COM INVERTEBRADOS UTILIZANDO AMOSTRAS DE SEDIMENTO DO TRECHO MÉDIO DA BACIA DO RIO DOCE-MG.....</b>	<b>110</b>
7.1- INTRODUÇÃO.....	110
7.1.1- Considerações Gerais.....	110

7.1.2- Testes de Toxicidade com Amostras de Sedimento.....	113
7.2- OBJETIVOS.....	114
7.3- MATERIAL E MÉTODOS.....	114
7.3.1- Pontos de Coleta e Período de Amostragem.....	114
7.3.2- Coleta das Amostras de Sedimento.....	114
7.3.3- Testes de Toxicidade.....	115
7.3.4- Testes de Toxicidade Aguda com <i>Daphnia similis</i> .....	115
7.3.5- Testes de Toxicidade Aguda com <i>Chironomus xanthus</i> .....	115
7.3.6- Testes de Toxicidade Crônica com <i>Ceriodaphnia silvestrii</i> .....	116
7.3.7- Testes de Sensibilidade.....	116
7.4- RESULTADOS.....	117
7.4.1- Testes de Sensibilidade.....	117
7.4.2- Testes de Toxicidade Aguda com <i>Daphnia similis</i> .....	119
7.4.3- Testes de Toxicidade Aguda com <i>Chironomus xanthus</i> .....	120
7.4.4- Teste de Toxicidade Crônica com <i>Ceriodaphnia silvestrii</i> .....	121
7.5- DISCUSSÃO.....	125
7.6- CONCLUSÕES.....	130
<b>CAPÍTULO 4</b> .....	132
<b>8- AVALIAÇÃO DE ALTERAÇÕES HISTOLÓGICAS EM PEIXES DO TRECHO MÉDIO DA BACIA DO RIO DOCE-MG</b> .....	133
8.1- INTRODUÇÃO.....	133
8.1.1- Considerações Gerais.....	133
8.1.2- Morfologia Branquial.....	134
8.1.3- Aspectos Funcionais da Morfologia Branquial.....	135

8.2- OBJETIVOS.....	137
8.3- MATERIAL E MÉTODOS.....	137
8.3.1- Período de Amostragem e Pontos de Coleta.....	137
8.3.2.-Coleta de Peixes.....	137
8.3.3- Microscopia de Luz.....	137
8.4- RESULTADOS.....	138
8.4.1- Morfologia do Epitélio Branquial.....	138
8.4.2- Contagem de Células.....	140
8.4.3- Comparação Entre o Número de Células Cloreto e Mucosas em Peixes da Mesma Espécie Coletados em Diferentes Locais do Trecho Médio da Bacia do Rio Doce-MG.....	147
8.5- DISCUSSÃO.....	153
8.6- CONCLUSÕES.....	158
9- REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	158
10- ANEXOS.....	186

## LISTA DE FIGURAS

Figura 1- Localização da bacia do rio Doce, no estado de Minas Gerais, mostrando os rios Piracicaba e Doce e sua junção na região do Vale do Aço. Fonte: PADCT/CIAMB, 1997.....	6
Figura 2- Reservatório de Guilman-Amorim (ponto 1) localizado no trecho médio da Bacia o rio Doce-MG.....	8
Figura 3- Ribeirão Timotinho (ponto 2) localizado no trecho médio da Bacia do rio Doce-MG.....	9
Figura 4- Rio Casca (ponto 3) localizado no trecho médio da Bacia do rio Doce-MG.....	10
Figura 5- Ribeirão do Turvo (ponto 4) localizado dentro do Parque Estadual do Rio Doce-MG, trecho médio da Bacia do rio Doce-MG.....	11
Figura 6- Rio Doce Cenibra (ponto 5) localizado no trecho médio da Bacia do rio Doce-MG.....	12
Figura 7- Rio Matipó (ponto 6) localizado no trecho médio da Bacia do rio Doce-MG.....	13
Figura 8- Valores de temperatura ( $^{\circ}\text{C}$ ), registrados na água dos diferentes pontos de coleta do trecho médio da Bacia do rio Doce-MG.....	20
Figura 9- Concentração de oxigênio dissolvido ( $\text{mg.L}^{-1}$ ), registrados na água dos diferentes pontos de coleta do trecho médio da Bacia do rio Doce-MG.....	21
Figura 10- Valores de condutividade ( $\mu\text{s.cm}^{-1}$ ), registrados na água dos diferentes pontos de coleta do trecho médio da Bacia do rio Doce-MG.....	22
Figura 11- Valores de pH, registrados na água dos diferentes pontos de coleta do trecho médio da Bacia do rio Doce-MG.....	23
Figura 12- Concentração de nitrogênio orgânico total ( $\text{mg.L}^{-1}$ ), na água dos diferentes pontos de coleta do trecho médio da Bacia do rio Doce-MG.....	25
Figura 13- Concentração de amônio ( $\mu\text{g.L}^{-1}$ ), na água dos diferentes pontos de coleta do trecho médio da Bacia rio Doce-MG.....	26
Figura 14- Concentração de nitrato ( $\mu\text{g.L}^{-1}$ ), na água dos diferentes pontos de coleta do trecho médio da Bacia do rio Doce-MG.....	28
Figura 15- Concentração de nitrito ( $\mu\text{g.L}^{-1}$ ), na água dos diferentes pontos de coleta do trecho médio da Bacia do rio Doce-MG.....	30

Figura 16- Concentração de fósforo total ( $\mu\text{g.L}^{-1}$ ), na água dos diferentes pontos de coleta do trecho médio da bacia do rio Doce-MG.....	31
Figura 17- Concentração de fosfato total dissolvido ( $\mu\text{g.L}^{-1}$ ), na água dos diferentes pontos de coleta do trecho médio da Bacia do rio Doce-MG.....	33
Figura 18- Concentração de fosfato inorgânico dissolvido ( $\mu\text{g.L}^{-1}$ ), na água dos diferentes pontos de coleta do trecho médio da Bacia do rio Doce-MG.....	34
Figura 19- Concentração de silicato ( $\text{mg.L}^{-1}$ ), na água dos diferentes pontos de coleta do trecho médio da Bacia do rio Doce-MG.....	35
Figura 20- Concentração de material em suspensão total (MST), material em suspensão inorgânico (MSI) e material em suspensão orgânico (MSO) em $\text{mg.L}^{-1}$ , na água dos diferentes pontos de coleta do trecho médio da Bacia do rio Doce-MG (Fevereiro/01).....	36
Figura 21- Concentração de material em suspensão total (MST), material em suspensão inorgânico (MSI) e material em suspensão orgânico (MSO) em $\text{mg.L}^{-1}$ , na água dos diferentes pontos de coleta do trecho médio da Bacia do rio Doce-MG (setembro/01).....	37
Figura 22- Concentração de clorofila $\alpha$ na água dos diferentes pontos de coleta do trecho médio da Bacia do rio Doce-MG.....	38
Figura 23- Valores de carbono total (C-Total), carbono orgânico dissolvido (COD) e carbono inorgânico dissolvido (CID) em amostras de água coletadas nos diferentes pontos do trecho médio da bacia do rio Doce-MG (fevereiro/01).....	39
Figura 24- Valores de carbono total (C-Total), carbono orgânico dissolvido (COD) e carbono inorgânico dissolvido (CID) em amostras de água coletadas nos diferentes pontos do trecho médio da bacia do rio Doce-MG (setembro/01).....	40
Figura 25- Valores de fenóis totais ( $\text{mg.L}^{-1}$ ) na água coletada nos diferentes pontos do trecho médio da bacia do rio Doce-MG (setembro/01).....	41
Figura 26- Porcentagem de areia (grossa, média e fina), silte e argila nos sedimentos coletados em diferentes trechos da bacia do médio rio Doce-MG em fevereiro/01.....	43
Figura 27- Porcentagem de areia (grossa, média e fina), silte e argila nos sedimentos coletados em diferentes trechos da bacia do médio rio Doce-MG em setembro/01.....	44

Figura 28- Concentração de fósforo total ( $\mu\text{g.g}^{-1}$ ), nos sedimentos coletados em diferentes pontos do trecho médio da Bacia do rio Doce-MG.....	46
Figura 29- Porcentagem de nitrogênio orgânico total nos sedimentos coletados em diferentes pontos do trecho médio da Bacia do rio Doce-MG.....	46
Figura 30- Concentrações de zinco ( $\text{mg.L}^{-1}$ ) nas amostras de água coletadas em diferentes trechos da Bacia do médio rio Doce-MG.....	61
Figura 31- Concentrações de cádmio ( $\text{mg.L}^{-1}$ ) nas amostras de água coletadas em diferentes trechos da Bacia do médio rio Doce-MG.....	62
Figura 32- Concentrações de cobre ( $\text{mg.L}^{-1}$ ) nas amostras de água coletadas em diferentes trechos da Bacia do médio rio Doce-MG.....	63
Figura 33- Concentrações de níquel ( $\text{mg.L}^{-1}$ ) nas amostras de água coletadas em diferentes trechos da Bacia do médio rio Doce-MG.....	64
Figura 34- Concentrações de chumbo ( $\text{mg.L}^{-1}$ ) nas amostras de água coletadas em diferentes trechos da Bacia do médio rio Doce-MG.....	65
Figura 35- Concentrações de cromo ( $\text{mg.L}^{-1}$ ) nas amostras de água coletadas em diferentes trechos da Bacia do médio rio Doce-MG.....	66
Figura 36- Concentrações de manganês ( $\text{mg.L}^{-1}$ ) nas amostras de água coletadas em diferentes trechos da Bacia do médio rio Doce-MG.....	67
Figura 37- Concentrações de ferro ( $\text{mg.L}^{-1}$ ) nas amostras de água coletadas em diferentes trechos da Bacia do médio Rio Doce-MG.....	68
Figura 38- Concentrações de zinco biodisponíveis ( $\text{mg.Kg}^{-1}$ ) nas amostras de sedimento coletadas em diferentes trechos da Bacia do médio rio Doce-MG.....	70
Figura 39- Concentrações de cobre biodisponíveis ( $\text{mg.Kg}^{-1}$ ) nas amostras de sedimento coletadas em diferentes trechos da Bacia do médio rio Doce-MG.....	71
Figura 40- Concentrações de níquel biodisponíveis ( $\text{mg.Kg}^{-1}$ ) nas amostras de sedimento coletadas em diferentes trechos da Bacia do médio rio Doce-MG.....	72
Figura 41- Concentrações de chumbo biodisponíveis ( $\text{mg.Kg}^{-1}$ ) nas amostras de sedimento coletadas em diferentes trechos da Bacia do médio rio Doce-MG.....	73

Figura 42- Concentrações de cromo biodisponíveis ( $\text{mg.Kg}^{-1}$ ) nas amostras de sedimento coletadas em diferentes trechos da Bacia do médio rio Doce-MG.....	74
Figura 43- Concentrações de manganês biodisponíveis ( $\text{mg.Kg}^{-1}$ ) nas amostras de sedimento coletadas em diferentes trechos da Bacia do médio rio Doce-MG.....	75
Figura 44- Concentrações de ferro biodisponíveis ( $\text{mg.Kg}^{-1}$ ) nas amostras de sedimento coletadas em diferentes trechos da Bacia do médio rio Doce-MG.....	76
Figura 45- Concentrações de cobalto biodisponíveis ( $\text{mg.Kg}^{-1}$ ) nas amostras de sedimento coletadas em diferentes trechos da bacia do médio rio Doce-MG.....	77
Figura 46- Concentrações de cálcio biodisponíveis ( $\text{mg.Kg}^{-1}$ ) nas amostras de sedimento coletadas em diferentes trechos da Bacia do médio rio Doce-MG.....	78
Figura 47- Concentrações totais de zinco ( $\text{mg.Kg}^{-1}$ ) nas amostras de sedimento coletadas em diferentes trechos da bacia do médio rio Doce-MG.....	80
Figura 48- Concentrações totais de cádmio ( $\text{mg.Kg}^{-1}$ ) nas amostras de sedimento coletadas em diferentes trechos da Bacia do médio rio Doce-MG.....	81
Figura 49- Concentrações totais de cobre ( $\text{mg.Kg}^{-1}$ ) nas amostras de sedimento coletadas em diferentes trechos da Bacia do médio rio Doce-MG.....	82
Figura 50- Concentrações totais de níquel ( $\text{mg.Kg}^{-1}$ ) nas amostras de sedimento coletadas em diferentes trechos da Bacia do médio rio Doce-MG.....	83
Figura 51- Concentrações totais de chumbo ( $\text{mg.Kg}^{-1}$ ) nas amostras de sedimento coletadas em diferentes trechos da Bacia do médio rio Doce-MG.....	84
Figura 52- Concentrações totais de cromo ( $\text{mg.Kg}^{-1}$ ) nas amostras de sedimento coletadas em diferentes trechos da Bacia do médio rio Doce-MG.....	84
Figura 53- Concentrações totais de manganês ( $\text{mg.Kg}^{-1}$ ) nas amostras de sedimento coletadas em diferentes trechos da Bacia do médio rio Doce-MG.....	85

Figura 54- Concentrações totais de ferro ( $\text{mg.Kg}^{-1}$ ) nas amostras de sedimento coletadas em diferentes trechos da Bacia do médio rio Doce-MG.....	86
Figura 55- Concentrações totais de cobalto ( $\text{mg.Kg}^{-1}$ ) nas amostras de sedimento coletadas em diferentes trechos da Bacia do médio rio Doce-MG.....	87
Figura 56- Concentrações totais de cálcio ( $\text{mg.Kg}^{-1}$ ) nas amostras de sedimento coletadas em diferentes trechos da Bacia do médio rio Doce-MG.....	87
Figura 57- Média das concentrações de metais ( $\text{mg.Kg}^{-1}$ ) no tecido muscular das espécies coletadas no reservatório de Guilman-Amorim em fevereiro/01.....	91
Figura 58- Média das concentração de metais ( $\text{mg.Kg}^{-1}$ ) no tecido muscular das espécies coletadas no reservatório de Guilman-Amorim em setembro/01. (Para <i>H. malabaricus</i> e <i>H. lacerdae</i> as concentrações representam valores individuais).....	92
Figura 59- Média das concentrações de metais ( $\text{mg.Kg}^{-1}$ ) no tecido muscular de exemplares de <i>Tilapia rendalli</i> coletados ribeirão Timotinho em fevereiro e setembro/01.....	93
Figura 60- Concentração de metais ( $\text{mg.Kg}^{-1}$ ) no tecido muscular de exemplares de <i>Leporinus sp</i> coletados no ribeirão Timotinho em setembro/01.....	94
Figura 61- Média das concentrações de metais ( $\text{mg.Kg}^{-1}$ ) no tecido muscular das espécies coletadas no rio Casca em fevereiro/01. (Para <i>H. affinis</i> e <i>P. striatulus</i> as concentrações representam valores individuais).....	96
Figura 62- Média das concentrações de metais ( $\text{mg.Kg}^{-1}$ ) no tecido muscular das espécies coletadas no rio Casca em setembro/01.....	96
Figura 63- Média das concentrações de metais ( $\text{mg.Kg}^{-1}$ ) no tecido muscular das espécies coletadas no ribeirão do Turvo em fevereiro de 2001. (Para <i>R. quelen</i> as concentrações representam valores individuais).....	98
Figura 64- Média das concentrações de metais ( $\text{mg.Kg}^{-1}$ ) no tecido muscular das espécies coletadas no ribeirão do Turvo em setembro de 2001. (Para <i>L. castaneus</i> as concentrações representam valores individuais).....	98
Figura 65- Média das concentrações de metais ( $\text{mg.Kg}^{-1}$ ) no tecido muscular das espécies coletadas no rio Doce/Cenibra em fevereiro de 2001.....	100

Figura 66- Média das concentrações de metais ( $\text{mg.Kg}^{-1}$ ) no tecido muscular das espécies coletadas no ponto 5 rio Doce/Cenibra em setembro de 2001.....	100
Figura 67- Média das concentrações de metais ( $\text{mg.Kg}^{-1}$ ) no tecido muscular das espécies coletadas no rio Matipó em setembro de 2001. (Para <i>G. brasiliensis</i> , <i>R. quelen</i> e <i>H. litoralle</i> as concentrações representam valores individuais).....	102
Figura 68- Testes de toxicidade aguda com <i>Daphnia similis</i> , expostos à amostras de sedimento dos diferentes pontos de coleta.....	120
Figura 69- Testes de toxicidade aguda com <i>Chironomus xanthus</i> , expostos à amostras de sedimento dos diferentes pontos de coleta.....	121
Figura 70- Número de neonatas produzidas por <i>Ceriodaphnia silvestrii</i> nos testes de toxicidade crônica, expostos aos sedimentos coletados em diferentes pontos do trecho médio da Bacia do rio Doce-MG.....	122
Figura 71- Porcentagem de sobrevivência dos parentais de <i>Ceriodaphnia silvestrii</i> nos testes de toxicidade crônica com amostras de sedimento coletadas em diferentes pontos do trecho médio da Bacia do rio Doce-MG.....	123
Figura 72- Corte sagital do filamento branquial de <i>Tilapia rendalli</i> coletado em fevereiro/01 no ribeirão Timotinho. <b>A-</b> note o início da formação de aneurismas (setas $\rightarrow$ ) na lamela secundária. <b>B-</b> Aneurisma (setas $\rightarrow$ ) ocupando toda extensão da lamela secundária. (azul de toluidina, escala em $\mu\text{m}$ ).....	138
Figura 73- Corte sagital do filamento branquial de <i>Tilapia rendalli</i> coletados em setembro/01 no ribeirão Timotinho. Filamento branquial ( <b>F</b> ) e lamelas secundárias ( <b>L</b> ). Note a estrutura normal das lamelas secundárias. (azul de toluidina, escala em $\mu\text{m}$ ).....	139
Figura 74- Corte sagital do filamento branquial de <i>Rhamdia quelen</i> coletado em fevereiro/01 no rio Doce/Cenibra. Filamento branquial ( <b>F</b> ) e lamelas secundárias ( <b>L</b> ). As setas ( $\rightarrow \leftarrow$ ) indicam a fusão das lamelas secundárias. (azul de toluidina, escala em $\mu\text{m}$ ).....	139
Figura 75- Número de células cloreto e mucosas na região interlamelar (CC-RI, CM-RI) e na região da lamela secundária (CC-L, CM-L) de 5 exemplares da espécie <i>Astyanax bimaculatus</i> coletados no reservatório de Guilman-Amorim, onde:  - fevereiro/01,  - setembro/01; * $p < 0,05$ .....	141

- Figura 76- Número de células cloreto e mucosas na região interlamelar (CC-RI, CM-RI) e na região da lamela secundária (CC-L, CM-L) de 5 exemplares de *Geophagus brasiliensis* coletados no reservatório de Guilman-Amorim, onde: ■- fevereiro/01, ■- setembro/01; \*  $p < 0,05$  ..... 141
- Figura 77- Número de células cloreto e mucosas na região interlamelar (CC-RI, CM-RI) e na região da lamela secundária (CC-L, CM-L) de 5 exemplares de *Oligosarcus argenteus* coletados no reservatório de Guilman-Amorim, onde: ■- fevereiro/01, ■- setembro/01; \*  $p < 0,05$ ..... 142
- Figura 78- Número de células cloreto e mucosas na região interlamelar (CC-RI, CM-RI) e na região da lamela secundária (CC-L, CM-L) de 5 exemplares de *Tilapia rendalli*, coletados no ribeirão Timotinho, onde: ■- fevereiro/01, ■- setembro/01; \*  $p < 0,05$ ..... 143
- Figura 79- Número de células cloreto e mucosas na região interlamelar (CC-RI, CM-RI) e na região da lamela secundária (CC-L, CM-L) de 5 exemplares de *Loricariichthys castaneus* coletados no rio Casca, onde: ■- fevereiro/01, ■- setembro/01; \*  $p < 0,05$ ..... 144
- Figura 80- Número de células cloreto e mucosas na região interlamelar (CC-RI, CM-RI) e na região da lamela secundária (CC-L, CM-L) de 5 exemplares de *Geophagus brasiliensis*, coletados no ribeirão do Turvo, onde: ■- fevereiro/01, ■- setembro/01; \*  $p < 0,05$ ..... 145
- Figura 81- Número de células cloreto e mucosas na região interlamelar (CC-RI, CM-RI) e na região da lamela secundária (CC-L, CM-L) de 3 exemplares de *Rhamdia quelen* coletados no rio Doce/Cenibra em fevereiro/01; \*  $p < 0,05$ ..... 146
- Figura 82- Número de células cloreto e mucosas nas regiões interlamelar (CC-RI, CM-RI) e da lamela secundária (CC-L, CM-L), de 5 exemplares de *Astyanax scabripinnis* e 1 exemplar de *Geophagus brasiliensis*, coletados no rio Matipó, em setembro/01; \*  $p < 0,05$ ..... 147
- Figura 83- Comparação entre o número de células cloreto e mucosas na região interlamelar e na região da lamela secundária de *Geophagus brasiliensis* coletados em fevereiro/01. Os pontos de coleta referem-se ao reservatório de Guilman-Amorim (1), rio Casca (3) e ribeirão do Turvo (4); \*  $p < 0,05$ . Onde: CC-RI células cloreto na região interlamelar, CC-L células cloreto na região da lamela secundária, CM-RI células mucosas na região interlamelar e CM-L células mucosas na região da lamela secundária..... 148

- Figura 84- Comparação entre o número de células cloreto e mucosas na região interlamelar e na região da lamela secundária, de *Geophagus brasiliensis* coletados em setembro/01. Os pontos de coleta referem-se ao reservatório de Guilman-Amorim (1), ribeirão do Turvo (4) e rio Matipó (6); \*  $p < 0,05$ . Onde: CC-RI células cloreto na região interlamelar, CC-L células cloreto na região da lamela secundária, CM-RI células mucosas na região interlamelar e CM-L células mucosas na região da lamela secundária..... 149
- Figura 85- Comparação entre o número de células cloreto e mucosas na região interlamelar e na região da lamela secundária, de *Astyanax scabripinnis* coletados em setembro/01. Os pontos de coleta referem-se ao rio Casca (3), ribeirão do Turvo (4) e rio Matipó (6); \*  $p < 0,05$ . Onde: CC-RI células cloreto na região interlamelar, CC-L células cloreto na região da lamela secundária, CM-RI células mucosas na região interlamelar e CM-L células mucosas na região da lamela secundária..... 150
- Figura 86- Comparação entre o número de células cloreto e mucosas na região interlamelar e na região da lamela secundária, de *Astyanax bimaculatus* coletados em fevereiro/01. Os pontos de coleta referem-se ao reservatório de Guilman-Amorim (1) e ribeirão do Turvo (4); \*  $p < 0,05$ . Onde: CC-RI células cloreto na região interlamelar, CC-L células cloreto na região da lamela secundária, CM-RI células mucosas na região interlamelar e CM-L células mucosas na região da lamela secundária..... 151
- Figura 87- Comparação entre o número de células cloreto e mucosas na região interlamelar e na região da lamela secundária, de *Astyanax bimaculatus* coletados em setembro/01. Os pontos de coleta referem-se ao reservatório de Guilman-Amorim (1) e ribeirão do Turvo (4); \*  $p < 0,05$ . Onde: CC-RI células cloreto na região interlamelar, CC-L células cloreto na região da lamela secundária, CM-RI células mucosas na região interlamelar e CM-L células mucosas na região da lamela secundária..... 152
- Figura 88- Comparação entre o número de células cloreto e mucosas na região interlamelar e na região da lamela secundária, de *Rhamdia quelen* coletados em fevereiro/01. Os pontos de coleta referem-se ao rio Casca (3) e rio Doce/Cenibra (5); \*  $p < 0,05$ . Onde: CC-RI células cloreto na região interlamelar, CC-L células cloreto na região da lamela secundária, CM-RI células mucosas na região interlamelar e CM-L células mucosas na região da lamela secundária..... 153

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1- Variáveis consideradas na avaliação da qualidade de água.....	18
Tabela 2- Porcentagem de matéria orgânica (%MO) e inorgânica (%MI) nos sedimentos coletados em diferentes trechos da Bacia do médio rio Doce-MG.....	42
Tabela 3- Metais empregados em algumas indústrias e agricultura. Fonte- FORSTNER & WITTMANN, 1979.....	50
Tabela 4- Teores máximos de alguns metais potencialmente prejudiciais em águas naturais (Classe 2). Fonte- CONAMA 20, 1986 e *Portaria/GM/Nº 0013.....	52
Tabela 5- Concentrações máximas de Cr, Pb, Ni, Cu e Zn em amostras de água do trecho médio da Bacia do rio Doce-MG, comparando-se os períodos de chuva e seca. Os valores em vermelho representam as concentrações obtidas no presente estudo e os demais valores correspondem aos dados obtidos por OBERDÁ 1996.....	69
Tabela 6- Comparação das maiores concentração de metais totais ( $\text{mg.Kg}^{-1}$ ) no trecho médio da Bacia do rio Doce-MG e no rio Monjolinho São Carlos-SP, nos períodos de chuva e seca.....	88
Tabela 7- Espécies de peixes coletados no trecho médio da Bacia do rio Doce-MG durante o período de estudo. Fonte: HAHN et.al. (1998) * - VIEIRA et.al. (1997).....	90
Tabela 8- Resultados dos testes de sensibilidade realizados com <i>Daphnia similis</i> , expressos em $\text{mg.L}^{-1}$ de dicromato de potássio ( $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$ ).....	118
Tabela 9- Resultados dos testes de sensibilidade realizados com <i>Chironomus xanthus</i> , expressos em $\text{g.L}^{-1}$ de cloreto de potássio (KCl).....	118
Tabela 10- Resultado do teste de sensibilidade realizado com <i>Ceriodaphnia silvestrii</i> expresso em $\text{g.L}^{-1}$ de cloreto de sódio (NaCl).....	119
Tabela 11- Variáveis químicas monitoradas durante os testes de toxicidade crônica com amostras de sedimento dos diferentes pontos de amostragem no trecho médio da Bacia do rio Doce-MG, em setembro/01; onde: I=inicial e F=final.....	124

- Tabela 12- Resultado do teste de Kruskal-Wallis, em relação ao número de neonatas produzidos por *Ceriodaphnia silvestrii* em teste de toxicidade crônica com amostras de sedimento de diferentes trechos da Bacia do médio rio Doce-MG. Onde: \*\*\* ( $p < 0,001$ ) e \*\* ( $p < 0,05$ ) representam diferenças significativas..... 124
- Tabela 13- Variáveis químicas que podem contribuir para a toxicidade do sedimento verificada no ribeirão Timotinho (ponto 2), nos dois períodos de amostragem. \* não quantificado..... 129

## RESUMO

ANDRADE, C.A. (2003). Estudo Ecotoxicológico no Trecho Médio da Bacia do Rio Doce-MG.

O presente estudo teve como objetivo avaliar a qualidade da água e o grau de contaminação por metais na água, sedimento e peixes no trecho médio da Bacia do rio Doce, no Estado de Minas Gerais. Para tanto, em fevereiro e setembro de 2001, foram feitas análises físicas, químicas e biológicas de amostras de água e sedimento, testes de toxicidade e análises dos tecidos branquiais de peixes. As amostras de água apresentaram concentrações de amônio e fósforo total mais elevadas que o limite estabelecido pela resolução Conama 20/86 em todos os pontos e períodos de coleta. Maiores valores de condutividade elétrica e de compostos nitrogenados e fosfatados foram verificados no ribeirão Timotinho. Neste local, também foram encontradas as maiores concentrações de material em suspensão, carbono e fenóis totais. Em geral, as amostras de sedimento apresentaram baixos teores de matéria orgânica e maior porcentagem de areia dentre as frações granulométricas, tendo sido verificados os maiores valores de nitrogênio total e fósforo total nas amostras de sedimento do ribeirão Timotinho. As concentrações de metais na água estiveram geralmente acima dos limites máximos estabelecidos pela resolução CONAMA 20/86 para águas classe 2, sendo que os pontos de coleta no ribeirão Timotinho e rio Doce/Cenibra apresentaram concentrações muito acima do estabelecido para a maioria dos metais analisados, nos dois períodos de amostragem. Nas amostras de sedimento, as concentrações de Cr estiveram acima de valores encontrados em regiões não impactadas, em ambos os períodos de amostragem. Nos peixes também foram observadas elevadas concentrações de metais, sendo que *Geophagus brasiliensis*, *Oligosarcus argenteus*, *Hoplias lacerdae* e *Loricariichthys castaneus*; *Leporinus sp* e *Geophagus brasiliensis* apresentaram respectivamente níveis de Cr, Pb e Ni acima do permitido pela legislação, indicando processos de bioconcentração e bioacumulação. Os testes de toxicidade aguda e crônica com amostras de sedimento à *Daphnia similis*, *Chironomus xanthus* e *Ceriodaphnia silvestrii* mostraram maiores efeitos de toxicidade no ribeirão Timotinho e rio Doce/Cenibra. Além disso, foram também verificados efeitos de toxicidade crônica no ribeirão do Turvo, rio Matipó e reservatório de Guilman-Amorim. As análises dos tecidos branquiais revelaram alterações histopatológicas em *Tilapia rendalli* (aneurismas) e *Rhamdia quelen* (fusão lamelar) coletados no ribeirão Timotinho e rio Doce/Cenibra, demonstrando que estas e outras espécies estão seriamente expostas à poluentes.

Palavras chave: Bacia do rio Doce-MG, caracterização limnológica, metais, testes de toxicidade, análises histológicas.

## ABSTRACT

ANDRADE, C.A. (2003). Ecotoxicological Study in the Middle Doce River Basin- MG.

The present study aimed to evaluate water quality and metals contamination levels in water, sediment and fishes of different sampling sites in the middle Doce River Basin in Minas Gerais State. Therefore, in February and September of 2001, physical, chemical and biological analyses of water and sediment samples, toxicity tests and branchial tissues analyses of fishes were carried out. The water samples showed higher ammonium and total phosphorus concentrations than the limit established by CONAMA 20/86 in all sites and sampling periods. Higher electric conductivity and nitrogenous and phosphorus compounds were found in Timotinho stream, where were also found the highest concentrations of suspended matter, carbon and total phenols. In general, the sediment samples presented low organic matter values and higher sand percentage among granulometric fractions, with higher values of total phosphorus and nitrogen being found at Timotinho stream. The concentrations of metals in water were generally above the maximum limit established by CONAMA 20/86 for class 2 waters, with much higher values being found at Timotinho stream and Doce river/Cenibra for most metals determined, in both sampling periods. In the sediment samples, the chromium concentrations were above the values found in unimpacted areas, in both sampling periods. High concentrations of metals were also detected in the fishes. *Geophagus brasiliensis*, *Oligosarcus argenteus*, *Hoplias lacerdae* e *Loricariichthys castaneus*; *Leporinus sp* and *Geophagus brasiliensis* respectively presented chromium, lead and nickel values above the established by legislation, indicating bioconcentration and bioaccumulation processes. The acute and chronic toxicity tests with sediment samples to *Daphnia similis*, *Chironomus xanthus* and *Ceriodaphnia silvestrii* showed more toxicity effects at Timotinho stream and Doce river/Cenibra. Moreover, chronic toxicity effects were also detected at Turvo stream, Matipó river and Guilman-Amorim reservoir. The branchial tissues analyses revealed histopathological alterations in *Tilapia rendalli* (aneurisms) and *Rhamdia quelen* (lamellar fusion) collected at Timotinho stream and Doce river/Cenibra, demonstrating that these and other species are seriously exposed to pollutants.

Key-words: Doce River Basin-MG, limnological characterization, metals, toxicity tests, histological analyses.

## 1- INTRODUÇÃO GERAL

Em todos os continentes, os recursos hídricos superficiais e subterrâneos tem sido deteriorados devido às múltiplas atividades humanas desenvolvidas com grande intensidade nas bacias hidrográficas do planeta. Os processos de industrialização e de urbanização tem tornado cada vez mais crítica a questão da contaminação do meio ambiente, tanto a quantidade de água como a qualidade estão sendo alteradas (TUNDISI, 1999).

O desenvolvimento econômico e social de qualquer país está fundamentado na disponibilidade de água de boa qualidade e na capacidade de conservação e proteção dos recursos hídricos. Uma das causas fundamentais do aumento no consumo de água, e da rápida deterioração da qualidade é o aumento da população mundial e a taxa de urbanização. No caso do Brasil, 70% da população vive hoje em áreas urbanas com necessidades crescentes de água e com aumento permanente nos custos de tratamento (2 US\$ para se tratar 1000 m<sup>3</sup> de água de boa qualidade e 8 US\$ para se tratar o mesmo volume de águas degradadas). Verifica-se assim que os custos para recuperação são muito maiores do que os custos com preservação. A água doce é um recurso limitado, sendo necessária a implementação de medidas de conservação e recuperação dos recursos disponíveis (TUNDISI & BARBOSA, 1995).

Outra importante razão para a preservação e conservação dos recursos hídricos é a grande diversidade biológica da maioria dos ecossistemas aquáticos, principalmente os de água doce. A maioria da diversidade biológica aquática está distribuída na plataforma continental, em recifes de coral e na água doce, sendo que 41% dos peixes existentes são exclusivos de água doce (COHEN, 1970). Essa grande biodiversidade aquática está contudo seriamente ameaçada. Segundo MOYLE & LEIDY (1992), as principais causas da perda de diversidade biótica nos ecossistemas aquáticos podem ser divididos em cinco categorias:

- Usos da água através de ações como barramentos, canalização, irrigação, controle de inundação, consumo doméstico e industrial, provocando competição com a biota;
- Alterações dos habitats: canalização, represas e barragens, assoreamento, degradação de áreas alagáveis;
- Poluição: fontes pontuais e difusas
- Introdução de espécies exóticas;

- Exploração comercial de recursos.

Alguns ambientes aquáticos empregados para fins de abastecimento público ou industrial, apresentam-se hoje eutrofizados ou mesmo hipereutrofizados e contém significativas concentrações de substâncias de alta toxicidade à biota e ao homem. Além das altas concentrações de nutrientes (C, N, P) presentes nestes corpos d'água, é comum a presença de elementos-traço metálicos (especialmente cobre, zinco, cádmio, mercúrio, cromo, chumbo, níquel, ferro e manganês) e de xenobióticos como substâncias traço orgânicas voláteis e semivoláteis (tais como vários compostos organo-clorados) de reconhecida ecotoxicidade, muitos desses possuindo propriedades carcinogênicas, mutagênicas e teratogênicas (MANAHAN, 1992; SILVÉRIO, 1999).

Segundo DIKSHITH (1998), atualmente são identificados aproximadamente quatro milhões de produtos químicos sintéticos e mais de 60.000 destes produtos são utilizados na forma de combustível, solventes industriais, drogas, pesticidas, fertilizantes, fungicidas, diariamente. Frente aos impactos ambientais observados nos ecossistemas aquáticos, faz-se necessário o emprego de programas de monitoramento, como base do gerenciamento integrado de ecossistemas aquáticos. Estes programas englobam análises químicas e físicas da água e sedimentos, bem como o monitoramento utilizando espécies bioindicadoras, incluindo-se os testes ecotoxicológicos. Neste contexto, os peixes constituem um indicador muito útil do real estado de pureza da água. Nenhum rio pode ser considerado em condições satisfatórias se neles não viverem nem proliferarem peixes. Entretanto, não basta o peixe adulto não ser afetado fisiologicamente pela poluição. É preciso também que a água tenha condições de alimentá-lo, lembrando que os peixes constituem os produtos finais de um sistema complexo formado por fatores físicos, químicos e biológicos (BRANCO, 1960).

Para análise mais detalhada visando o controle da poluição hídrica, os testes de toxicidade são indispensáveis pois utilizam organismos vivos que são afetados diretamente por desequilíbrios que podem ocorrer nos ecossistemas aquáticos (RODGHER, 2001). Segundo BRANCO (1999), a toxicidade da água só pode ser estimada, com um certo grau de segurança, através de testes realizados com seres vivos.

O princípio de todo teste de toxicidade baseia-se na identificação da resposta dos organismos-teste à presença de agentes tóxicos, sendo que esta resposta está associada a quantidade desses agentes (nível de exposição). Várias espécies tem sido utilizadas como organismos-teste, principalmente de peixes (*Pimpephales promelas*), microcrustáceos (*Daphnia similis* e *Ceriodaphnia dubia*), anfípodos (*Hyalella azteca*), larvas de insetos (*Chironomus* spp), algas verdes (*Selenastrum capricornutum*) e algas marinhas (*Skeletonema costatum*) (ADAMS, 1995).

Os testes realizados com sedimento se tornaram uma extensão da avaliação da qualidade da água, sendo importantes na identificação de áreas que apresentam toxicidade, mostrando-se eficientes na caracterização de possíveis efeitos diretos do sedimento, que não seriam observados em experimentos de rotina (ZAGATO et al., 1985).

Em estudos de avaliação do efeito tóxico de poluentes contendo metais sobre a fisiologia dos peixes acredita-se que a maioria dos metais seja absorvido pelos mesmos na forma iônica (HEATH, 1987). Entretanto, a toxicidade de metais depende de uma variedade de fatores incluindo as características físicas e químicas da água e sedimento e a biologia da espécie em questão (MALINS & OSTRANDER, 1994; OLIVEIRA-RIBEIRO et al., 1994; MORON et al., 1996; FERNANDES, 1996; SEVERI et al., 1997). Assim, a biodisponibilidade de metais é influenciada por fatores físicos, químicos e biológicos no ambiente aquático (NEWMAN & JAGOE, 1994).

A disponibilização de metais para os organismos dependerá da rota de exposição (oral, cutânea ou outra rota), do hábito alimentar e do tipo de organismo (BURTON, 1992). A biodisponibilidade na água é portanto diretamente proporcional a atividade da forma dissolvida (iônica), organismos fitoplanctônicos, filtradores e peixes podem estar expostos a estas concentrações de poluentes, sofrendo as conseqüências de possíveis ações tóxicas agudas ou crônicas (CAIRNS, 1982). No caso de peixes, existem quatro rotas possíveis para uma substância ser assimilada: através das brânquias, alimentação, ingestão de água e através da pele sendo que o mecanismo de assimilação de metais pelas brânquias é provavelmente por difusão simples.

Nas últimas décadas, estudos relacionados à morfologia do epitélio branquial têm demonstrado que a concentração de íons no meio aquático influencia a distribuição e a

morfologia das células, que constituem o epitélio branquial (LAURENT & HEBIBI, 1989; BINDON et al., 1994).

Em condições normais, as células pavimentosas são as mais abundantes em relação aos outros dois tipos: mucosas e cloreto; e ocupam mais de 90% da área total de superfície epitelial. As células cloreto estão localizadas predominantemente no filamento branquial, especialmente nas regiões interlamelares, sendo raras as células cloreto na superfície das lamelas secundárias. Tem sido amplamente aceito que a célula cloreto tem importante papel na regulação iônica. Entretanto em condições adversas, ocorre a proliferação de células cloreto no epitélio do filamento e das lamelas secundárias, que aumentam a barreira água-sangue podendo provocar uma disfunção respiratória (LAURENT & HEBIBI, 1989; PERRY, 1997; MORON et al., 1997; FERNANDES et al., 1998).

No que se refere à fauna de peixes, os trabalhos realizados na bacia estão restritos ao inventário da ictiofauna de alguns reservatórios como por exemplo o reservatório de Peti (CETEC, 1988), alguns estudos de impacto ambiental, além de um estudo considerando a concentração de metais em *Hoplias sp* e *Hypostomus sp* (OBERDÁ, 1996).

Do ponto de vista da bioacumulação, é importante se considerar as diferenças alimentares das espécies estudadas, bem como sua representatividade na área de estudo. Neste contexto, espécies como *Astyanax bimaculatus*, *Oligosarcus argenteus*, *Hoplias malabaricus*, *Hoplias lacerdae*, *Rhandia quelen*, *Gymnotus carapo*, *Geophagus brasiliensis* bem como a espécie introduzida *Tilapia rendalli*, podem ser incluídas e melhor analisadas (VIEIRA et al., 1997).

A poluição e a contaminação vêm aumentando devido à crescente carga de poluentes em toda a biosfera, sendo que os corpos d'água, principalmente os sedimentos, são o destino final para a maioria dos contaminantes. Neste sentido, estudos que visem o monitoramento da qualidade da água precisam ser desenvolvidos. Estes incluem o monitoramento de variáveis físicas e químicas bem como o biomonitoramento, o qual pode detectar a resposta dos organismos face às alterações ambientais, apresentando vantagens, uma vez que são fornecidas informações mais complexas sobre o estresse sofrido pelos ecossistemas.

O interesse no desenvolvimento de estudos ecotoxicológicos no trecho médio da bacia do rio Doce, deve-se ao fato deste apresentar ambientes aquáticos sujeitos à ação antrópica,

incluindo trechos de rio altamente impactados pelas atividades de siderurgia e mineração, bem como ambientes aquáticos ainda bem conservados, sobre os quais operam basicamente processos naturais.

Tendo como base um estudo realizado entre 1993 e 1995, no qual foram feitas determinações de metais na água, sedimento e peixes (OBERDÁ, 1996), o presente estudo procurou comparar as condições atuais de contaminação por metais dos locais anteriormente estudados, incluindo testes de toxicidade e análises histológicas.

Os testes de toxicidade possibilitam avaliar o potencial tóxico de contaminantes, sobre um organismos vivo, tendo como finalidade avaliar como os contaminantes estão impactando o ecossistema. Já as análises histológicas permitem detectar e confirmar alterações teciduais, bem como visualizar o comprometimento de órgãos vitais como as brânquias que podem ter conseqüências drásticas na fisiologia, sobrevivência e perpetuação das espécies.

## **2- OBJETIVOS GERAIS**

Este estudo procurou avaliar a qualidade da água e o grau de contaminação da água, sedimento e peixes por metais pesados em diferentes trechos da bacia do médio rio Doce, no estado de Minas Gerais. Para tanto, foram realizadas análises físicas, químicas e biológicas da água e sedimento, bem como testes de toxicidade com sedimento à cladóceros e organismos bentônicos. Complementando esta avaliação, foram feitas análises histológicas dos tecidos branquiais dos peixes coletados nos diferentes trechos da bacia.

## **3- CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO**

A bacia do rio Doce (Figura 1) está localizada a sudoeste de Minas Gerais, compreendendo uma área de drenagem de 83.400 Km<sup>2</sup>, dos quais 86% pertencem ao Estado de Minas Gerais e 14% ao Estado do Espírito Santo. Abriga uma população de 3,1 milhões de habitantes, distribuídos ao longo de 222 municípios (CETEC, 1988).

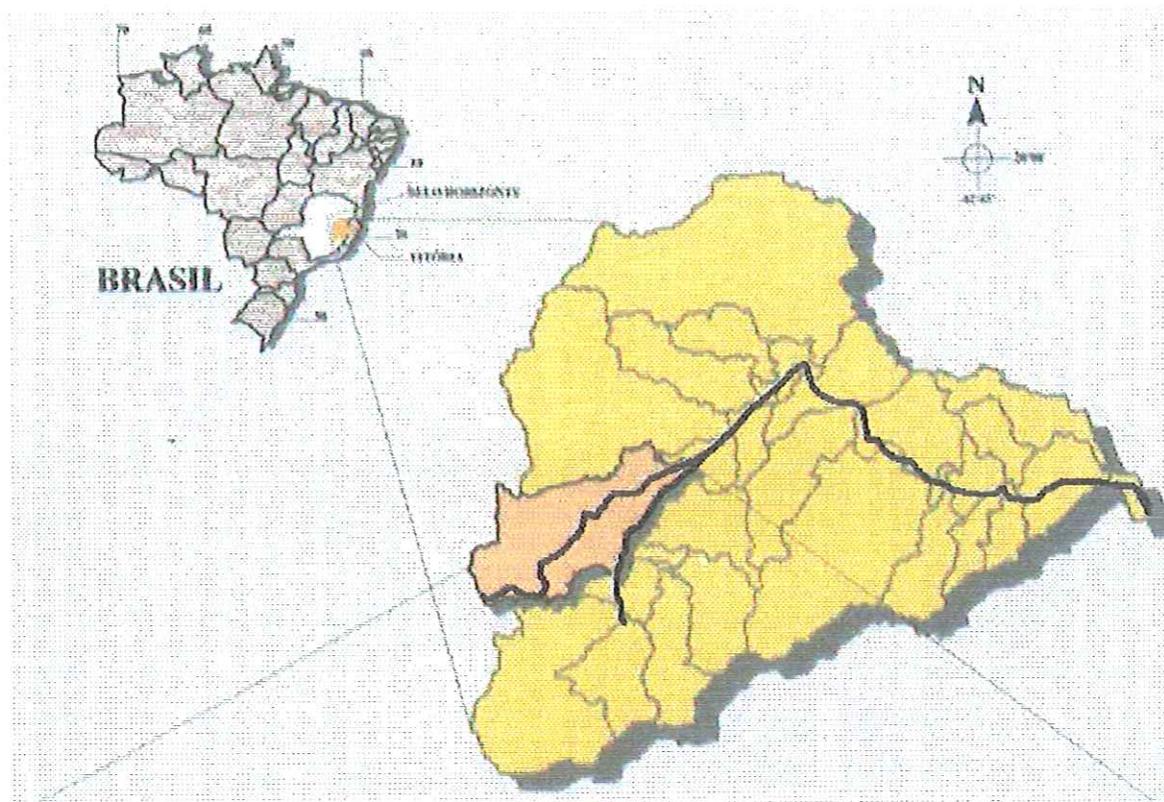


Figura 1- Localização da Bacia do rio Doce, no estado de Minas Gerais, mostrando os rios Piracicaba e Doce e sua junção na região do Vale do Aço. Fonte: PADCT/CIAMB, 1997.

Esta região apresenta clima mesotérmico, o regime de chuvas pode ser descrito como tropical sendo que a estação das águas compreende o período entre outubro e março, quando normalmente ocorrem as maiores precipitações. A estação seca corresponde ao período entre abril e setembro, sendo normalmente agosto o mês mais seco (OBERDÁ, 1996).

O rio Doce corre por uma extensão de 875 Km, e durante este percurso seus tributários mais importantes são os rios Piracicaba, Casca, Santo Antônio e Matipó. Na extensa área desta bacia, a economia é bastante diversificada.

No alto rio Doce são desenvolvidos grandes projetos de mineração (minério de ferro), além de atividades de agricultura e pecuária. No médio rio Doce está localizado o maior pólo siderúrgico da América Latina, além de indústrias de celulose e produção de carvão vegetal, havendo também atividades em agropecuária e hidroelétricas de médio porte nos rios Piracicaba e Santo Antônio. No baixo rio Doce, as atividades desenvolvidas incluem a cultura de café e agropecuária (GUERRA, 1993).

O sistema de drenagem desta bacia tem papel fundamental na economia do leste brasileiro, uma vez que além de fornecer água para diversos fins, como uso doméstico, agropecuário, industrial, e geração de energia; ainda recebe esgotos, rejeitos e efluentes produzidos pelos centros urbanos e indústrias (DE PAULA, 1997).

A região do médio rio Doce, particularmente, é de grande importância para o Estado de Minas Gerais e para o Brasil, pois possui extenso pólo industrial denominado zona metalúrgica ou “Vale do Aço”, onde se encontram importantes usinas siderúrgicas, como a Usina Siderúrgica de Minas Gerais (USIMINAS), a Aços Especiais Itabira S.A. (ACESITA) e a Companhia Siderúrgica Belgo-Mineira (CSBM). Vale ressaltar que a indústria de celulose e de carvão vegetal, substituiu, ao longo dos anos, grande parte da floresta de Mata Atlântica por maciços florestais de eucalipto às margens do rio Doce e à montante do rio Piracicaba (GUERRA, 1993; OBERDÁ, 1996).

O complexo mineiro-siderúrgico contribuiu para a expansão das matas de eucalipto para a produção do carvão empregado nas usinas siderúrgicas da região. Minas Gerais possui hoje a maior área plantada de eucalipto do Brasil, cerca de 2.500.000 hectares, e a região do médio rio Doce, área de nossa pesquisa, tem importante participação nesse plantio. Mais recentemente, na década de 70, instalou-se na região uma grande empresa produtora de celulose, a Cenibra, que veio intensificar ainda mais a expansão das áreas de plantio de eucalipto (DE PAULA, 1997).

Do ponto de vista de urbanização, a área compreendida pelo Vale do Aço é formado por um aglomerado urbano de mais de 300 mil habitantes, que apresentam características de regiões metropolitanas. Sendo a região marcada por intensas atividades antrópicas, há também uma outra realidade regional que reforça ainda mais a condição de região expressiva para o médio rio Doce. Trata-se da existência de dois parques, do Caraça e do Rio Doce, preservados em sua integridade, e desse modo a região apresenta um sistema ambiental em que, ao lado de grandes complexos de atividades impactantes como a mineração, garimpo, siderurgia, reflorestamento com monocultura de eucaliptos, agropecuária, indústria de celulose e núcleos urbanos, há áreas que conservam as características básicas da fauna e flora originais (CETEC, 1988; GUERRA, 1993; DE PAULA, 1997).

#### 4- PERÍODOS E PONTOS DE AMOSTRAGEM

Foram realizadas 2 coletas em 5 pontos no trecho médio da Bacia do rio Doce-MG, em fevereiro e setembro de 2001, tendo sido considerado um ponto adicional (ponto 6) no segundo período de coletas. Os pontos considerados foram: 1- reservatório de Guilman-Amorim; 2- ribeirão Timotinho; 3- rio Casca; 4- ribeirão do Turvo (localizado dentro do Parque Estadual do Rio Doce); 5- rio Doce/Cenibra e 6- rio Matipó, representados nas Figuras de 2 a 7 respectivamente.



Figura 2- Reservatório de Guilman-Amorim (ponto 1) localizado no trecho médio da Bacia o rio Doce-MG.



Figura 3- Ribeirão Timotinho (ponto 2) localizado no trecho médio da Bacia do rio Doce-MG.



Figura 4- Rio Casca (ponto 3) localizado no trecho médio da Bacia do rio Doce-MG.



Figura 5- Ribeirão do Turvo (ponto 4) localizado dentro do Parque Estadual do Rio Doce-MG, trecho médio da Bacia do rio Doce-MG.



Figura 6- Rio Doce Cenibra (ponto 5) localizado no trecho médio da Bacia do rio Doce-MG.

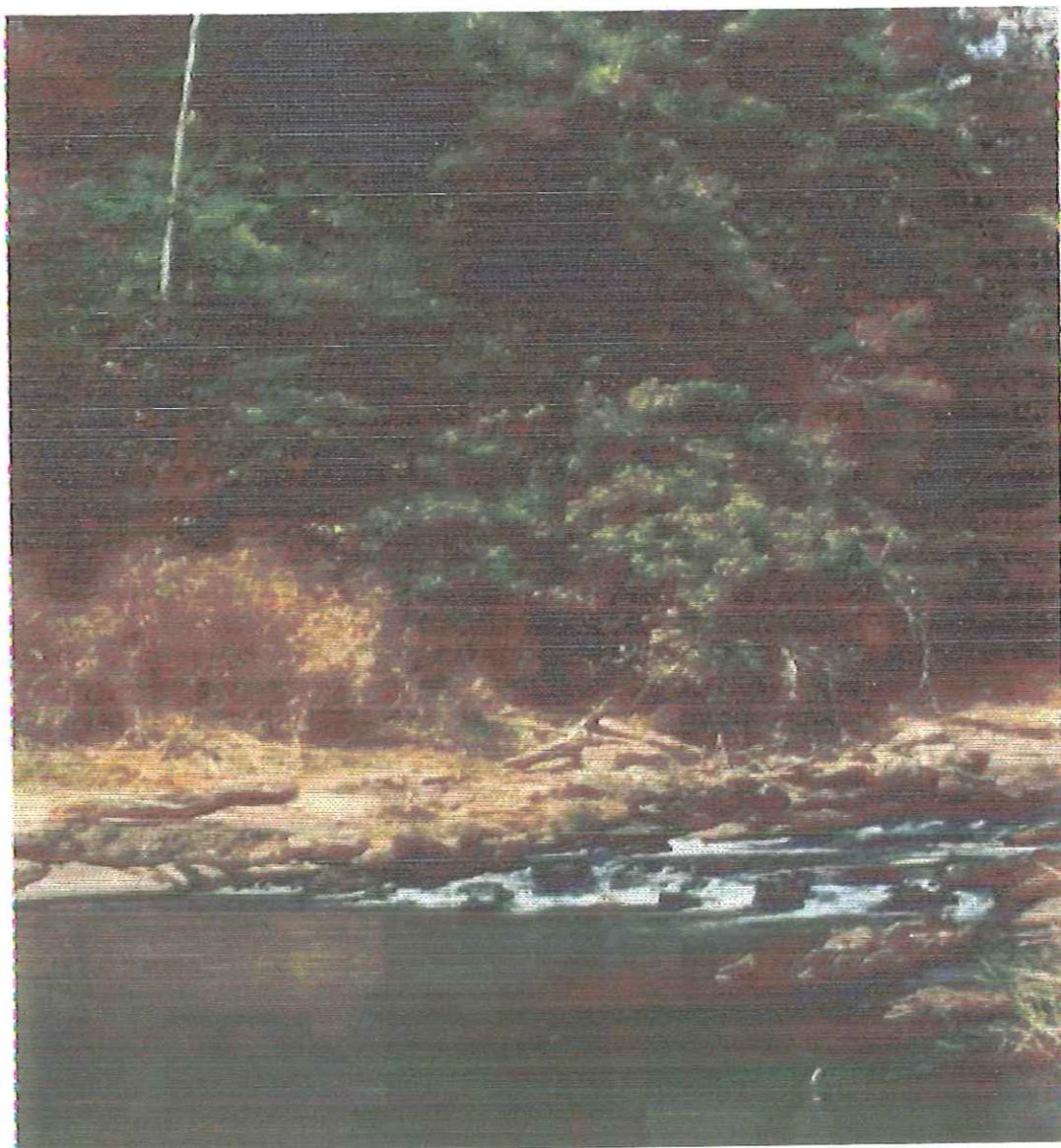


Figura 7- Rio Matipó (ponto 6) localizado no trecho médio da Bacia do rio Doce-MG.

## **CAPÍTULO 1**

### **ESTUDO LIMNOLÓGICO EM DIFERENTES TRECHOS DA BACIA DO MÉDIO RIO DOCE- MG.**

## **5- ESTUDO LIMNOLÓGICO EM DIFERENTES TRECHOS DA BACIA DO MÉDIO RIO DOCE- MG.**

### **5.1- INTRODUÇÃO**

Segundo REBOUÇAS (1999), a água doce é um elemento essencial ao consumo humano, ao desenvolvimento de suas atividades industriais e agrícolas e à manutenção de todos os processos estruturais e organizacionais dos ecossistemas. Entretanto, a contínua interferência das atividades humanas nos sistemas aquáticos continentais produz conseqüências para a qualidade da água em rios, e lagos.

Neste aspecto, regiões com grandes despejos de efluentes industriais e domésticos, na maioria dos casos sem tratamento, podem ser considerados um dos fatores da redução da qualidade dos recursos hídricos. Também a utilização de fertilizantes químicos e agrotóxicos na agricultura, tem em muitos casos, modificado drasticamente as características dos ecossistemas aquáticos continentais. Este prejuízo tem se manifestado através da introdução de substâncias tóxicas nas águas subterrâneas e do fenômeno da eutrofização artificial, que além de reduzir sensivelmente a qualidade da água, produz profundas alterações no metabolismo de todo o ecossistema.

Considerando-se as variáveis limnológicas usualmente analisadas nos estudos de ecossistemas aquáticos, muitas delas refletem diretamente as modificações ambientais que ocorrem na bacia hidrográfica. Como exemplo, a concentração de material em suspensão na coluna de água mantém relação direta com o regime de chuvas, o qual além de acarretar a entrada de material atmosférico, propicia o escoamento superficial urbano e agrícola para dentro do compartimento aquático (ESTEVES, 1998).

A concentração de oxigênio dissolvido é também uma importante variável, uma vez que é indispensável aos processos fisiológicos dos organismos vivos, sendo que as principais fontes são as atividades fotossintéticas das algas e macrófitas, bem como a difusão e turbulência. Além disso, a dinâmica do oxigênio dissolvido, bem como o pH são capazes de interferir em outras variáveis como, por exemplo, as formas predominantes de nitrogênio (WETZEL, 1983; ESTEVES, 1998).

O nitrogênio é um dos elementos mais importantes no metabolismo de ecossistemas aquáticos, principalmente devido à sua participação na formação de proteínas, um dos componentes básicos da biomassa. Quando presente em baixas concentrações pode atuar

como fator limitante na produção primária de ecossistemas aquáticos. As principais fontes naturais de nitrogênio podem ser a chuva, material orgânico e inorgânico de origem alóctone e a fixação de nitrogênio molecular dentro do próprio corpo d'água. Dentre as fontes artificiais, inclui-se o escoamento superficial de fertilizantes utilizados em áreas agrícolas, decorrente de diversas atividades antropogênicas (SMITH, 1999).

Por outro lado, em grande parte das águas continentais o fósforo é o principal fator limitante de sua produtividade, o qual tem sido também apontado como o principal responsável pela eutrofização destes ecossistemas. Toda forma de fósforo presente em águas naturais, quer na forma iônica, quer na forma complexada, encontra-se sob a forma de fosfato (ESTEVES, 1998).

Assim como o nitrogênio, o fosfato presente em ecossistemas aquáticos continentais tem origem de fontes naturais e artificiais. Dentre as fontes naturais, as rochas da bacia de drenagem constituem a fonte básica de fosfato para o ecossistema aquático, além do material particulado presente na atmosfera e o fosfato resultante da decomposição de organismos de origem alóctone. Dentre as fontes artificiais de fosfato mais importantes temos os esgotos domésticos e industriais, fertilizantes agrícolas e material particulado de origem industrial contido na atmosfera. Em muitas regiões notadamente nas regiões industrializadas e com elevada densidade populacional, as fontes artificiais de fosfato são mais importantes do que as naturais (ESTEVES, 1998; AMBUHL, 1978).

A formação de grandes aglomerados urbanos e industriais, com crescente necessidade de água para o abastecimento doméstico e industrial, além de irrigação e lazer, faz com que hoje, a quase totalidade das atividades humanas, seja cada vez mais dependente da disponibilidade das águas continentais. A dependência do homem moderno dos ecossistemas aquáticos é ainda mais evidente nas regiões altamente industrializadas, nas quais a demanda de água "per capita" tem se tornado cada vez maior (ESTEVES, 1988). De acordo com BRAGA et al. (1999), o intenso uso e poluição da água contribuem para agravar sua escassez, o que demonstra a necessidade crescente de acompanhamento das alterações da qualidade da água.

Neste contexto, estudos limnológicos de ecossistemas lóticos no Brasil tem demandado informações que possam dar suporte à definição de políticas de conservação e manejo desses ambientes. O primeiro passo para tal abordagem é a caracterização física e química

das principais coleções de água e dos sedimentos de uma bacia hidrográfica, que constitui a matriz básica sobre a qual os componentes da biota constroem suas interações, modificando e incorporando os processos em andamento no meio físico e químico.

Tais estudos são de fundamental importância para o trecho médio da bacia do rio Doce, a terceira maior bacia de Minas Gerais, considerando seu alto grau de ocupação antrópica e o grande número de atividades impactantes, entre as quais a mineração, garimpo, siderurgia, monoculturas em grandes extensões (*Eucalyptus* spp), indústrias de celulose e aglomerados urbanos, que produzem grandes volumes e tipos de subprodutos freqüentemente lançados, sem qualquer tratamento prévio, nas coleções de água da bacia (DE PAULA, 1997).

## **5.2- OBJETIVOS**

Este primeiro capítulo visou avaliar a qualidade da água e sedimento do trecho médio da bacia do rio Doce, através de algumas características físicas, químicas e biológica (clorofila *a*).

## **5.3- MATERIAIS E MÉTODOS**

### **5.3.1- Períodos e Locais de Amostragem**

Em fevereiro e setembro de 2001, foram realizadas coletas em 5 locais em diferentes trechos do médio rio Doce- MG: ponto 1- reservatório de Guilman-Amorim; ponto 2- ribeirão Timotinho; ponto 3- rio Casca; ponto 4- ribeirão do Turvo (localizado dentro do Parque Estadual do Rio Doce); ponto 5- rio Doce/Cenibra. Em setembro/01, incluiu-se um ponto adicional que correspondeu ao ponto 6- rio Matipó.

### **5.3.2- Análises físicas, Químicas e Biológica da Água**

Para caracterizar limnologicamente o sistema, foram efetuadas medidas “in situ” de algumas variáveis abióticas incluindo, temperatura, pH, condutividade e oxigênio dissolvido. Amostras de água foram coletadas na superfície dos diferentes pontos de coleta, as quais foram utilizadas para a determinação da concentração de nutrientes totais e dissolvidos (principalmente as formas nitrogenadas e fosfatadas), material em suspensão (orgânico e inorgânico) e clorofila *a*. Também foram realizadas análises de carbono total,

carbono orgânico dissolvido, carbono inorgânico dissolvido; e fenóis totais na água (em setembro/01). A Tabela 1 apresenta uma síntese dos procedimentos utilizados para obtenção das variáveis analisadas.

Tabela 1-Variáveis consideradas na avaliação da qualidade de água.

Variáveis	Símbolo	Unidade	Material/Método	Autor
Temperatura da água	T	$^{\circ}\text{C}$	U- 10 Horiba	-
Oxigênio dissolvido	OD	$\text{mg. L}^{-1}$	U- 10 Horiba	-
Material em suspensão	M.S.T	$\text{mg. L}^{-1}$	Técnica gravimétrica	Teixeira et al., (1978)
pH	pH	-	U- 10 Horiba	-
Condutividade	Cond.	$\mu\text{S.cm}^{-1}$	U- 10 Horiba	-
Nitrito	$\text{NO}_2^-$	$\mu\text{g. L}^{-1}$	Espectrofotometria	Machereth et al., (1978)
Nitrato	$\text{NO}_3^-$	$\mu\text{g. L}^{-1}$	Espectrofotometria	Machereth et al., (1978)
Amônio	$\text{NH}_4^+$	$\mu\text{g. L}^{-1}$	Espectrofotometria	Koroleff (1976)
Nitrog. Org. total	N.T	$\text{mg. L}^{-1}$	Espectrofotometria	APHA (1995)
Fosfato Total dissolvido	P.T.D.	$\mu\text{g. L}^{-1}$	Espectrofotometria	Strickland & Parson (1965)
Fosfato Inorg. Dissolvido	P.I.D.	$\mu\text{g. L}^{-1}$	Espectrofotometria	Strickland & Parson (1965)
Fósforo total	P.T	$\mu\text{g. L}^{-1}$	Espectrofotometria	Strickland & Parson (1965)
Clorofila <i>a</i>	Chl <i>a</i>	$\mu\text{g. L}^{-1}$	Espectrofotometria	Nush (1980)
Silicato	$\text{SiO}_2$	$\text{mg. L}^{-1}$	Espectrofotometria	Golterman (1978)
Carbono total	C-Total	$\text{mg.L}^{-1}$	Analisador TOC 5000 Shimadzu	-
Carbono orgânico dissolvido	COD	$\text{mg.L}^{-1}$	Analisador TOC 5000 Shimadzu	-
Carbono inorgânico dissolvido	CID	$\text{mg.L}^{-1}$	Analisador TOC 5000 Shimadzu	-
Fenóis totais		$\text{mg.L}^{-1}$	Espectrofotometria	APHA (1995)

### **5.3.3- Análises Físicas e Químicas do Sedimento**

As amostras de sedimento para as análises químicas e físicas foram coletadas com uma draga do tipo Eckman-Birge, as quais foram transferidas para potes plásticos e acondicionados em caixas de isopor resfriadas com gelo, até o laboratório, onde permaneceram em estufa a aproximadamente 30°C para secagem. Após esta etapa, as amostras foram estocadas para posterior determinação das concentrações de matéria orgânica (TRINDADE, 1980), granulometria (CAMARGO et al, 1986), fósforo total (ANDERSEN, 1976) e nitrogênio orgânico total (APHA, 1995).

## **5.4- RESULTADOS E DISCUSSÃO**

### **5.4.1- Análise das Variáveis Físicas, Químicas e Biológica da Água**

#### **a) Temperatura e Concentração de Oxigênio Dissolvido**

Maiores valores de temperatura foram registrados em fevereiro de 2001 para todos os pontos de coleta, variando entre 28,0°C no ribeirão do Turvo e 32,9°C no ribeirão Timotinho. Em setembro de 2001, os valores de temperatura variaram entre 21,5°C e 27,3°C nos ribeirões do Turvo e Timotinho, respectivamente (Figura 8).

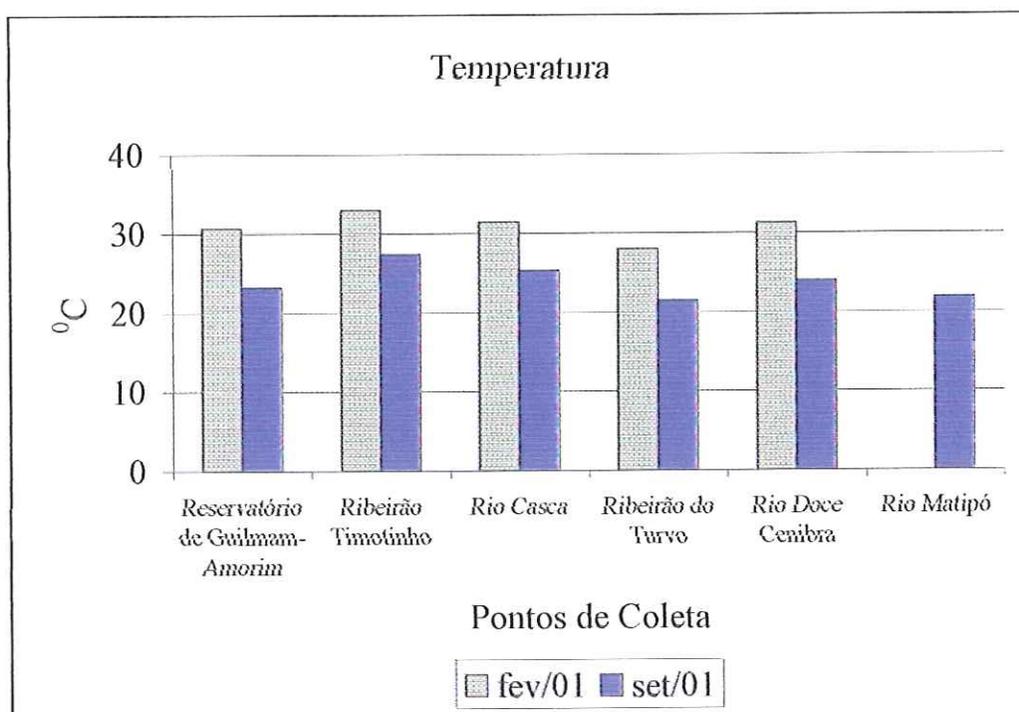


Figura 8- Valores de temperatura ( $^{\circ}\text{C}$ ), registrados na água dos diferentes pontos de coleta do trecho médio da Bacia do rio Doce-MG.

As maiores temperaturas registradas em fevereiro/01, podem estar relacionadas à entrada de material particulado (carreados pelas chuvas), sendo que partículas de sólidos suspensos na água podem representar uma fonte de acumulação de calor; outro fator é a própria incidência de raios solares, que neste período do ano é mais elevada.

As menores concentrações de oxigênio dissolvido (OD) foram observadas em fev/01 que correspondeu ao período de temperaturas mais elevadas, para todos os pontos de coleta. Os menores valores de OD, neste período, foram registrados no ribeirão Timotinho ( $3,69 \text{ mg.L}^{-1}$ ), seguindo-se dos pontos no rio Doce/Cenibra, reservatório de Guilman-Amorim, rio Casca e ribeirão do Turvo com concentrações de  $4,59$ ,  $4,92$ ,  $5,13$  e  $6,56 \text{ mg.L}^{-1}$ , respectivamente. As maiores concentrações de OD foram observadas em setembro/01, sendo que a concentração máxima foi registrada no rio Casca ( $8,45 \text{ mg.L}^{-1}$ ), seguindo-se rio Doce/Cenibra, rio Matipó, reservatório de Guilman-Amorim, ribeirão do Turvo e ribeirão Timotinho, com concentrações de  $8,42$ ,  $8,22$ ,  $7,46$ ,  $7,10$  e  $6,79 \text{ mg.L}^{-1}$  respectivamente, como mostra a Figura 9.

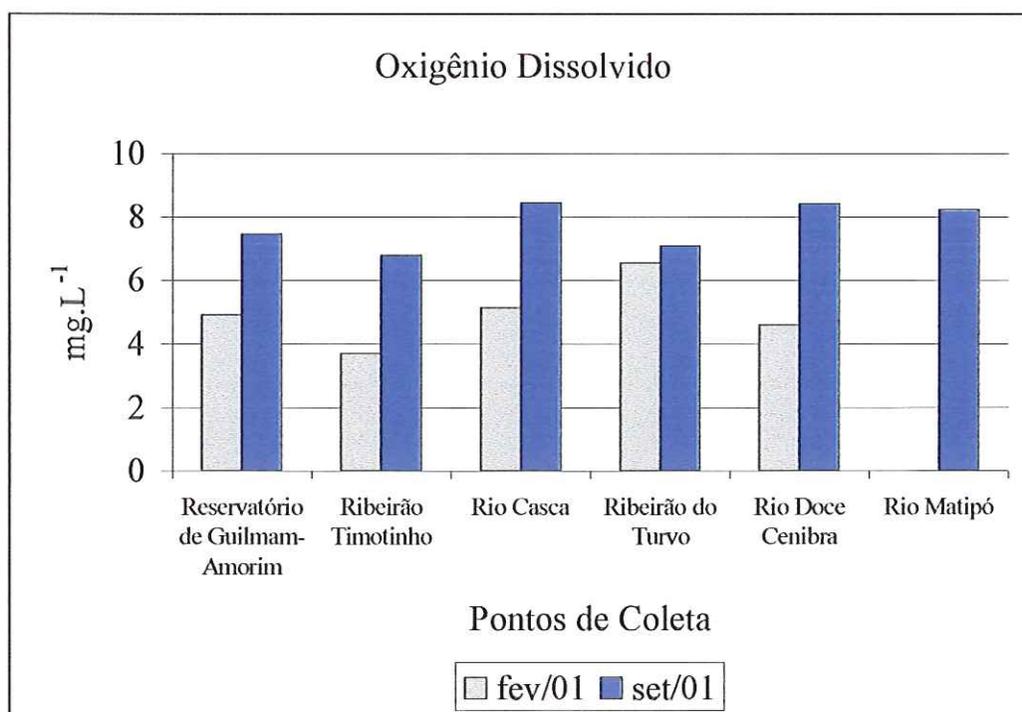


Figura 9- Concentração de oxigênio dissolvido ( $\text{mg.L}^{-1}$ ), registrados na água dos diferentes pontos de coleta do trecho médio da Bacia do rio Doce-MG.

As maiores concentrações de oxigênio dissolvido (OD) foram observadas em setembro/01, com temperaturas mais amenas que facilitam a dissolução do oxigênio nos corpos d'água. Neste período de amostragem, todos os pontos analisados estiveram de acordo com a resolução CONAMA 20/86, com valores acima de  $5,0 \text{ mg.L}^{-1}$ . Em fevereiro/01, a concentração de OD foi menor para todos os pontos, sendo que neste período o ribeirão Timotinho esteve abaixo do limite proposto pela resolução CONAMA 20/86.

## b) Condutividade e pH

Maiores valores de condutividade (Figura 10) ocorreram em setembro/01, sendo que o ribeirão Timotinho apresentou o maior valor de condutividade ( $1310,0 \mu\text{s.cm}^{-1}$ ). Nos demais locais de coleta, os valores de condutividade variaram entre  $35,0$  (rio Matipó) e  $101,0 \mu\text{s.cm}^{-1}$  (rio Doce/Cenibra). No mês de fevereiro/01, os valores de condutividade foram menores que os encontrados em setembro/01 para todos os pontos de coleta. Neste período, o maior valor de condutividade também foi registrado no ribeirão Timotinho ( $694,0 \mu\text{s.cm}^{-1}$ ), enquanto o menor valor ocorreu no ribeirão do Turvo ( $33,0 \mu\text{s.cm}^{-1}$ ).

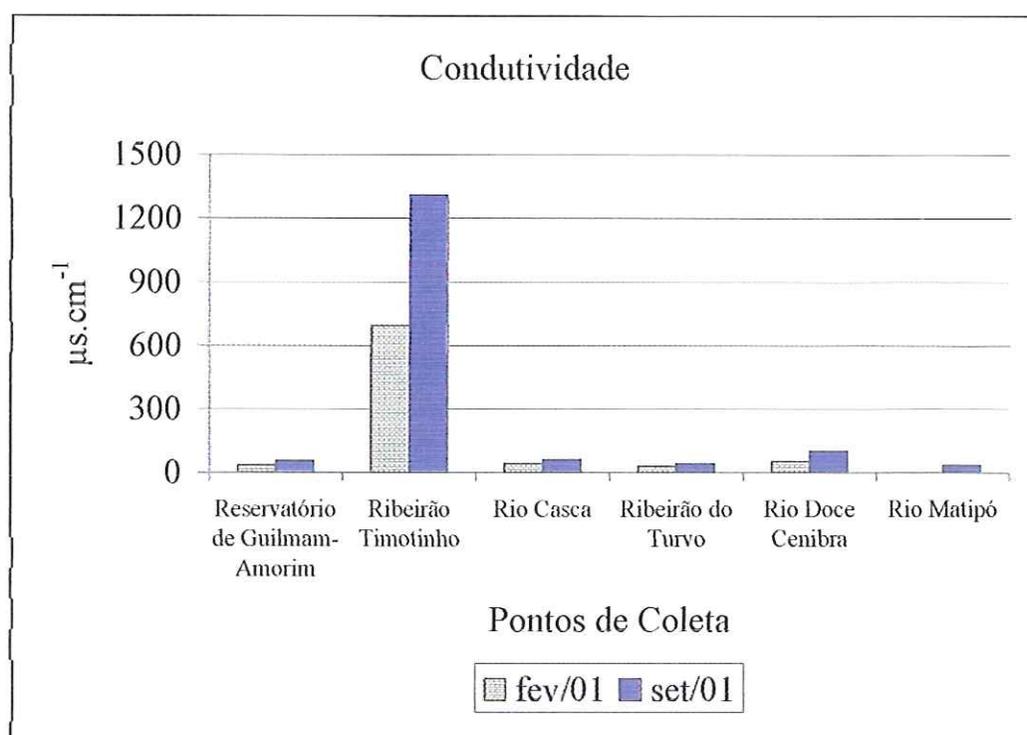


Figura 10- Valores de condutividade ( $\mu\text{s}\cdot\text{cm}^{-1}$ ), registrados na água dos diferentes pontos de coleta do trecho médio da Bacia do rio Doce-MG.

Os resultados de condutividade demonstraram maiores valores para o período seco, em todos os pontos de coleta, sendo que em fevereiro/01, ocorre um aumento no volume de água que atinge os corpos d'água, verificando-se assim um efeito de diluição no sistema fazendo com que os valores de condutividade sejam menores em relação a setembro/01.

Por outro lado, ambientes com alto grau de trofia apresentam valores mais elevados de condutividade, a exemplo do reservatório de Barra Bonita, cujos valores variam de 140 a 260  $\mu\text{s}\cdot\text{cm}^{-1}$  (CALIJURI & TUNDISI, 1990; BRONDI, 1994; ESPÍNDOLA, 1994 e RIETZLER, 1995). Já os lagos do Vale do Rio Doce-MG, apresentam valores de condutividade entre 24,3 e 82,8  $\mu\text{s}\cdot\text{cm}^{-1}$  (TUNDISI, 1997).

No presente estudo, o ribeirão Timotinho chamou a atenção para os altos valores de condutividade elétrica em setembro e fevereiro/01 (1310,0 e 694,0  $\mu\text{s}\cdot\text{cm}^{-1}$ , respectivamente). Esta alta condutividade pode estar relacionada ao lançamento de efluentes industriais e municipais, uma vez que este ribeirão recebe os efluentes de uma grande siderúrgica da região (ACESITA) e efluentes municipais da cidade de Timóteo-MG, no Vale do Aço.

Em geral, os valores de pH da água (Figura 11) foram mais elevados em fevereiro/01, com exceção apenas do ponto no rio Doce/Cenibra. O valor máximo de pH neste período foi observado no ribeirão do Turvo (7,9), com variações entre 5,9 (rio Doce/Cenibra) e 7,6 (rio Casca). Em setembro/01, houve menor variação do pH entre os pontos coletados, cujos valores mínimo e máximo corresponderam a 5,8 no ribeirão Timotinho e 6,6 no rio Doce/Cenibra.

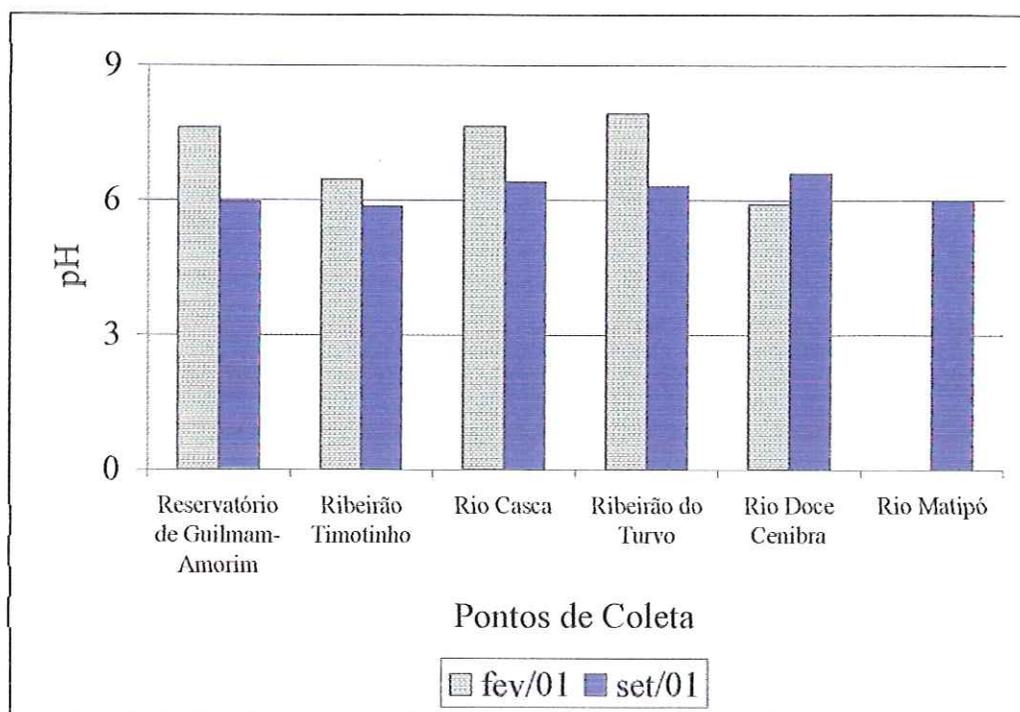


Figura 11- Valores de pH, registrados na água dos diferentes pontos de coleta do trecho médio da Bacia do rio Doce-MG.

A resolução CONAMA 20/86 também estabelece limites de pH para águas classe 2 (de 6,0 a 9,0). Em fevereiro/01, apenas o ponto rio Doce/Cenibra apresentou pH ligeiramente abaixo do limite estabelecido (5,89). Em setembro/01, três pontos de coleta apresentaram pH abaixo do neutro: reservatório de Guilman-Amorim, ribeirão Timotinho e rio Matipó, com valores de pH iguais a 5,95; 5,85 e 5,99 respectivamente. Organismos heterotróficos podem exercer influência significativa no pH, através da liberação de  $\text{CO}_2$  em processos de decomposição e respiração que resulta na formação de ácido carbônico e íons hidrogênio, diminuindo o pH da água. Um outro fator que pode elevar o pH em águas naturais é o aporte de efluentes industriais (ESTEVES, 1988).

### c) Compostos Nitrogenados

Os resultados de nitrogênio orgânico total (N.T) estão apresentados na Figura 12. As concentrações de N.T em fevereiro/01 oscilaram entre 0,40 a 11,28 mg.L<sup>-1</sup>. Em setembro/01, variaram entre 0,24 e 24,12 mg.L<sup>-1</sup>, sendo que para ambos os períodos as maiores concentrações foram obtidas no ribeirão Timotinho, com concentrações de 11,28 e 24,12 mg.L<sup>-1</sup>, para os meses de fevereiro e setembro respectivamente. As menores concentrações foram obtidas no reservatório de Guilman-Amorim, com valores de 0,40 e 0,24 mg.L<sup>-1</sup> nos meses de fevereiro e setembro, respectivamente. Segundo GOLTERMAM (1975) e WETZEL (1993), o nitrogênio orgânico total corresponde aos componentes de substâncias protéicas (aminoácidos, ácidos nucléicos e uréia) e produtos de sua transformação bioquímica (ácidos húmicos e fúlvicos). Estes subprodutos podem impedir a penetração de luz, diminuindo a disponibilidade de alimento aos organismos que conseqüentemente acabam morrendo, colaborando para o aumento das concentrações de nitrogênio orgânico.

Em estudos realizados no período de 1993 a 1994 na bacia do médio rio Doce-MG, as concentrações de N.T oscilaram entre 11 µg.L<sup>-1</sup> e 6000 µg.L<sup>-1</sup>, sendo que no período de seca em 1995 ocorreu um aumento significativo das mesmas, tendo sido registradas concentrações superiores a 13000 µg.L<sup>-1</sup>, refletindo a elevada carga de matéria orgânica nessa área (DE PAULA, 1997). Os resultados obtidos no presente estudo apresentaram concentrações ainda mais elevadas para N.T, particularmente no ribeirão Timotinho, local este que recebe efluentes industriais e esgoto doméstico.

SÉ (1992), estudando a bacia do rio Monjolinho (São Carlos-SP) encontrou uma variação de 491 µg.L<sup>-1</sup> a 4595 µg.L<sup>-1</sup> para os valores de nitrogênio total, sendo que este rio também sofre impactos antrópicos, incluindo o lançamento de esgotos domésticos e efluentes industriais. LAGE FILHO (1996), encontrou concentrações de N.T abaixo de 0,001 mg.L<sup>-1</sup> chegando a 24,02 mg.L<sup>-1</sup> na bacia do ribeirão das Antas (Poços de Caldas-MG). Esta bacia recebe efluentes de diversas unidades industriais (fábrica de alumínio e fábrica de cabos da ALCOA), atravessando áreas com intensa atividade agropecuária, além de receber o chorume do aterro sanitário do município de Poços de Caldas.

Os estudos acima citados apresentaram concentrações de N.T inferiores ao presente estudo, o que pode estar relacionado à área de ocupação da bacia hidrográfica. A Bacia do

médio rio Doce-MG apresenta acentuado efeito de impactos antrópicos, destacando-se um elevado grau de assoreamento (com elevada carga de sólidos suspensos), diversas formas de poluição industrial (rejeitos de siderúrgicas, celulose, mineração, garimpo), rejeitos de agroindústria (notadamente agrotóxicos e fertilizantes), além de esgotos domésticos da maioria das cidades pertencentes a este trecho da bacia.

De acordo com GOLDMAN & HORNE (1983), em muitos rios a principal fonte de compostos nitrogenados é a poluição ocasionada pela drenagem de áreas de agricultura e por efluentes domésticos e industriais, fatores esses que contribuem regionalmente com grandes quantidades de substâncias, podendo ter enormes efeitos sobre as comunidades nos rios.

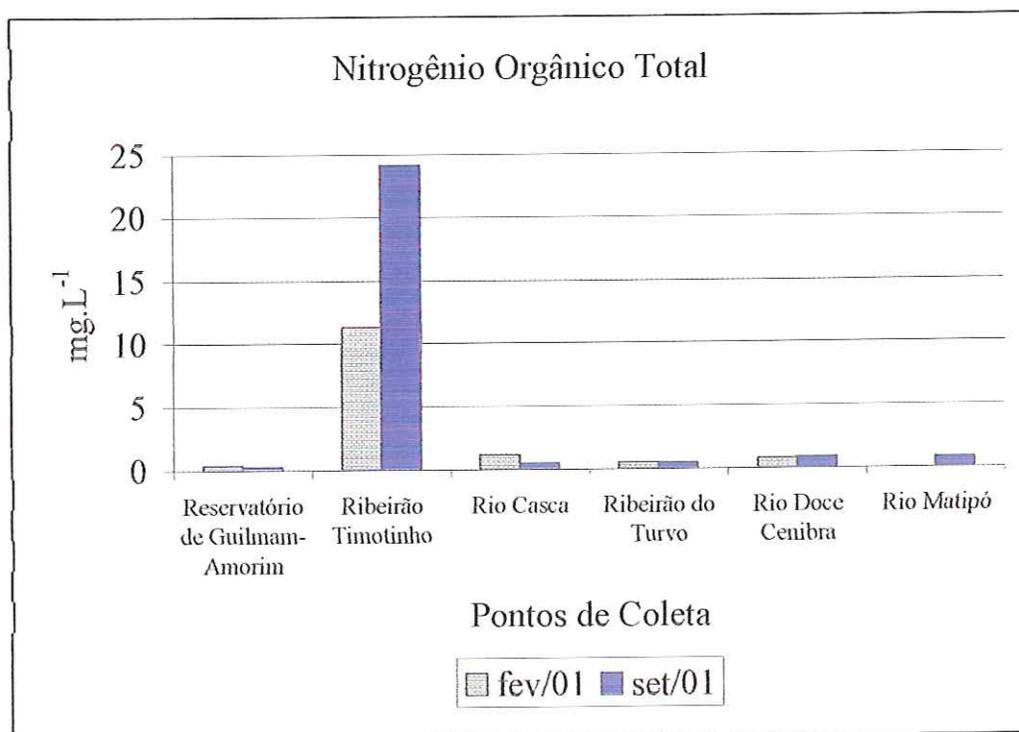


Figura 12- Concentração de nitrogênio orgânico total ( $\text{mg.L}^{-1}$ ), na água dos diferentes pontos de coleta do trecho médio da Bacia do rio Doce-MG.

Na Figura 13, estão representadas as concentrações de amônio ( $\text{NH}_4^+$ ). As concentrações de  $\text{NH}_4^+$  oscilaram entre 23,62 e 2893,70  $\mu\text{g.L}^{-1}$  em fevereiro/01 e entre 30,95 e 2600  $\mu\text{g.L}^{-1}$  em setembro/01. O ponto no ribeirão Timotinho apresentou as maiores concentrações de amônio em ambos os períodos de amostragem (2893,70 e 2600  $\mu\text{g.L}^{-1}$ , respectivamente). As menores concentrações foram determinadas no ribeirão do Turvo e

reservatório de Guilman-Amorim, correspondendo a  $23,62 \mu\text{g.L}^{-1}$  em fevereiro/01 e  $30,95 \mu\text{g.L}^{-1}$  em setembro/01, respectivamente.

A resolução CONAMA 20/86 estabelece  $0,02 \text{ mg.L}^{-1}$  como limite de concentração para o íon amônio em águas classe 2, o qual é considerado moderadamente tóxico para a biota aquática. Considerando-se este limite, todos os pontos de coleta analisados estiveram acima do estabelecido. Em estudos realizados na bacia do rio Doce-MG entre 1993 e 1995, foram verificadas diferenças significativas entre as estações de coleta e entre os anos de amostragem, com valores entre 11 e  $1600 \mu\text{g.L}^{-1}$ , sendo que o trecho médio da Bacia do rio Doce apresentou as maiores concentrações de amônio (DE PAULA, 1997).

Altas concentrações de  $\text{NH}_4^+$  podem influenciar fortemente a dinâmica do oxigênio dissolvido do meio, sendo que grandes quantidades de oxigênio são requeridas para sua oxidação, podendo influenciar a comunidade nectônica. De acordo com ESTEVES (1988), concentrações de  $0,25 \text{ mg.L}^{-1}$  afetam o crescimento de peixes, sendo que valores superiores a  $0,5 \text{ mg.L}^{-1}$  são letais a maioria dos peixes. Neste contexto, a comunidade de peixes no ribeirão Timotinho pode estar sofrendo perturbações em decorrência das altas concentrações de  $\text{NH}_4^+$  encontradas neste ponto de coleta.

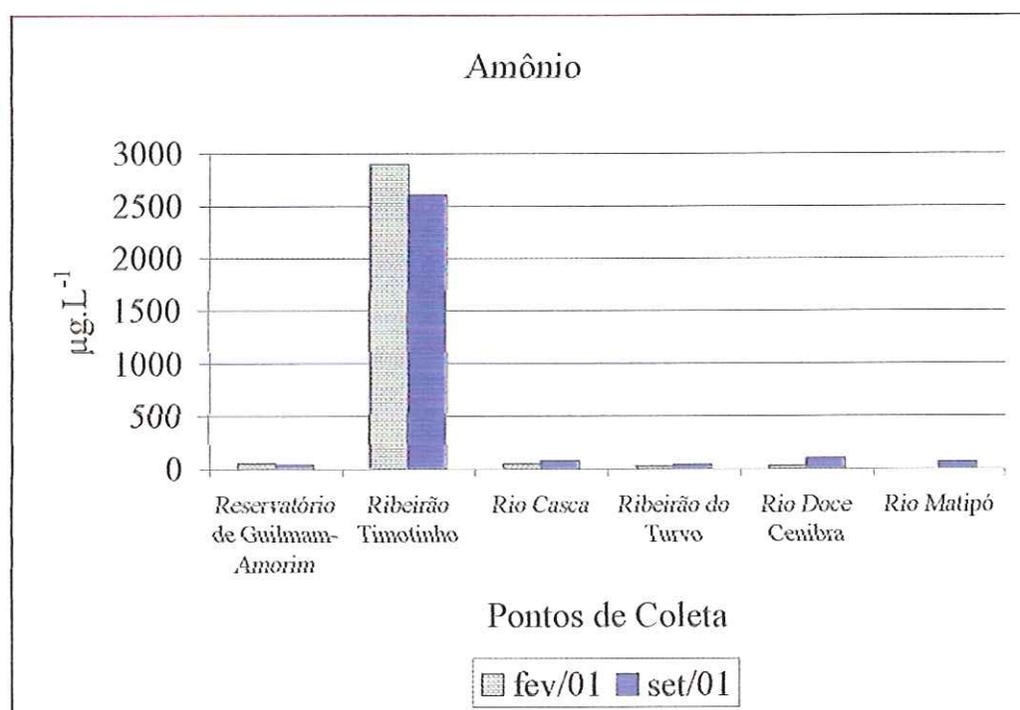


Figura 13- Concentração de amônio ( $\mu\text{g.L}^{-1}$ ), na água dos diferentes pontos de coleta do trecho médio da Bacia rio Doce-MG.

TEIXEIRA (1993), estudando a bacia hidrográfica do ribeirão do Feijão (São Carlos-SP) encontrou valores de amônio variando entre 630 a 5962,91  $\mu\text{g.L}^{-1}$ , valores estes muito mais elevados comparados aos valores encontrados no presente estudo. Por outro lado, LAGE FILHO (1996), em estudos realizados no ribeirão das Antas (Poços de Caldas-MG), encontrou valores que oscilaram entre 11,09 e 1019,78  $\mu\text{g.L}^{-1}$ , os quais foram inferiores aos encontrados no trecho médio da Bacia do rio Doce-MG.

Altas concentrações de amônio podem ser geradas pela poluição (entrada de matéria orgânica no sistema), sendo que em rios bem oxigenados, os compostos de amônio são rapidamente oxidados a nitrato por ação de organismos nitrificantes.

Os resultados das análises de nitrato ( $\text{NO}_3^-$ ) encontram-se na Figura 14. Maiores valores foram verificados em setembro/01, com exceção do ponto no ribeirão do Turvo que apresentou valores mais baixos neste mesmo período. As concentrações de  $\text{NO}_3^-$  em fevereiro/01 estiveram entre 168,80 e 752,80  $\mu\text{g.L}^{-1}$ , enquanto que em setembro/01 oscilaram entre 140,25 e 2140,20  $\mu\text{g.L}^{-1}$ .

O ponto no ribeirão Timotinho apresentou as maiores concentrações de  $\text{NO}_3^-$  em ambos os períodos de amostragem (752,77 e 2140,20  $\mu\text{g.L}^{-1}$  em fevereiro e setembro/01, respectivamente). As menores concentrações foram determinadas no ribeirão do Turvo, com valores de 168,77 e 140,25  $\mu\text{g.L}^{-1}$ , para os mesmos períodos de amostragem. Comparados ao limite de nitrato estabelecido pela resolução CONAMA 20/86 (10  $\text{mg.L}^{-1}$ ), todos os valores encontrados estiveram abaixo dos limites recomendados.

Entretanto, outros estudos referem-se a concentrações entre 100 a 1000  $\mu\text{g.L}^{-1}$  como características de ambientes naturais, sendo que níveis acima de 1000  $\mu\text{g.L}^{-1}$  podem indicar forte poluição por despejos industriais e municipais e despejos de atividades agrícolas (CHAPMAM, 1992). Nos pontos de coleta no ribeirão Timotinho e rio Doce/Cenibra foram encontradas concentrações acima de 1000  $\mu\text{g.L}^{-1}$ , em setembro/01, sendo que ambos recebem consideráveis volumes de despejos municipais e industriais (siderurgia e produção de celulose), os quais podem ter contribuído para os níveis elevados de  $\text{NO}_3^-$  encontrados.

Em estudos realizados no período de 1993 a 1994 na bacia do médio rio Doce-MG (DE PAULA, 1997), as concentrações de  $\text{NO}_3^-$  oscilaram entre 850  $\mu\text{g.L}^{-1}$  e > 8000  $\mu\text{g.L}^{-1}$ , as quais foram superiores às encontradas no presente estudo. Este fato pode estar relacionado

a um maior aporte de matéria orgânica e processos de decomposição ocorridos nos locais anteriormente estudados.

Por outro lado, TEIXEIRA (1993), encontrou concentrações de nitrato que variaram de  $18,99 \mu\text{g.L}^{-1}$  a  $375,23 \mu\text{g.L}^{-1}$  na bacia do ribeirão do Feijão (São Carlos-SP). LAGE FILHO (1996), ao estudar a bacia do ribeirão das Antas (Poços de Caldas-MG), encontrou uma maior variação na concentração de nitrato, com valores oscilando entre  $6 \mu\text{g.L}^{-1}$  e  $408,45 \mu\text{g.L}^{-1}$ . Entretanto, a amplitude de variação de nitrato nestes estudos foi inferior à do presente estudo. De acordo com GOLDMAN & HORNE (1983), o nitrato é a forma mais oxidada de nitrogênio em lagos e rios, havendo maior entrada de nitrato no sistema com a água das chuvas e enxurradas. Neste contexto, o regime de chuvas (com lavagem da bacia de drenagem), bem como a grande ocupação urbana e industrial, verificados no trecho médio da bacia do rio Doce-MG, podem ter contribuído para as diferenças observadas entre os estudos.

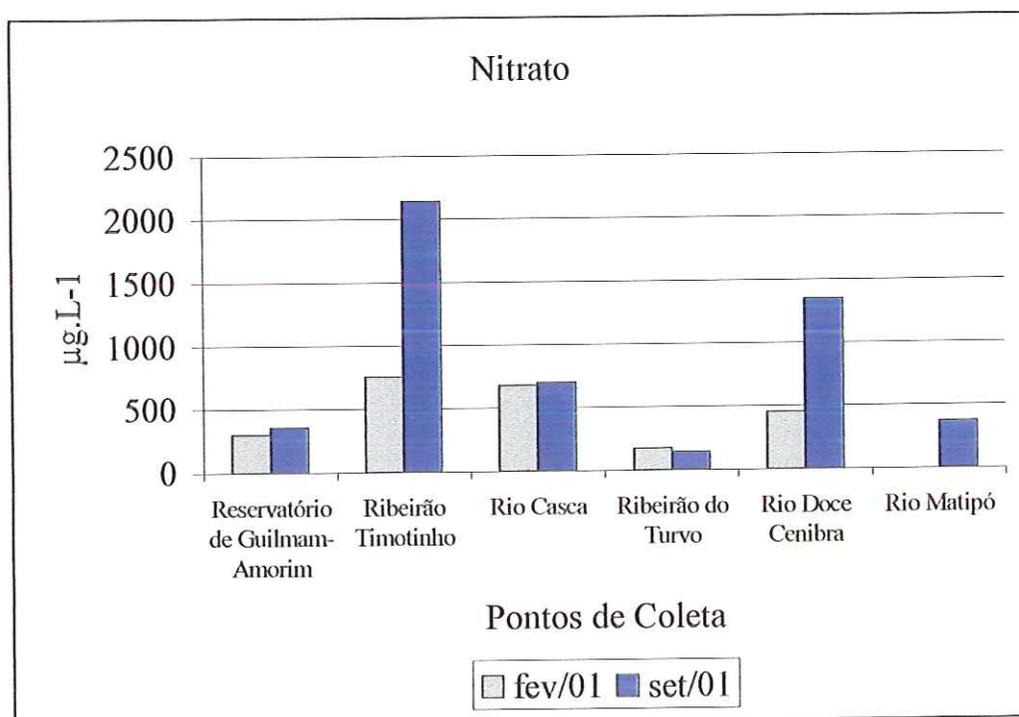


Figura 14- Concentração de nitrato ( $\mu\text{g.L}^{-1}$ ), na água dos diferentes pontos de coleta do trecho médio da Bacia do rio Doce-MG.

Os resultados das análises de nitrito ( $\text{NO}_2^-$ ) mostraram maiores valores em setembro/01 quando comparados a fevereiro/01 (Figura 15). As concentrações de  $\text{NO}_2^-$  em fevereiro/01 variaram entre  $6,51$  e  $241,14 \mu\text{g.L}^{-1}$ , enquanto que em setembro/01 estiveram entre  $3,53$  a

474,93  $\mu\text{g.L}^{-1}$ , nos diferentes pontos de coleta. Novamente, o ponto no ribeirão Timotinho apresentou as maiores concentrações de nitrito (241,14 e 474,93  $\mu\text{g.L}^{-1}$ , em fevereiro e setembro/01, respectivamente). As menores concentrações foram observadas nos pontos do rio Doce/Cenibra (6,51  $\mu\text{g.L}^{-1}$ ) e ribeirão do Turvo (3,53  $\mu\text{g.L}^{-1}$ ) em fevereiro e setembro/01, respectivamente.

O limite estabelecido pela resolução CONAMA 20/86 para a concentração de nitrito é de 1,0  $\text{mg.L}^{-1}$ , e neste aspecto todos os pontos de coleta analisados estiveram abaixo do limite estabelecido. TONISSI (1999), ao estudar o reservatório hipereutrófico de Salto Grande em Americana-SP, verificou concentrações de  $\text{NO}_2^-$  variando de 315,0 a 580,5  $\mu\text{g.L}^{-1}$ , valores estes muito maiores do que os encontrados no reservatório de Guilman-Amorim em fevereiro (13,85  $\mu\text{g.L}^{-1}$ ) e setembro (15,88  $\mu\text{g.L}^{-1}$ ). Já, De PAULA (1997), encontrou valores de nitrito atingindo 74,8  $\text{mg.L}^{-1}$  (agosto/95) na bacia do rio Doce-MG.

Segundo GOLDMAN & HORNE (1983), o nitrito é geralmente encontrado em pequenas quantidades em águas oxigenadas e é transformado para nitrato e convertido para amônia em águas anóxicas, sendo que rios poluídos podem apresentar até 2,0  $\text{mg.L}^{-1}$ .

O  $\text{NO}_2^-$  representa uma fase intermediária entre amônia e nitrato, sendo que em ambientes naturais é encontrado em pequenas concentrações cujos valores estão em torno de 2,0  $\mu\text{g.L}^{-1}$  e raramente são maiores que 1000,0  $\mu\text{g.L}^{-1}$  (STRASKRABA & TUNDISI, 1999). Segundo CHAPMAM (1992), altas concentrações de nitrito podem indicar uma qualidade microbiológica da água insatisfatória e em condições anaeróbias, estas concentrações tornam-se ainda mais elevadas. Efluentes industriais, municipais e poluentes agrícolas podem colaborar para o incremento de  $\text{NO}_2^-$  no ambiente.

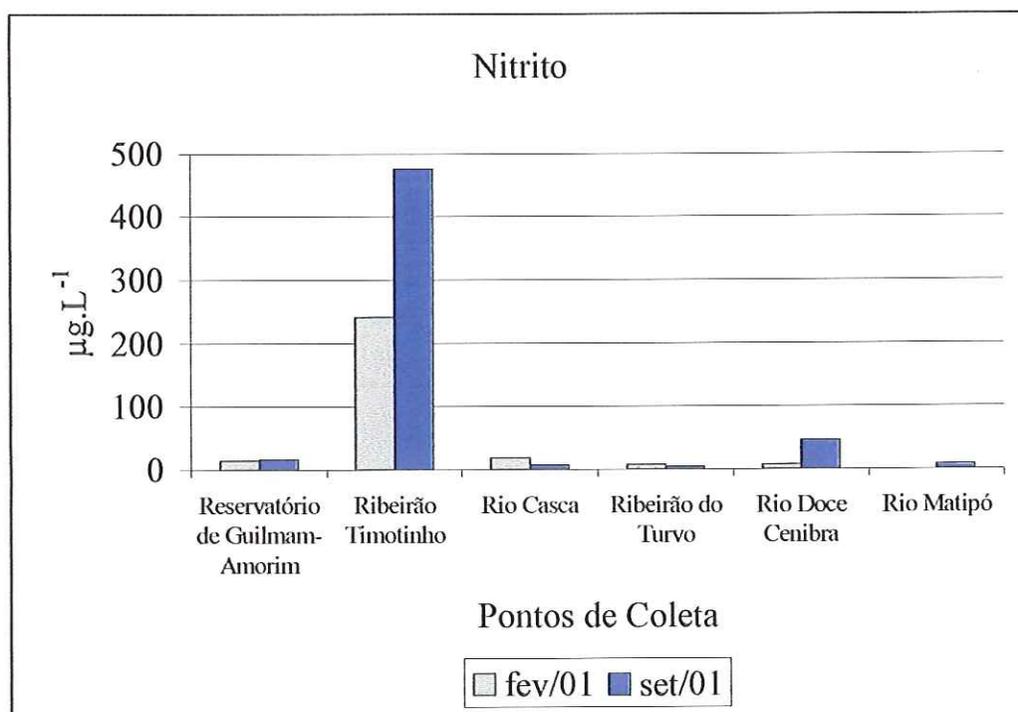


Figura 15- Concentração de nitrato ( $\mu\text{g.L}^{-1}$ ), na água dos diferentes pontos de coleta do trecho médio da Bacia do rio Doce-MG.

#### d) Compostos Fosfatados

Os resultados das análises de fósforo total (P.T) estão apresentados na Figura 16. As concentrações observadas nos pontos de coleta do reservatório de Guilman-Amorim, rio Casca e ribeirão do Turvo em fevereiro/01 apresentaram valores mais elevados comparados à setembro/01. Nos pontos de coleta no ribeirão Timotinho e rio Doce/Cenibra, as maiores concentrações foram observadas em setembro/01.

Os valores de P.T em fevereiro/01 variaram entre 77,0 e 575,0  $\mu\text{g.L}^{-1}$ , sendo que em setembro/01 estes valores estiveram entre 40,0 e 749,0  $\mu\text{g.L}^{-1}$ . As maiores concentrações foram obtidas no ribeirão Timotinho em ambos os períodos de amostragem cujos valores corresponderam a 575,32 e 748,71  $\mu\text{g.L}^{-1}$  para fevereiro e setembro/01, respectivamente. As menores concentrações de P.T foram encontradas no ribeirão do Turvo, com 76,74  $\mu\text{g.L}^{-1}$  e reservatório de Guilman-Amorim com 39,98  $\mu\text{g.L}^{-1}$ , também em fevereiro e setembro/01, respectivamente.

O limite para a concentração de fósforo total estabelecido pela resolução CONAMA 20/86 em águas classe 2 é de 0,025  $\text{mg.L}^{-1}$ , sendo que concentrações elevadas deste nutriente podem estar relacionadas à entrada de efluentes industriais e domésticos

(CHAPMAN, 1992; LAWS, 1993). Comparando-se os resultados obtidos no presente estudo com o estabelecido na legislação, as amostras de água de todos os pontos de coleta estiveram acima do limite estabelecido nos dois períodos de amostragem. Segundo TONISSI (1999), as concentrações de P.T registradas para o reservatório de Salto Grande variaram entre 169,92 e 313,66  $\mu\text{g.L}^{-1}$ , enquanto MELÃO (1997) encontrou concentrações médias de P.T de 13,9  $\mu\text{g.L}^{-1}$  em reservatórios oligotróficos, valores estes bem inferiores aos encontrados no presente estudo.

Os níveis de fósforo total em águas de rios podem sofrer grandes variações, ao longo de seu curso. TEIXEIRA (1993), estudando a bacia hidrográfica do ribeirão do Feijão (São Carlos-SP), detectou concentrações que variaram de 15,64  $\mu\text{g.L}^{-1}$  a 2419,76  $\mu\text{g.L}^{-1}$ .

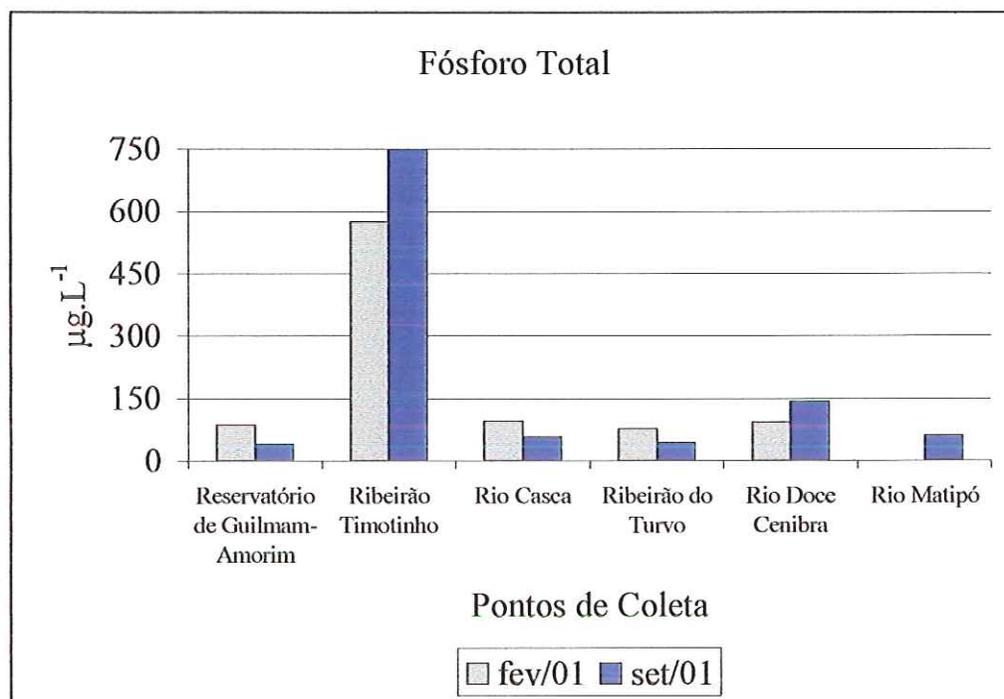


Figura 16- Concentração de fósforo total ( $\mu\text{g.L}^{-1}$ ), na água dos diferentes pontos de coleta do trecho médio da Bacia do rio Doce-MG.

Os resultados das análises de fosfato total dissolvido (P.T.D) encontram-se na Figura 17. Concentrações mais elevadas foram observadas em fevereiro/01 nos pontos do reservatório de Guilman-Amorim, ribeirão Timotinho, rio Casca e ribeirão do Turvo, diferindo do ponto rio Doce/Cenibra que apresentou maior concentração de P.T.D em setembro/01. De acordo com MAIER (1978), durante os períodos de chuva ocorre um

aumento da superfície de escoamento do solo e do leito do rio levando a introdução de substâncias alóctones contendo compostos fosfatados.

Em fevereiro/01, verificou-se uma menor concentração de P.T.D no reservatório de Guilmam-Amorim ( $51,33 \mu\text{g.L}^{-1}$ ) enquanto uma maior concentração ( $159,72 \mu\text{g.L}^{-1}$ ) no ribeirão Timotinho. Em setembro/01, a menor concentração de P.T.D também foi verificada no reservatório de Guilmam-Amorim ( $16,36 \mu\text{g.L}^{-1}$ ), bem como o maior valor de P.T.D no ribeirão Timotinho ( $144,15 \mu\text{g.L}^{-1}$ ). Comparando-se os dois períodos de amostragem, verificou-se que as concentrações foram mais elevadas em fevereiro/01, com exceção apenas do ponto 5 (rio Doce/Cenibra).

Em reservatórios que sofrem menor impacto antrópico MELÃO (1997) encontrou concentração média de P.T.D de  $6 \mu\text{g.L}^{-1}$ , o qual esteve abaixo do encontrado no reservatório de Guilmam-Amorim nos dois períodos de estudo. TEIXEIRA (1993), observou variação de  $4,69 \mu\text{g.L}^{-1}$  a  $1137,7 \mu\text{g.L}^{-1}$  na bacia do ribeirão do Feijão (SP), enquanto OLIVEIRA (1993), encontrou para o rio Itaqueri (SP) uma variação de  $35 \mu\text{g.L}^{-1}$  a  $60 \mu\text{g.L}^{-1}$  de P.T.D. Dentre os estudos apresentados acima observa-se comparativamente grande variação nas concentrações de P.T.D, possivelmente devido as características das bacias de drenagem, ocupação e uso dos solos.

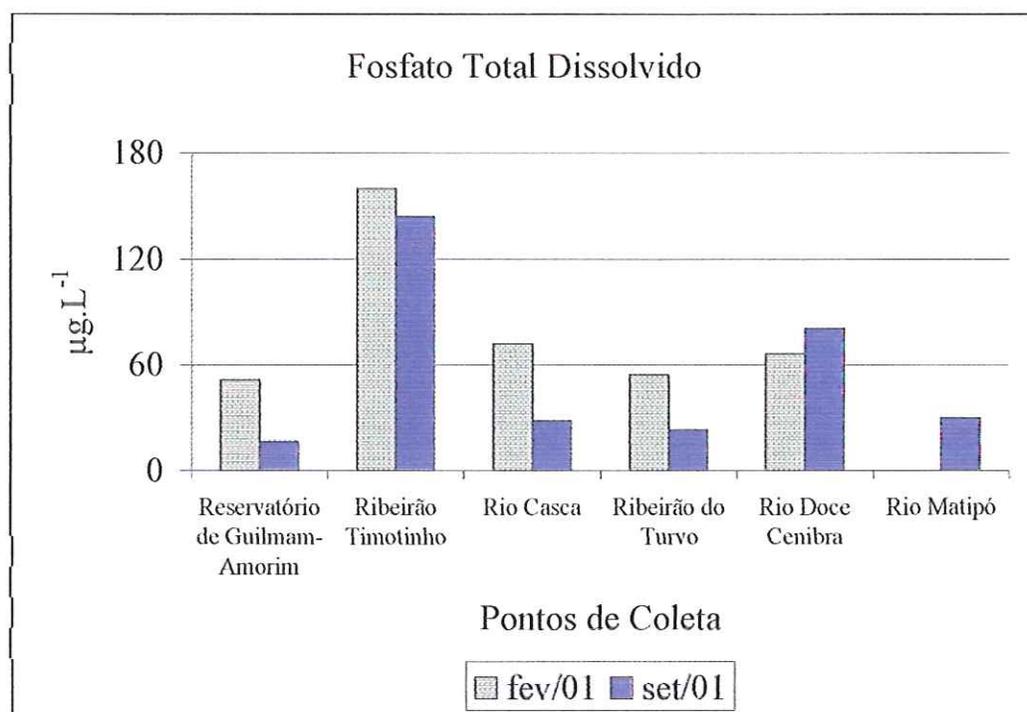


Figura 17- Concentração de fosfato total dissolvido ( $\mu\text{g.L}^{-1}$ ), na água dos diferentes pontos de coleta do trecho médio da Bacia do rio Doce-MG.

Os resultados das análises de fosfato inorgânico dissolvido (P.I.D) estão apresentados na Figura 18. As concentrações de P.I.D em fevereiro/01 variaram entre 27,52 e 107,77  $\mu\text{g.L}^{-1}$ , enquanto que em setembro/01, variaram entre 9,08 e 90,01  $\mu\text{g.L}^{-1}$ . As maiores concentrações foram obtidas no reservatório de Guilman-Amorim, ribeirão Timotinho, rio Casca e ribeirão do Turvo em fevereiro/01. O ponto rio Doce/Cenibra apresentou maior concentração de P.I.D em setembro/01. O ponto 2 ribeirão Timotinho apresentou as maiores concentrações de P.I.D em ambos os períodos de amostragem, com valores de 107,77  $\mu\text{g.L}^{-1}$  e 90,01  $\mu\text{g.L}^{-1}$  para fevereiro e setembro/01 respectivamente.

MELÃO (1997) encontrou concentração média para P.I.D de 0,8  $\mu\text{g.L}^{-1}$  em reservatório com baixo impacto antrópico, concentração esta abaixo das concentrações encontradas em fevereiro (29,39  $\mu\text{g.L}^{-1}$ ) e setembro/01 (9,08  $\mu\text{g.L}^{-1}$ ) no reservatório de Guilman-Amorim.

TEIXEIRA (1993), estudando a bacia do ribeirão do Feijão (São Carlos-SP), encontrou concentrações variando entre 2,57  $\mu\text{g.L}^{-1}$  a 835,72  $\mu\text{g.L}^{-1}$ , sendo que os valores máximos foram muito superiores aos valores máximos encontrados no presente estudo. LAGE FILHO (1996) encontrou concentrações de P.I.D variando entre 4,35  $\mu\text{g.L}^{-1}$  a 262,17  $\mu\text{g.L}^{-1}$ , valores estes mais próximos aos verificados no trecho médio da Bacia do rio Doce-MG.

Os valores mais elevados encontrados por TEIXEIRA (1993) podem estar relacionados às condições da bacia hidrográfica, que está inserida (em sua maior parte) na zona rural, caracterizada por grandes plantações de cana-de-açúcar e laranja, que necessitam de um grande aporte de fertilizantes, para manter alta produtividade das culturas.

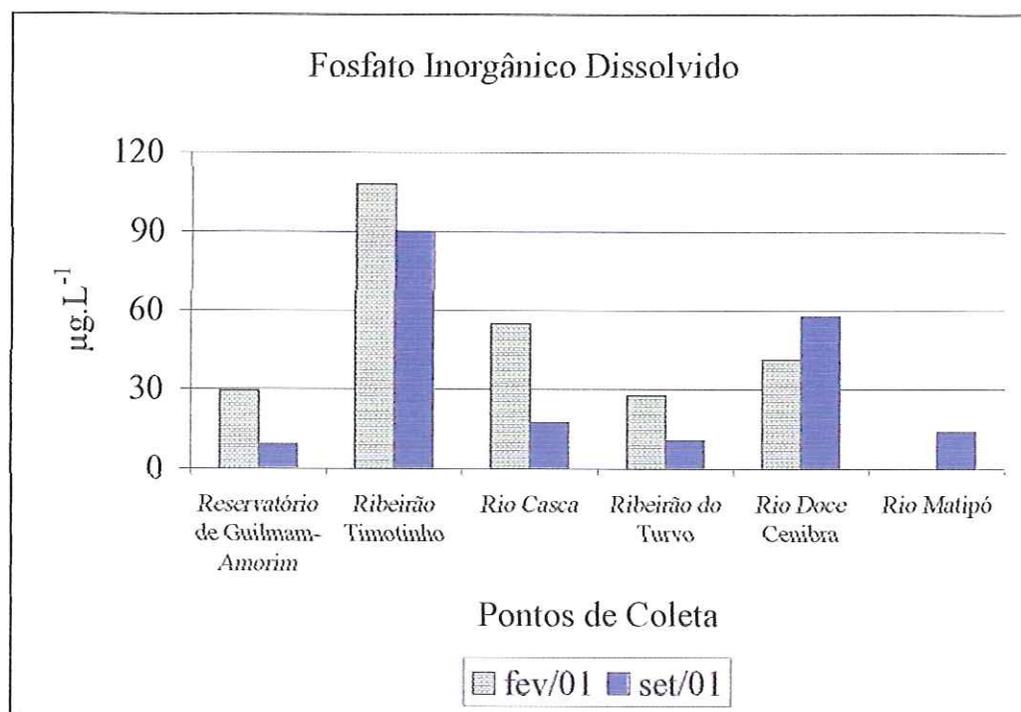


Figura 18- Concentração de fosfato inorgânico dissolvido ( $\mu\text{g.L}^{-1}$ ), na água dos diferentes pontos de coleta do trecho médio da Bacia do rio Doce-MG.

#### d) Silicato

As concentrações de silicato ( $\text{SiO}_2$ ) foram maiores em setembro/01, como mostra a Figura 19. Neste período, a menor concentração de silicato foi encontrada no ponto 6 (rio Matipó) e a mais elevada no ponto 2 (ribeirão Timotinho) equivalendo a  $9,89 \text{ mg.L}^{-1}$ . Em fevereiro/01, a concentração mais baixa foi determinada nos pontos 3 (rio Casca) e 4 (ribeirão do Turvo) que apresentaram o mesmo valor de concentração ( $1,98 \text{ mg.L}^{-1}$ ), enquanto a concentração mais elevada foi encontrada no ribeirão Timotinho, correspondendo a  $5,82 \text{ mg.L}^{-1}$ .

A sílica é largamente distribuída e está presente nas águas superficiais e subterrâneas, podendo ser encontrada na forma dissolvida, suspensa e coloidal. Segundo CHAPMAM (1992), as concentrações de  $\text{SiO}_2$  em águas naturais variam entre  $1,0 \text{ mg.L}^{-1}$  a  $30,0 \text{ mg.L}^{-1}$ .

A concentração de  $\text{SiO}_2$ , em estudos realizados na Bacia do rio Doce-MG entre 1993-1995, apresentaram valores superiores a  $2,0 \text{ mg.L}^{-1}$ , ressaltando que a maior concentração registrada naquele período de estudo foi de  $9,4 \text{ mg.L}^{-1}$  obtida no período seco em 1995 (De PAULA, 1997). TUNDISI (1997), encontrou concentrações de  $\text{SiO}_2$  variando entre  $2,57$  e  $6,94 \text{ mg.L}^{-1}$  em lagos do Vale do rio Doce-MG, valores estes próximos aos encontrados no presente estudo.

Segundo ROOS & PIETERSE (1995), a média de concentrações de sílica na maioria dos rios e lagos do mundo apresentam pequenas diferenças, com valores médios de  $8,0 \pm 5,0 \text{ mg.L}^{-1}$ , sendo que a liberação de sílica do sedimento pode ocorrer em pH menor que 7 e maior que 9. Em setembro/01, foram determinadas as maiores concentrações de silicato, sendo que neste mesmo período em todos os pontos de coleta o pH esteve abaixo de 7. Outro fator que pode contribuir para a liberação de  $\text{SiO}_2$  é a atividade de organismos bentônicos como por exemplo quironomídeos e tubificídios (ESTEVES, 1988).

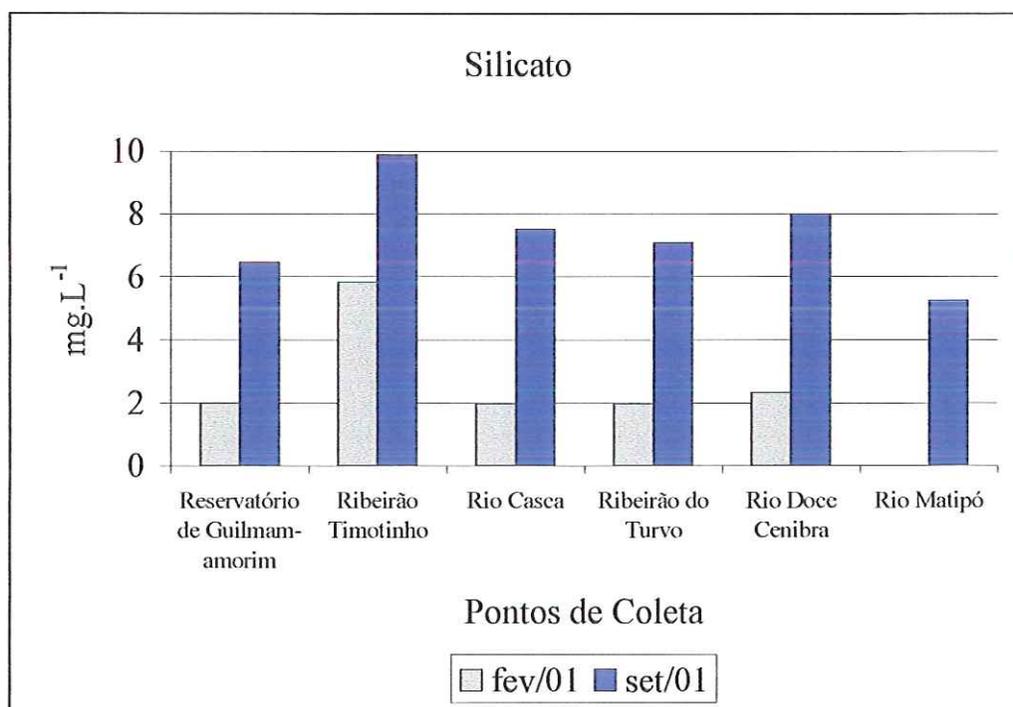


Figura 19- Concentração de silicato ( $\text{mg.L}^{-1}$ ), na água dos diferentes pontos de coleta do trecho médio da Bacia do rio Doce-MG.

### e) Concentração de Material em Suspensão

As concentrações de material em suspensão total (MST) e as frações inorgânica (MSI) e orgânica (MSO) estão apresentadas nas Figuras 20 e 21 para os meses de fevereiro e setembro/01, respectivamente. As maiores concentrações de MST ocorreram em fevereiro/01 variando entre 7,9 mg.L<sup>-1</sup> (ribeirão do Turvo) e 92,82 mg.L<sup>-1</sup> (ribeirão Timotinho). Em setembro/01, as concentrações variaram de 1,47 mg/L (ribeirão do Turvo) a 83,25 mg.L<sup>-1</sup> (ribeirão Timotinho). Quanto à fração inorgânica, verificou-se que as concentrações mais elevadas ocorreram em fevereiro/01, variando de 6,32 mg.L<sup>-1</sup> (ribeirão do Turvo) a 53,4 mg.L<sup>-1</sup> (rio Casca) enquanto que em setembro/01 variaram de 0,26 mg.L<sup>-1</sup> (ribeirão do Turvo) a 43 mg.L<sup>-1</sup> (ribeirão Timotinho). Com relação à fração orgânica, as maiores concentrações foram encontradas em fevereiro/01, com a concentração máxima de 40,82 mg.L<sup>-1</sup> (ribeirão Timotinho) e a mínima de 1,58 mg.L<sup>-1</sup> (ribeirão do Turvo). Em setembro/01, as concentrações variaram de 1,21 mg.L<sup>-1</sup> a 40,25 mg.L<sup>-1</sup>, no ribeirão do Turvo e no ribeirão Timotinho, respectivamente.

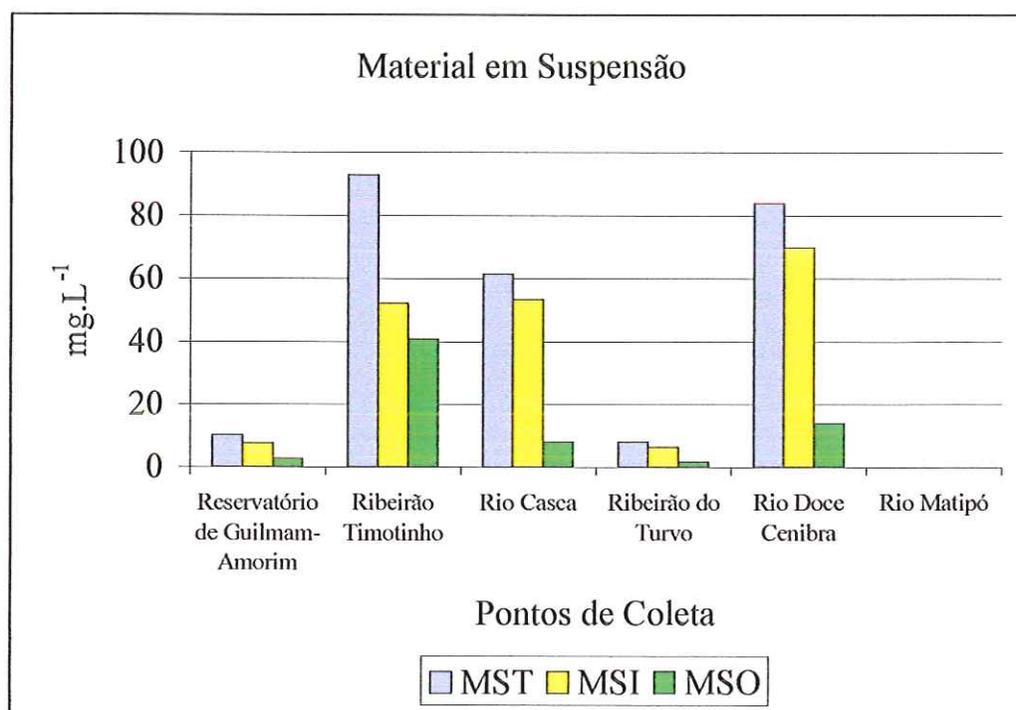


Figura 20- Concentração (mg.L<sup>-1</sup>) de material em suspensão total (MST), material em suspensão inorgânico (MSI) e material em suspensão orgânico (MSO) na água dos diferentes pontos de coleta do trecho médio da Bacia do rio Doce-MG em fevereiro de 2001.

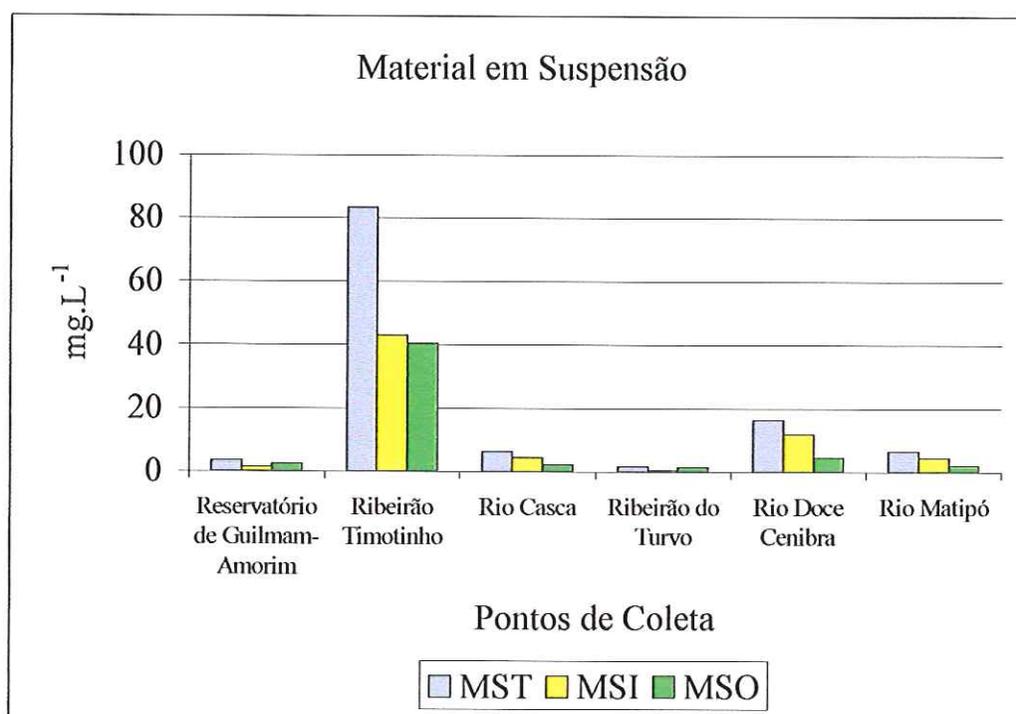


Figura 21- Concentração ( $\text{mg.L}^{-1}$ ) de material em suspensão total (MST), material em suspensão inorgânico (MSI) e material em suspensão orgânico (MSO), na água dos diferentes pontos de coleta do trecho médio da Bacia do rio Doce-MG em setembro de 2001.

#### f) Clorofila *a*

As maiores concentrações de clorofila *a* ocorreram em fevereiro/01, com exceção do ponto no reservatório de Guilman-Amorim que apresentou valor mais elevado em setembro/01 (Figura 22).

Baixas concentrações de algas com conseqüente redução nas concentrações de clorofila *a* são características de ambientes lóticos, em que há elevada turbidez e fluxo de água. As concentrações de clorofila *a* em fevereiro/01 variaram de  $2,51\mu\text{g.L}^{-1}$  a  $6,69\mu\text{g.L}^{-1}$  no reservatório de Guilman-Amorim e ribeirão Timotinho, respectivamente. Em setembro/01, estas concentrações variaram de  $0,55\mu\text{g.L}^{-1}$  (ribeirão do Turvo e rio Matipó) a  $7,43\mu\text{g.L}^{-1}$  (reservatório de Guilman-Amorim).

LAGE FILHO (1996) também observou variações nas concentrações de clorofila *a* na bacia do ribeirão das Antas (Poços de Caldas-MG), desde valores não detectados até a concentração máxima de  $12,83\mu\text{g.L}^{-1}$ . De acordo com MARGALEF (1983), valores elevados de pigmentos vegetais em rios podem ocorrer em função da presença de vegetais alóctones mortos no material em suspensão.

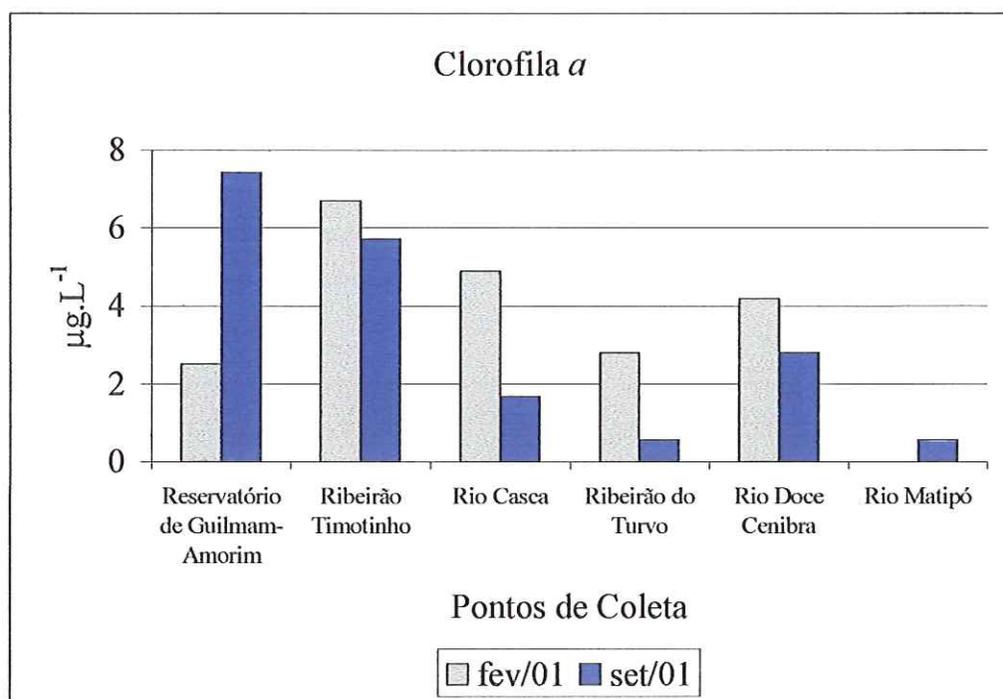


Figura 22- Concentração de clorofila *a* na água dos diferentes pontos de coleta do trecho médio da Bacia do rio Doce-MG.

### g) Carbono

Os resultados de carbono total, carbono orgânico dissolvido e carbono inorgânico dissolvido encontram-se na Figura 23 e 24 para os meses de fevereiro e setembro/01. Pode-se verificar que as maiores concentrações de carbono total ocorreram em setembro/01, com exceção apenas do ponto no rio Doce/Cenibra. Em fevereiro/01, a maior concentração de carbono total foi registrada no ribeirão Timotinho (24,67 mg.L<sup>-1</sup>) e a menor no reservatório de Guilman-Amorim (4,29 mg.L<sup>-1</sup>). Em setembro, a maior concentração também foi observada no ribeirão Timotinho (32,09 mg.L<sup>-1</sup>) e a menor no rio Doce/Cenibra (5,34 mg.L<sup>-1</sup>).

As maiores concentrações de carbono orgânico dissolvido ocorreram em setembro/01, em praticamente todos os pontos de coleta com exceção do ponto no rio Doce/Cenibra que apresentou resultado inverso. Da mesma forma que para o carbono orgânico total, os maiores valores de carbono orgânico dissolvido ocorreram no ribeirão Timotinho tanto em fevereiro (7,98 mg.L<sup>-1</sup>) quanto em setembro/01 (12,02 mg.L<sup>-1</sup>). Os menores valores também foram encontrados no reservatório de Guilman-Amorim em fevereiro/01 (2,01 mg.L<sup>-1</sup>) e no rio Doce/Cenibra em setembro/01 (1,82 mg.L<sup>-1</sup>).

O carbono inorgânico dissolvido também apresentou maiores concentrações em setembro/01. O maior valor foi encontrado no ribeirão Timotinho ( $20,07 \text{ mg.L}^{-1}$ ) e o menor valor no rio Matipó ( $3,27 \text{ mg.L}^{-1}$ ). Em fevereiro/01, a maior e menor concentração obtidas também ocorreram no ribeirão Timotinho ( $16,69 \text{ mg.L}^{-1}$ ) e reservatório de Guilman-Amorim ( $2,27 \text{ mg.L}^{-1}$ ), respectivamente.

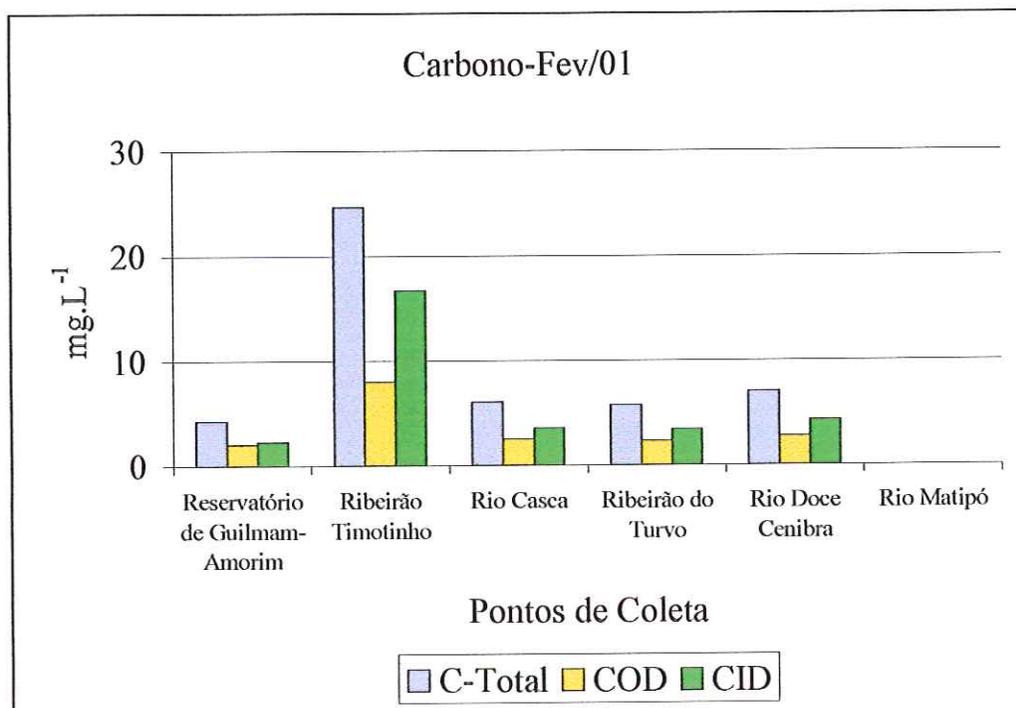


Figura 23- Valores de carbono total (C-Total), carbono orgânico dissolvido (COD) e carbono inorgânico dissolvido (CID) em amostras de água coletadas nos diferentes pontos do trecho médio da Bacia do rio Doce-MG (fevereiro/01).

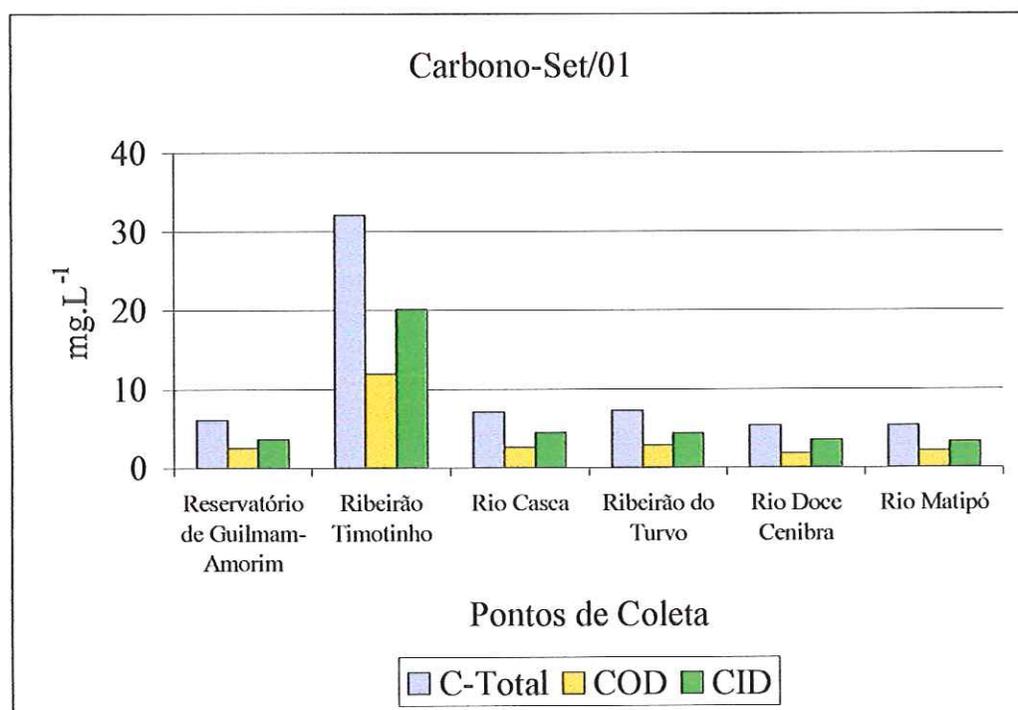


Figura 24- Valores de carbono total (C-Total), carbono orgânico dissolvido (COD) e carbono inorgânico dissolvido (CID) em amostras de água coletadas nos diferentes pontos do trecho médio da Bacia do rio Doce-MG (setembro/01).

De acordo com ESTEVES (1988), o carbono orgânico total representa o somatório do carbono orgânico particulado da biota e o carbono orgânico detrital, que por sua vez é composto de carbono orgânico dissolvido, resultante da decomposição de plantas e animais e a excreção destes (proteínas, carboidratos, lipídeos e compostos húmicos) e carbono orgânico particulado detrital (material em suspensão). O carbono inorgânico representa o gás carbônico e as formas de bicarbonato, ácido carbônico e carbonatos. No presente estudo, o carbono inorgânico dissolvido foi a forma predominante em todos os pontos de coleta em ambos os períodos de amostragem.

PELÁEZ RODRIGUES (2001) em um estudo realizado na bacia hidrográfica do Alto Jacaré-Guaçu, demonstrou que no período chuvoso as concentrações de carbono orgânico dissolvido variaram de 0,13 mg.L<sup>-1</sup> a 1,69 mg.L<sup>-1</sup> e os valores de carbono inorgânico dissolvido variaram de 0,89 mg.L<sup>-1</sup> a 5,73 mg.L<sup>-1</sup>. As concentrações de carbono total variaram de 1,97 mg.L<sup>-1</sup> a 6,83 mg.L<sup>-1</sup> no período chuvoso. Neste período, uma maior entrada de partículas e maiores vazões podem contribuir para a predominância das formas inorgânicas, o que entretanto não ocorreu no presente estudo exceto no ponto 5 (rio Doce/Cenibra).

## h) Fenóis Totais

Os resultados de fenóis totais para amostras coletadas em setembro de 2001, estão apresentados na Figura 25. As concentrações de fenóis totais variaram de 0,022 mg.L<sup>-1</sup> (reservatório de Guilman-Amorim) a 0,2 mg.L<sup>-1</sup> (ribeirão Timotinho). No entanto todas as concentrações de fenóis totais determinadas ficaram abaixo do limite máximo permitido pela resolução CONAMA 20/86, que é de 0,3 mg.L<sup>-1</sup>.

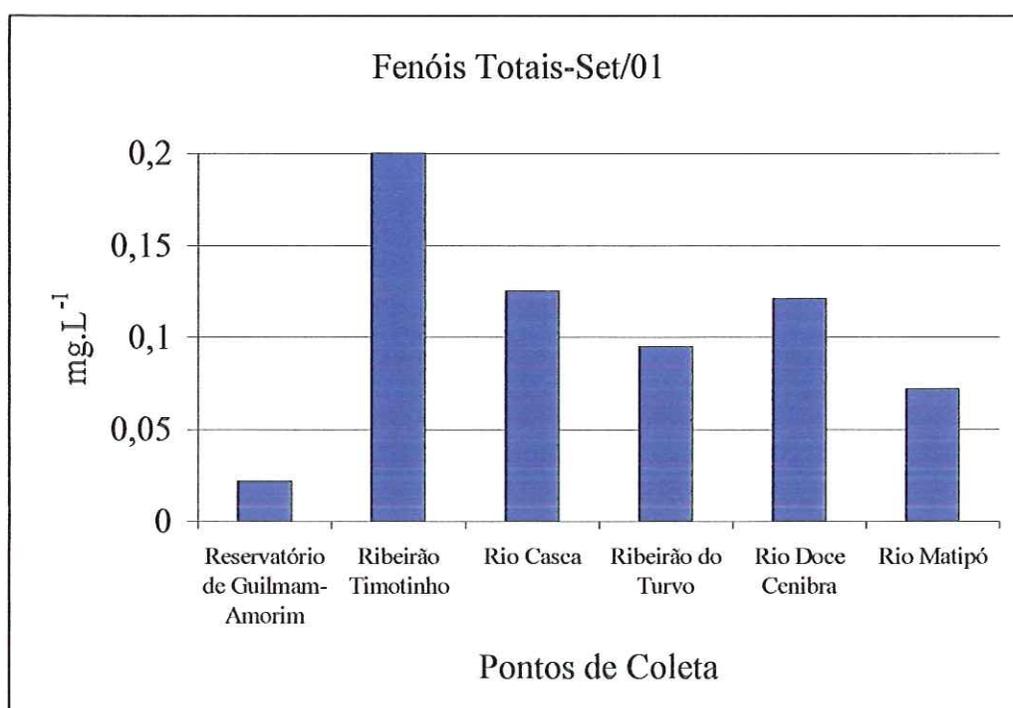


Figura 25- Valores de fenóis totais (mg.L<sup>-1</sup>) na água coletada nos diferentes pontos do trecho médio da bacia do rio Doce-MG (setembro/01).

Compostos fenólicos estão entre os contaminantes químicos mais importantes presentes em efluentes industriais. Estes compostos também podem ocorrer naturalmente em substâncias químicas produzidas pelas plantas (ex. *Eucalyptus*). Outra fonte de compostos fenólicos são os efluentes humanos e animais (principalmente bovinos). Porém, a presença dos mesmos se deve principalmente aos despejos de origem industrial. São compostos tóxicos aos organismos aquáticos, em concentrações bastante baixas, e afetam o sabor dos peixes e a potabilidade da água, por conferir sabor e odor extremamente pronunciados especialmente aos derivados do cloro (WALUGA, 1966; ALABASTER & LLOYD, 1982; NEMCSOK & BENEDESZHY, 1990).

Em setembro/01, a maior concentração de fenóis foi verificada no ribeirão Timotinho ( $0,2 \text{ mg.L}^{-1}$ ), o qual recebe efluentes de uma grande siderúrgica (ACESITA), podendo estes efluentes contribuir para os níveis mais elevados de fenóis totais neste ponto. No ponto rio Doce/Cenibra também verificou-se a presença de fenóis ( $0,121 \text{ mg.L}^{-1}$ ), sendo que este ponto recebe efluentes industriais de uma fábrica de celulose, havendo na área de entorno o plantio de *Eucalyptus*. Quanto ao ponto de coleta no rio Casca, detectou-se a presença de fenóis ( $0,125 \text{ mg.L}^{-1}$ ), possivelmente relacionada a presença de bovinos de propriedades rurais próximas.

#### 5.4.2- Análise Física e Química do Sedimento

##### a) Porcentagem de Matéria Orgânica e Inorgânica

A Tabela 2 apresenta os resultados obtidos para as porcentagens de matéria orgânica (MO) e inorgânica (MI) dos sedimentos coletados. As maiores porcentagens de MO ocorreram em fevereiro/01 em todos os pontos de coleta, enquanto as maiores porcentagens de MI ocorreram em setembro/01, exceto para o ponto 5 (rio Doce/Cenibra).

Tabela 2- Porcentagem de matéria orgânica (%MO) e inorgânica (%MI) nos sedimentos coletados em diferentes trechos da Bacia do médio rio Doce-MG.

Pontos de Coleta	%MO		%MI	
	Fev/01	Set/01	Fev/01	Set/01
1-Reservatório de Guilmar-Amorim	4,11	1,67	95,89	98,32
2- Ribeirão Timotinho	8,10	2,03	91,89	97,96
3- Rio Casca	3,90	1,17	96,09	98,82
4- Ribeirão do Turvo	3,18	0,73	96,81	99,26
5- Rio Doce Cenibra	2,03	0,79	97,96	99,20
6- Rio Matipó	-	15,22	-	84,77

As porcentagens de matéria orgânica (MO) no sedimento foram menores que as de material inorgânico em todos os pontos de coleta em ambos os períodos de amostragem. Por outro lado, comparando-se as porcentagens de matéria orgânica em fevereiro e setembro/01, verificaram-se maiores valores no primeiro período de coletas, com variação de 2,03% (ponto 5- rio Doce/Cenibra) a 8,10% (ponto 2- ribeirão Timotinho), diferindo do que foi encontrado para o material inorgânico (valores ligeiramente maiores em setembro/01).

## b) Composição Granulométrica dos Sedimentos

As Figuras 26 e 27 apresentam os resultados de granulometria dos sedimentos coletados em fevereiro e setembro/01, representados em porcentagens de areia (grossa, média e fina), silte e argila.

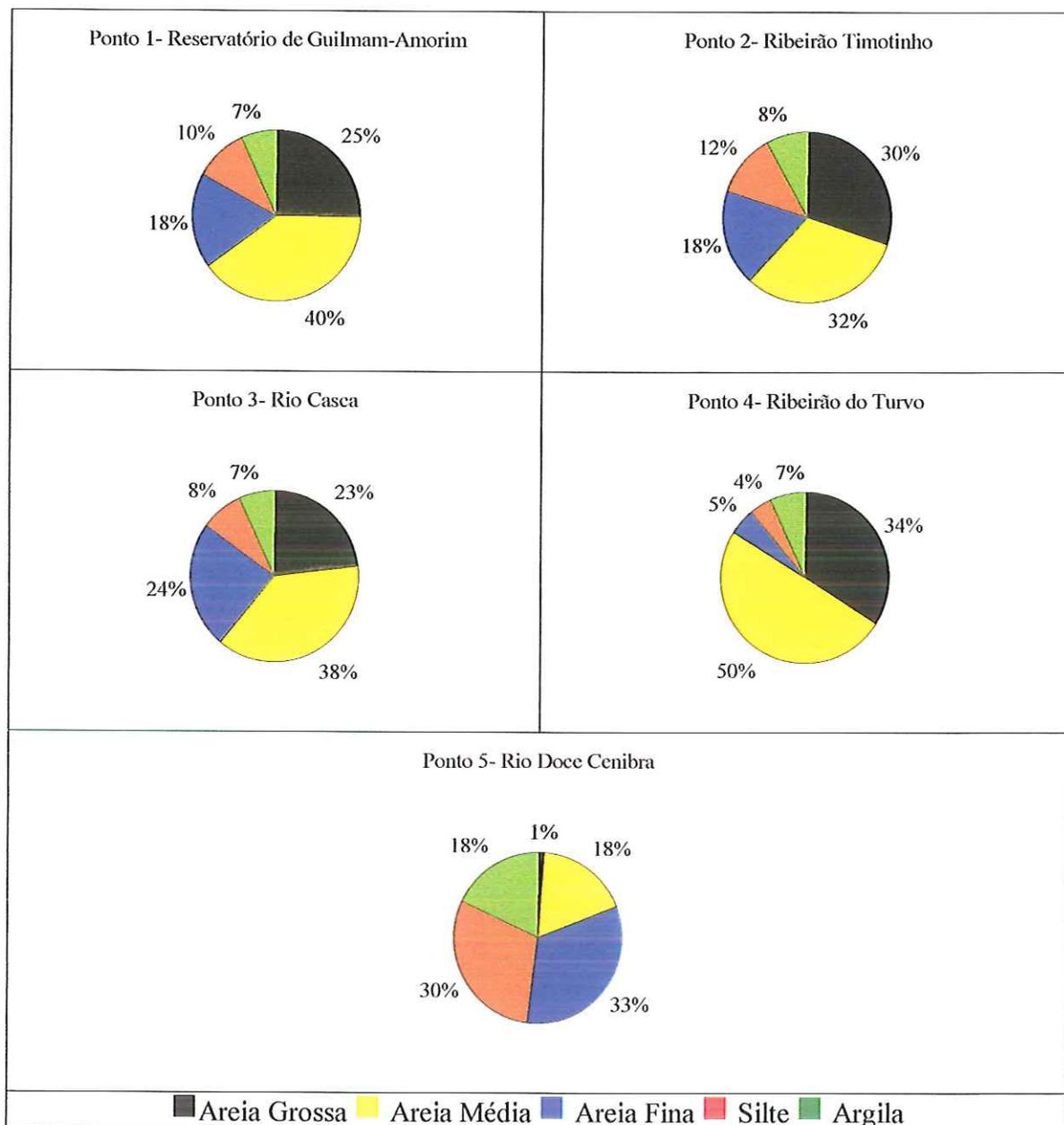


Figura 26- Porcentagem de areia (grossa, média e fina), silte e argila nos sedimentos coletados em diferentes trechos da Bacia do médio rio Doce-MG em fevereiro/01.



Figura 27- Porcentagem de areia (grossa, média e fina), silte e argila nos sedimentos coletados em diferentes trechos da Bacia do médio rio Doce-MG em setembro/01.

Em fevereiro/01, a granulometria do sedimento de todos os pontos de coleta apresentaram maior porcentagem de areia em relação às outras duas frações (silte e argila). A maior porcentagem de areia foi determinada no ribeirão do Turvo (89%), enquanto a menor porcentagem de areia foi determinada no rio Doce/Cenibra (52%).

Em setembro/01, a granulometria do sedimento da maioria dos pontos de coleta apresentaram maior porcentagem de areia em relação às outras duas frações (silte e argila). A maior porcentagem de areia foi determinada no ribeirão do Turvo (95%), enquanto a

menor porcentagem de areia foi verificada no rio Doce/Cenibra (50%). Apenas o ponto 6 (rio Matipó) apresentou maior porcentagem de silte (47%) na sua composição granulométrica. Os grânulos de argila, silte e areia podem influenciar as condições ambientais, sendo os grânulos de argila e silte as frações mais importantes para avaliação de uma possível contaminação ambiental. Partículas de menor tamanho apresentam maior potencial de adsorção de metais.

Segundo SALOMONS & FÖRSTNER (1984), os metais associam-se preferencialmente às frações finas dos sedimentos. Atividades como mineração e retirada de mata ciliar tem aumentado significativamente a carga de argila nos corpos d'água em diferentes regiões do Brasil (ESTEVES, 1988). De acordo com DA SILVA & SILVA (1999) os sedimentos são depósitos complexos de partículas inorgânicas, orgânicas, adsorvidos e dissolvidos. Neste sentido, o perfil granulométrico assim como a quantidade de matéria orgânica são importantes para o conhecimento de processos naturais e antrópicos que ocorrem nos sistemas aquáticos.

### **c) Fósforo Total e Nitrogênio Orgânico Total no Sedimento**

Os resultados de fósforo total e nitrogênio orgânico total no sedimento encontram-se nas Figuras 28 e 29, respectivamente. Em geral, os valores de fósforo total foram maiores em fevereiro/01, com exceção do ponto de coleta no rio Doce/Cenibra. Em fevereiro/01, a verificou-se uma maior concentração de fósforo total no ribeirão Timotinho ( $0,53 \mu\text{g.g}^{-1}$ ), enquanto a menor concentração foi obtida no ribeirão do Turvo e rio Doce/ Cenibra ( $0,04 \mu\text{g.g}^{-1}$ ). Em setembro/01, a maior concentração foi encontrada no ponto de coleta no rio Doce/Cenibra ( $0,39 \mu\text{g.g}^{-1}$ ), e a menor concentração ( $0,03 \mu\text{g.g}^{-1}$ ) no reservatório de Guilman-Amorim e ribeirão do Turvo.

Quanto ao nitrogênio orgânico total no sedimento, uma maior porcentagem também foi observada em fevereiro/01 no ribeirão Timotinho (0,197%). Nos demais pontos de coleta, os valores de nitrogênio orgânico total estiveram abaixo de 0,05 % nos dois períodos estudados.

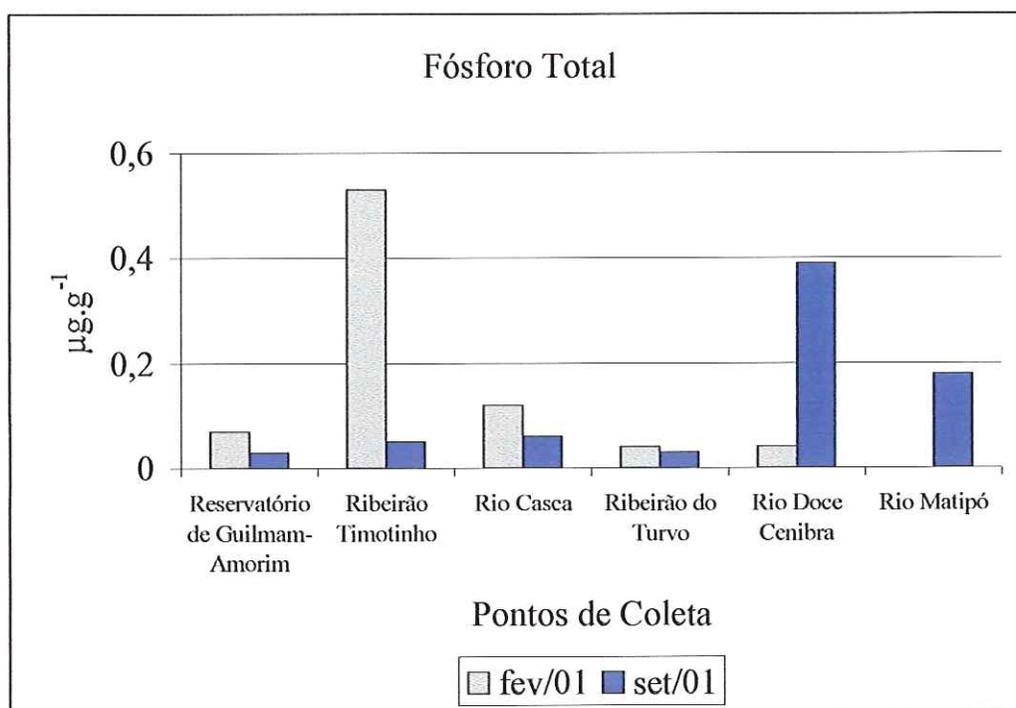


Figura 28- Concentração de fósforo total ( $\mu\text{g.g}^{-1}$ ), nos sedimentos coletados em diferentes pontos do trecho médio da Bacia do rio Doce-MG.

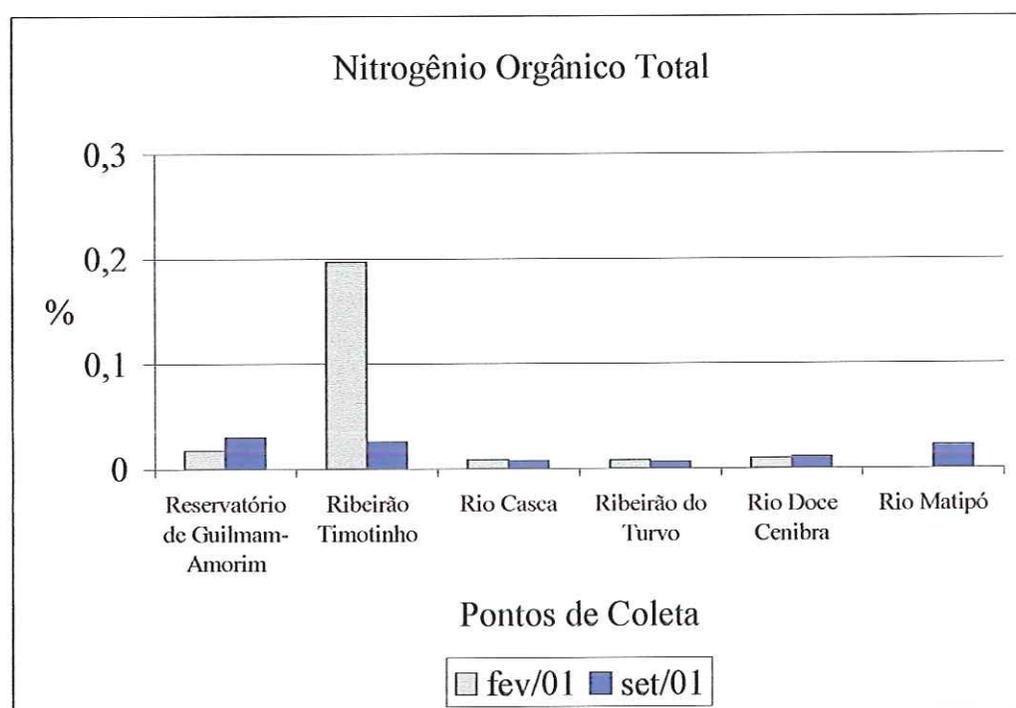


Figura 29- Porcentagem de nitrogênio orgânico total nos sedimentos coletados em diferentes pontos do trecho médio da Bacia do rio Doce-MG.

## 5.5- CONCLUSÕES

- As amostras de água do ribeirão Timotinho apresentaram as menores concentrações de oxigênio dissolvido, os maiores valores de condutividade elétrica e as maiores concentrações de compostos nitrogenados e fosfatados, em ambos os períodos estudados.
- As concentrações de amônio ( $\text{NH}_4^+$ ) e as concentrações de fósforo total nas amostras de água foram mais elevadas que o limite estabelecido pela resolução CONAMA 20/86 em todos os pontos de coleta nos dois períodos de amostragem.
- As maiores concentrações de material em suspensão total foram verificadas no ribeirão Timotinho, tanto em fevereiro quanto em setembro de 2001, sendo que a fração inorgânica foi em geral mais elevada que a orgânica em todos os pontos de amostragem, em ambos os períodos de coleta.
- Todas as formas de carbono analisadas nas amostras de água apresentaram concentrações mais elevadas no ribeirão Timotinho nos dois períodos de estudo, tendo havido uma maior contribuição do carbono inorgânico dissolvido em ambos os períodos.
- As concentrações de fenóis totais nas amostras de água também foram mais elevadas no ribeirão Timotinho, o qual recebe grandes quantidades de efluentes industriais (siderurgia) e esgotos domésticos.
- Em geral, as amostras de sedimento coletadas apresentaram baixos teores de matéria orgânica e maior porcentagem de areia em sua composição granulométrica, implicando em maior disponibilidade de contaminantes para a coluna d'água.
- Maiores valores de fósforo total e nitrogênio total no sedimento foram verificados no ribeirão Timotinho em fevereiro de 2001. Os resultados encontrados assemelharam-se aos resultados obtidos para as amostras de água.

## **CAPÍTULO 2**

### **DETERMINAÇÃO DOS NÍVEIS DE METAIS NA ÁGUA, NO SEDIMENTO E EM PEIXES DO TRECHO MÉDIO DA BACIA DO RIO DOCE-MG.**

## **6- DETERMINAÇÃO DE METAIS NA ÁGUA, NO SEDIMENTO E EM PEIXES DO TRECHO MÉDIO DA BACIA DO RIO DOCE-MG.**

### **6.1- INTRODUÇÃO**

#### **6.1.1- Considerações Gerais**

A poluição significa a introdução de substâncias ou de energia liberada pelo homem no seu ambiente (CHAPMAN, 1992), causando efeitos danosos à saúde humana, prejuízo aos recursos naturais e aos sistemas ecológicos ou interferência aos usos racionais do ambiente, ocorrendo, no ambiente aquático, degradação da qualidade da água frente aos usos agrícola, industrial e econômico (MASON, 1996).

Os fatores de origem geológica constituem-se como uma das fontes naturais da maioria dos íons dissolvidos nas águas (CETEC, 1980). Outras fontes destes íons originam-se da precipitação de material particulado da atmosfera, o ar que se movimenta sobre a superfície terrestre, o qual carrega grandes quantidades de material particulado e aerossóis, além do assoreamento produzido por erosão de rochas e solos em uma bacia (CETEC, 1980; ESTEVES, 1988).

A principal fonte artificial de introdução de metais no ambiente aquático é a poluição dos corpos d'água por descargas diretas de vários efluentes, tratados ou não, provenientes de atividades industriais, através de efluentes sólidos que são lançados diretamente na atmosfera e líquidos que são lançados em pequenos córregos ou diretamente em rios e lagos; atividades de mineração; efluentes domésticos e águas superficiais provenientes de áreas cultivadas com adubos químicos e principalmente aquelas onde são utilizados defensivos agrícolas contendo vários metais como: Cd, Hg, Pb, Cu, etc (OBERDÁ, 1996). Determinadas atividades industriais têm acelerado o fluxo de metais na atmosfera e em ambientes aquáticos. São exemplos típicos os casos do chumbo e do mercúrio, cujas concentrações no meio ambiente têm aumentado dramaticamente (CETEC, 1980)

A Tabela 3 apresenta alguns metais usados em determinadas indústrias e agricultura.

Tabela 3- Metais empregados em algumas indústrias e agricultura.

<b>Tipo de indústria e/ou atividade</b>	<b>Cd</b>	<b>Cr</b>	<b>Cu</b>	<b>Fe</b>	<b>Hg</b>	<b>Pb</b>	<b>Ni</b>	<b>Zn</b>
Papel e celulose		X	X		X	X	X	X
Petroquímica	X	X		X	X	X		X
Produtos químicos	X	X		X	X	X		X
Fertilizantes	X	X	X	X	X	X	X	X
Mineração e metalurgia	X	X	X	X	X	X	X	X
Confecção de aço	X	X	X	X	X	X	X	X
Peças de veículos auto- motores	X	X	X		X		X	
Agricultura		X	X		X		X	X
Produtos têxteis		X						
Couro e artefatos		X						
Metais não Ferrosos	X	X	X		X	X		X

Fonte- FORSTNER & WITTMANN, 1979.

Os metais nos corpos d'água podem existir nas formas dissolvidas, coloidais e particuladas. Estas formas variam dependendo do metal e das condições ambientais e conseqüentemente, a toxicidade do metal na água depende do grau de oxidação do íon metálico determinado junto com as formas nas quais ocorre. Como regra, a forma iônica do metal é mais tóxica, porém a toxicidade é reduzida se os íons são complexados (adsorvidos) por matéria orgânica, por exemplo. (PELÁEZ RODRIGUEZ, 2001).

De acordo com ABEL (1989), os metais mais importantes do ponto de vista da poluição aquática, são o zinco, cobre, chumbo, cádmio, mercúrio, níquel e cromo. Metais como cobre e zinco são elementos-traço essenciais aos organismos vivos, mas tornam-se tóxicos em altas concentrações.

O zinco é encontrado na natureza muitas vezes associado com sulfetos de outros metais (como por exemplo chumbo, cádmio, cobre e ferro). É essencial ao homem, pois faz parte de diversas metaloproteínas e enzimas, mas também pode ser tóxico dependendo de sua concentração. A bioacumulação do zinco em organismos aquáticos depende dos níveis tróficos, sendo maior em organismos bentônicos do que em peixes e maior em peixes onívoros do que em piscívoros. Para peixes, a CL50 (48-96h) varia de 0,5 a 5,0 mg.L<sup>-1</sup> (NAVAS-PEREIRA, 1985; MOORE & RAMAMOORTHY, 1984), e de acordo com a

CETESB (1996), a faixa de concentração considerada crônica para peixes varia de 1,37 a 26,0  $\mu\text{g.L}^{-1}$  de zinco, causando alterações fisiológicas e morfológicas.

O cobre encontra-se amplamente distribuído na natureza no estado livre e também na forma de sulfetos, arsenatos, cloretos e carbonatos. É um dos elementos essenciais para plantas e animais e também essencial no metabolismo humano. A assimilação de cobre pelo homem através da dieta alimentar, sendo que uma dieta normal pode incluir aproximadamente 20,000 $\mu\text{g}$  diárias de cobre sem causar danos (AWWA, 1964) O cobre acumula-se nos organismos aquáticos, em altas concentrações pode precipitar as secreções branquiais (mucosubstâncias) causando a morte por asfixia. A CL50 varia de 0,017 a 1,0  $\text{mg.L}^{-1}$ , embora a dureza possa elevar este valor para 3,0  $\text{mg.L}^{-1}$ . As formas mais tóxicas são  $\text{Cu}^{+2}$ ,  $\text{Cu}_2\text{OH}^+$  e  $\text{Cu}_2\text{OH}_2^{+2}$  (MOORE & RAMAMOORTHY, 1984), embora a toxicidade do cobre para a vida aquática dependa de fatores como componentes orgânicos e alcalinidade (FATMA, 1981).

O chumbo pode formar derivados orgânicos, sendo que as formas estáveis são  $\text{Pb}^{+2}$  e  $\text{Pb}^{+4}$ . É um dos metais mais tóxicos que tende a se acumular nos tecidos do homem e outros animais, não possuindo efeitos benéficos ou nutricionais desejáveis e atuando sobre as enzimas que interferem na síntese do heme (núcleo prostético da hemoglobina) levando a alterações biológicas. O chumbo não excretado é depositado nos ossos e em outros tecidos, produzindo distúrbios digestivos, neuro-musculares e encefalopáticos. Em ambientes aquáticos, quando o pH está acima de 6 ocorre a formação de  $\text{PbOH}$  e acima de 10 tem-se a forma insolúvel  $\text{Pb(OH)}_2$ . No sedimento, a adsorção de chumbo ocorre principalmente em função do teor orgânico e da granulometria (MOORE & RAMAMOORTHY, 1984).

O cádmio é um elemento que apresenta alta afinidade pelos grupos sulfeto, levando a um aumento de sua solubilidade em lipídeos, sua bioacumulação e sua toxicidade. Sua adsorção ao sedimento aumenta com o pH, sendo que a partir de um pH maior ou igual a 7, praticamente todo o metal é adsorvido, embora na presença de materiais em suspensão, este valor tende a cair. No organismo, o cádmio se acumula por toda a cadeia trófica, podendo substituir o Zn em muitas reações, desativando alguns complexos enzimáticos. Os valores de CL50 (96h) para peixes variam de 0,09 a 105  $\text{mg.L}^{-1}$ , dependendo da fase de desenvolvimento. As formas jovens são mais sensíveis que os adultos e ovos, embora haja

em geral uma diminuição da capacidade de osmoregulação dos organismos (MOORE & RAMAMOORTHY 1984).

Quanto ao níquel, os estados de oxidação variam de -1 a +4, mas no estado natural aparece como +2. Ele tem um papel fundamental no metabolismo bioquímico e em excesso pode provocar câncer (MOORE e RAMAMOORTHY, 1984). A CL50 (48-96h) do níquel para adultos de peixes é de 5 a 100 mg.L<sup>-1</sup>, sendo que este metal adelgaça as membranas lamelares das brânquias, causando asfixia e morte, e também problemas no sangue. Segundo a CETESB (1986), a toxicidade crônica para peixes varia de 380 a 730µg.L<sup>-1</sup> de níquel.

O cromo é um elemento encontrado na água como Cr<sup>+3</sup> e Cr<sup>+6</sup>, sendo facilmente reduzido pelo Fe<sup>+2</sup> e sulfetos dissolvidos. O principal minério de cromo é a cromita (FeOCr<sub>2</sub>O<sub>3</sub>). Desta substância se obtém o ferrocromo carbonato e o dicromato de potássio. Os valores de CL50 para peixes variam de 3,5 a 118 mg.L<sup>-1</sup>, sendo que variáveis como pH e temperatura podem alterar a toxicidade.

A Tabela 4 apresenta alguns elementos e seus respectivos limites máximos permitidos de acordo com o CONAMA 20/86 para águas naturais (classe 2), destinadas:

- ao abastecimento doméstico, após tratamento convencional;
- a irrigação de hortaliças ou plantas frutíferas;
- a recreação de contato primário (natação, esqui aquático e mergulho);
- a proteção das comunidades aquáticas;
- a criação natural e/ou intensiva de espécies destinadas a alimentação.

Tabela 4- Teores máximos de alguns metais potencialmente prejudiciais em águas naturais.

Substâncias tóxicas	Concentração (mg.L <sup>-1</sup> )
Alumínio	0,1
Arsênio	0,05
Cádmio	0,01
Chumbo	0,03
Cobre	0,02
Cromo trivalente	0,5
Cromo hexavalente	0,05
Cromo total*	0,05
Ferro solúvel	0,3
Mercúrio	0,0002
Níquel	0,025
Zinco	0,18

Fonte- CONAMA 20, 1986 (águas classe 2) e \* Portaria/GM/Nº 0013.

Um composto causará ou não efeitos aos organismos ou às comunidades, dependendo de sua concentração e do tempo de exposição. Os efeitos agudos ocorrem rapidamente, são claramente definidos, freqüentemente fatais e raramente reversíveis. Os efeitos crônicos desenvolvem-se após período longo de exposição a baixas doses e podem causar a morte ou efeitos subletais, quando a exposição leva ao comprometimento das funções fisiológicas ou comportamentais do organismo (CHAPMAN, 1992; MASON, 1996).

### **6.1.2- Metais no Sedimento**

O sedimento pode ser considerado o resultado da integração de todos os processos que ocorrem no sistema aquático. Nele ocorrem processos biológicos, físicos e químicos, que influenciam o metabolismo de todo o sistema. É também importante na avaliação da intensidade e formas de impactos a que os ecossistemas aquáticos estão ou estiveram submetidos (ESTEVES, 1988), e do ponto de vista geológico, é o último local para depósito de materiais naturais e principalmente os antropogênicos que representam o principal problema de contaminação dos sedimentos (BURTON, 1992; 1995).

Os sedimentos são importantes carreadores de metais no ciclo hidrológico, podendo refletir a atual qualidade do sistema bem como o desenvolvimento de certos parâmetros hidrológicos e químicos. Análises comparativas das concentrações totais de perfis longitudinais e de “cores” de um sedimento são executados para determinar anomalias de metais em zonas de mineralização bem como fontes de poluição (SALOMONS & FORSTNER, 1984).

O meio de transporte de metais no sedimento é a água intersticial, sendo que os principais componentes que afetam a taxa de metais transportados são a matéria orgânica, o ferro e o manganês, os quais podem estar disponíveis para processos redox (FORSTNER & WITTMANN, 1983).

Uma classe importante de substâncias químicas que podem alterar a biodisponibilidade são os ligantes. Eles constituem compostos de diversas naturezas, tanto inorgânicos quanto orgânicos, incluindo carbonatos, sulfatos, cloretos, fluoretos, hidróxidos, nitratos, matéria orgânica, ácidos húmicos entre outros (STUMM & MORGAN, 1981). A influência do ligante pode ser direta ou indireta, tendo-se como exemplos o seqüestro de um metal por

complexação, e a influência sobre o funcionamento de um órgão em um organismo como as brânquias, respectivamente (YOUNG & HARVEY, 1989).

Baixas concentrações de oxigênio dissolvido, e conseqüentemente valores baixos ou negativos de potencial redox, resultantes da intensa atividade biológica bentônica, propiciam maior liberação de compostos metálicos do sedimento, bem como de nutrientes. O íon  $S^{2-}$  é o principal agente que reduz a biodisponibilidade neste tipo de sedimento (DI TORO, 1990; ANKLEY et al., 1996).

Quando os sedimentos estão oxigenados pelos movimentos de circulação do sistema aquático, formam-se óxidos de metais, principalmente de Fe e Mn, que tendem a diminuir a biodisponibilidade de metais como a Prata, Arsênio, Cobalto, Cobre, Chumbo e Zinco; e do Alumínio, Cobalto, Cobre, Ferro, Mercúrio, Manganês Chumbo e Zinco, respectivamente. O papel da matéria orgânica na complexação de metais e na redução da biodisponibilidade é também de grande importância (NEWMAN & JAGOE, 1994). Além disso, estudos recentes demonstraram que a capacidade neutralizadora ou formadora de ácidos é outro fator a ser considerado quanto a biodisponibilidade de metais no sedimento (BURTON, 1995).

Com relação à granulometria, dois aspectos podem ser considerados segundo LUOMA (1989): a área de partículas e a superfície de ligação. Os sedimentos arenosos tem menor área por unidade de massa, do que os sedimentos finos, possuindo menores locais para ligação. Como conseqüência, o autor cita casos onde a bioacumulação do cádmio, resultante de maior biodisponibilização, aumentou quando se adicionou partículas de areia em um sedimento argiloso.

### **6.1.3- Metais nos Organismos**

Os seres vivos, plantas e animais, necessitam de metais como micronutrientes ou macronutrientes. Cada espécie requer concentrações diferentes destes elementos. Entre os metais, alguns são considerados essenciais, devido a sua conhecida participação em funções biológicas; outros são classificados como não essenciais, por não terem ainda uma atividade biológica conhecida (PEREIRA, 1995).

A natureza do animal também influencia na ocorrência de metais nos organismos. Animais de natureza sedentária, fixos ou de pouca mobilidade tendem a apresentar maior

concentração de metais do que aqueles de natureza migrante (FERREIRO, 1979). Segundo SALOMONS & FORSTNER (1984), há dois tipos de processos que influenciam as concentrações de metais nos organismos:

- a concentração dos metais nos reservatórios abióticos (material em suspensão, os sedimentos, águas superficiais e águas intersticiais);
- os processos bioquímicos que ocorrem dentro dos organismos.

A toxicidade dos metais e outras substâncias inorgânicas dependem de vários fatores, que influenciam a disponibilidade da substância ao organismo. A concentração do íon metal é fator básico, embora diferentes formas químicas terão diferentes disponibilidades, dependendo de como ocorre a adsorção.

BRAYNER (1998), considera que um dos aspectos mais graves da contaminação por metais é sua amplificação biológica nas cadeias tróficas. Como consequência desse processo, os níveis de metais em níveis superiores da cadeia, podem alcançar valores muito acima aos encontrados na água.

Os sedimentos contaminados podem ser diretamente tóxicos aos organismos aquáticos ou podem ser uma fonte de contaminantes para o processo de bioacumulação na cadeia trófica. Assim, a determinação da qualidade do sedimento tem que unir, pelo menos, dois aspectos: o primeiro é a determinação das concentrações dos contaminantes no sedimento em relação a seu peso seco e o segundo são os testes de laboratório, os quais conjuntamente possibilitam a descrição mais acurada da qualidade do sedimento, uma vez que somente a estimativa da concentração total de contaminantes não oferece dados concretos e nem mesmo o potencial de toxicidade à biota aquática (BURTON, 1992; BURTON & MACPHERSON, 1995).

A bioconcentração vem a ser a acumulação de compostos químicos através da água pelos organismos aquáticos, por rotas não alimentares. É o resultado das taxas de assimilação e eliminação, o que inclui a entrada pelo epitélio, movimento pelas barreiras de difusão (muco e membranas) para o sangue e distribuição interna do contaminante pelos fluidos circulatórios (EPA, 1989; BARROM, 1995).

A bioacumulação pode ocorrer a partir da exposição ao sedimento ou via cadeia trófica. Portanto, ela indica a assimilação de contaminantes por vias alimentares, ou seja, ingestão de partículas ou organismos, tanto do sedimento, quanto da coluna d'água e assimilação a partir do contato com o sedimento (BOUDOU & RIBEYRE, 1989; EPA, 1989; BARRON, 1995).

Uma forma de se quantificar a bioacumulação a partir dos sedimentos é o cálculo do fator de bioacumulação (FBA), definido como concentração do elemento no organismo, dividido pela concentração no sedimento. O FBA é um número sem unidade que pode variar entre zero e infinito. No caso da água, o fator de bioacumulação é a relação entre a concentração existente no organismo e a existente na água. É medido através de experimentos de equilíbrio, modelos cinéticos que simulam o organismo e através da relação quantitativa estrutura- atividade (EPA, 1989 e BARRON, 1995).

Do ponto de vista ecotoxicológico, a quantificação da bioacumulação pode ser feita de duas maneiras:

- 1) pelo conteúdo ou quantidade total em todo o organismo ou em suas partes;
- 2) pela concentração, que corresponde à quantidade do contaminante por unidade de peso vivo, sendo que este parâmetro reflete o risco toxicológico associado à presença do produto poluente.

No ecossistema aquático, o fitoplâncton, macrófitas e certas bactérias representam os organismos autotróficos e são à base da cadeia trófica, apresentando grande capacidade para a bioacumulação de poluentes. Além disso, constituem fonte potencial de contaminação para os consumidores primários (zooplâncton, moluscos e peixes herbívoros). Deste modo, a transferência trófica se inicia na base da rede alimentar, continuando através de espécies herbívoras e carnívoras, culminando com consumidores de topo de cadeia, evidenciando-se a biomagnificação, desde que este nível possua concentrações maiores que as dos níveis inferiores (BOUDOU & RIBEYRE, 1989; LAWS, 1993; PHILLIPS, 1993 e BARRON, 1995).

Segundo LUOMA (1989), os processos biológicos que interferem na biodisponibilidade e conseqüentemente na bioacumulação são:

- a) os animais e as plantas alteram as formas dos metais e, conseqüentemente sua disponibilidade, através da digestão ou através das secreções extracelulares;
- b) o transporte fisiológico de metais através das membranas e para dentro dos tecidos ocorre de diferentes maneiras, o que pode alterar a forma biodisponível;
- c) depois de assimilados, os metais são distribuídos entre as células bioativas, conjugadas ou armazenadoras, sendo que esta distribuição afeta a própria bioacumulação;
- d) as mudanças sazonais do estágio de reprodução afetam a distribuição de metais, em invertebrados bentônicos;
- e) equivalentes ecológicos, mesmo com proximidade taxonômica, podem apresentar diferentes respostas à acumulação de metais, devido às diferenças no processo evolutivo de adaptações do organismo;
- f) A mesma espécie pode ter um histórico de exposição diferente, o que leva a distintos processos de bioacumulação;
- g) A estratégia alimentar é um fator importante na bioacumulação.

Este último item é muito importante, pois a bioacumulação a partir do sedimento está intimamente associada à ecologia dos organismos bentônicos. Quando um organismo iliófago se alimenta, está exposto aos contaminantes da água intersticial, de partículas, de matéria orgânica dissolvida, do contato direto com a superfície do organismo e da camada limite entre a água e o sedimento. Sendo assim, o modo de alimentação é que irá determinar a fonte de bioacumulação. Organismos filtradores, por exemplo, não ingerem partículas e não acumulam determinados poluentes orgânicos adsorvidos a elas, enquanto que detritívoros acumulam poluentes das partículas do sedimento (PHILLIPS, 1993; BURTON & MACPHERSON, 1995). A bioacumulação em organismos bentônicos é também influenciada pela natureza heterogênea do sedimento, que pode variar na composição e

constituição. Da ordem de milímetros, a dinâmica química altera-se nitidamente (REYNOLDSON, 1987).

## **6.2- OBJETIVOS**

Este estudo visou a determinação do grau de contaminação da água, do sedimento e de peixes por metais em diferentes trechos da Bacia do médio rio Doce, no Estado de Minas Gerais. Para tanto, foram realizadas análises de metais totais na água, análise de metais totais e biodisponíveis no sedimento, bem como análises de metais na musculatura de algumas espécies de peixes coletados na área de estudo.

## **6.3- MATERIAIS E MÉTODOS**

### **6.3.1- Período de Amostragem e Pontos de Coleta**

Em fevereiro e setembro de 2001 foram realizadas coletas em 6 locais no trecho médio da Bacia do rio Doce-MG, nos quais foram coletadas amostras de água, de sedimento e de peixes.

### **6.3.2- Coleta e Análise de Metais na Água**

As amostras de água foram coletadas na superfície, diretamente com um recipiente de polietileno de cinco litros, mergulhando-o no corpo d'água nos diferentes pontos de amostragem. Do volume total coletado, foi retirada uma fração de 1000 ml, a qual foi imediatamente acidificada com 1,5 ml de HNO<sub>3</sub> concentrado, para as análises de metais em laboratório. A análise constou de aquecimento das amostras em béqueres colocados em placa aquecedora, evitando-se a fervura e a secagem completa. No decorrer do processo, adicionaram-se 5 ml de ácido nítrico concentrado e após a redução do volume (inferior a 100 ml), a amostra fria foi transferida para balões de 100 ml, completando-se o volume com água destilada (APHA, 1995). Posteriormente, o volume foi transferido para frascos de polietileno, devidamente tampados. As análises foram feitas por espectrofotometria de absorção atômica por chama (modelo SpectrAA 220, Varian). Os resultados foram expressos em mg.L<sup>-1</sup> de água.

### 6.3.3- Coleta e Análise de Metais Biodisponíveis no Sedimento

A coleta das amostras de sedimento para esta análise foi realizada utilizando-se draga de Eckman-Birge. As amostras de sedimento foram acondicionadas em potes plásticos e mantidos resfriados em isopor com gelo até a sua posterior utilização em laboratório, onde foram submetidas à secagem à temperatura de  $\pm 30^{\circ}\text{C}$ . A fração biodisponível foi analisada colocando-se 3,0 gramas de sedimento pulverizado em almofariz e 75 ml de HCL 0,1 N. Em seguida, a mistura foi agitada por 2 horas a 200 rpm em mesa agitadora. Após esta etapa, as amostras foram filtradas com papel de filtro comum, diluídas em balão volumétrico de 100 mL e transferidas para frascos de polietileno, devidamente tampados. A determinação de metais foi realizada em espectrofotômetro de absorção atômica (modelo SpectrAA 220, Varian) e os resultados expressos em  $\text{mg.Kg}^{-1}$  de sedimento seco.

### 6.3.4- Coleta e Análise de Metais Totais no Sedimento

A coleta de sedimento para esta análise foi realizada utilizando-se também a draga de Eckman-Birge. Em seguida, o sedimento foi mantido resfriado até o momento em que as amostras foram secas à temperatura de  $\pm 30^{\circ}\text{C}$  e em seguida pulverizadas. Para a análise de metais totais, 2 g de sedimento foram digeridos, utilizando-se 10 ml de  $\text{HNO}_3$  e 5 ml de  $\text{HClO}_4$  em sistema digestor. Após 2 horas de aquecimento à  $150^{\circ}\text{C}$ , retirou-se as amostras do sistema digestor para breve resfriamento, posteriormente adicionou-se 5 ml  $\text{H}_2\text{O}_2$  (WATSON 1994; KRUG 1996). Realizada a digestão, esperou-se o material esfriar, filtrando-o em seguida em funil de vidro com papel de filtro quantitativo de porosidade n-<sup>o</sup> 389<sup>1</sup>. Após este procedimento, o líquido foi transferido para balões de 100ml, completando-se o volume com água milli-Q quando necessário. Em seguida, o conteúdo foi colocado em frascos de polietileno. Posteriormente, o material foi analisado em espectrofotômetro de absorção atômica (modelo SpectrAA 220, Varian). Os resultados obtidos foram expressos em  $\text{mg.Kg}^{-1}$  de sedimento seco.

### 6.3.5- Coleta e Análise de Metais em Peixes

Para a coleta dos peixes foram utilizadas redes de espera nos diferentes pontos amostrados, com malha entre 3,0 e 12,0 cm (nós opostos). Após a coleta, o tecido muscular foi dissecado, obtendo-se então filés de músculo, que posteriormente foram mantidos em estufa ( $38 \pm 2^\circ\text{C}$ ), por 48 horas para secagem.

Para a análise de metais nos organismos, utilizou-se a metodologia de determinação de metais em tecidos biológicos da EPA (1992), com modificações quanto ao peso utilizado na digestão (KRUG, 1996). Para esta análise, 0,250g de tecido muscular seco e 15ml de  $\text{HNO}_3$  foram colocados em béqueres de 20ml. Após o início da digestão e a solubilização do tecido, foram adicionados aos poucos cerca de 2ml de água oxigenada 120 V. Depois da digestão completa, a solução foi transferida para balões volumétricos de 50ml, completando-se o volume com água destilada. Este conteúdo foi então colocado em frascos de polietileno e armazenado para posterior análise. Os resultados foram expressos em  $\text{mg.Kg}^{-1}$  após a leitura em espectrofotômetro de absorção atômica (modelo SpectrAA 220, Varian).

## 6.4- RESULTADOS E DISCUSSÃO

### 6.4.1- Concentração de Metais na Água

Os resultados das análises das amostras de água encontram-se nas Figuras 30 a 37 e Tabelas 1 e 2, em anexo. Estes resultados foram comparados com os limites máximos permitidos pela resolução CONAMA 20/86, para águas classe 2, sendo que o ponto 6 (rio Matipó) foi apenas amostrado em setembro de 2001.

No geral e de acordo com a resolução CONAMA 20/86 para rios classe 2, os resultados obtidos demonstraram níveis de metais acima dos limites máximos estabelecidos em praticamente todos os pontos de coleta.

A Figura 30 apresenta os resultados obtidos para zinco (Zn) nos diferentes pontos de coleta em fevereiro e setembro/01. Os valores obtidos para este metal variaram de  $0,045 \text{ mg.L}^{-1}$  a  $0,182 \text{ mg.L}^{-1}$  em fevereiro/01 e de  $0,046 \text{ mg.L}^{-1}$  a  $0,301 \text{ mg.L}^{-1}$ , em setembro/01. Maiores valores foram verificados no ribeirão Timotinho, tanto no primeiro quanto no segundo período de coletas, correspondendo a  $0,301$  e  $0,182 \text{ mg.L}^{-1}$ , respectivamente. Os resultados demonstraram que no período chuvoso (fevereiro/01), as concentrações de Zn

estiveram acima do limite estabelecido pela resolução CONAMA 20/86 ( $0,18 \text{ mg.L}^{-1}$ ) apenas no ribeirão Timotinho ( $0,182 \text{ mg.L}^{-1}$ ) enquanto no período seco (setembro/01) o ribeirão Timotinho ( $0,301 \text{ mg.L}^{-1}$ ) e rio Doce/Cenibra ( $0,235 \text{ mg.L}^{-1}$ ) apresentaram concentrações acima do limite estabelecido.

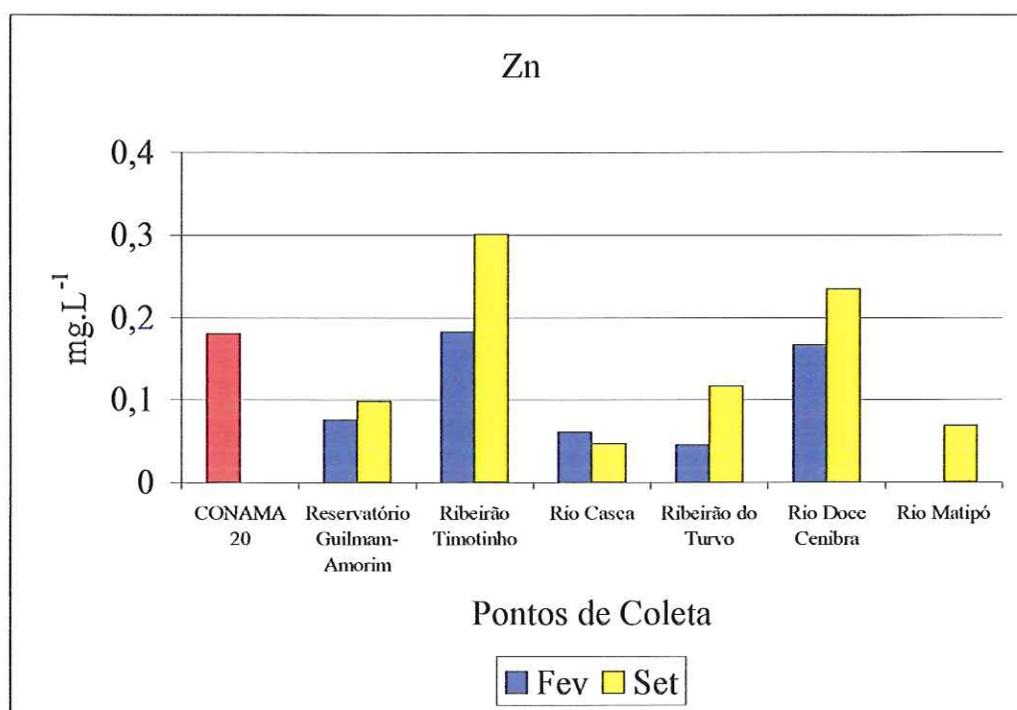


Figura 30. Concentrações de zinco ( $\text{mg.L}^{-1}$ ) nas amostras de água coletadas em diferentes trechos da Bacia do médio rio Doce-MG.

A Figura 31 mostra os resultados para o metal cádmio (Cd), os valores obtidos variaram desde concentrações não detectadas pelo espectrofotômetro (abaixo de  $0,002 \text{ mg.L}^{-1}$ ) até  $0,009 \text{ mg.L}^{-1}$  em fevereiro/01; e de valores não detectados (abaixo de  $0,002 \text{ mg.L}^{-1}$ ) a  $0,046 \text{ mg.L}^{-1}$  em setembro/01. Maiores concentrações foram encontradas no ribeirão Timotinho, correspondendo a  $0,046 \text{ mg.L}^{-1}$  e  $0,009 \text{ mg.L}^{-1}$  em setembro e fevereiro/01, respectivamente. Os valores de cádmio estiveram acima do limite estabelecido pela resolução CONAMA 20/86 ( $0,01 \text{ mg.L}^{-1}$ ) somente no segundo período de coletas, no ribeirão Timotinho ( $0,046 \text{ mg.L}^{-1}$ ), rio Doce/Cenibra ( $0,022 \text{ mg.L}^{-1}$ ) e rio Matipó ( $0,018 \text{ mg.L}^{-1}$ ).

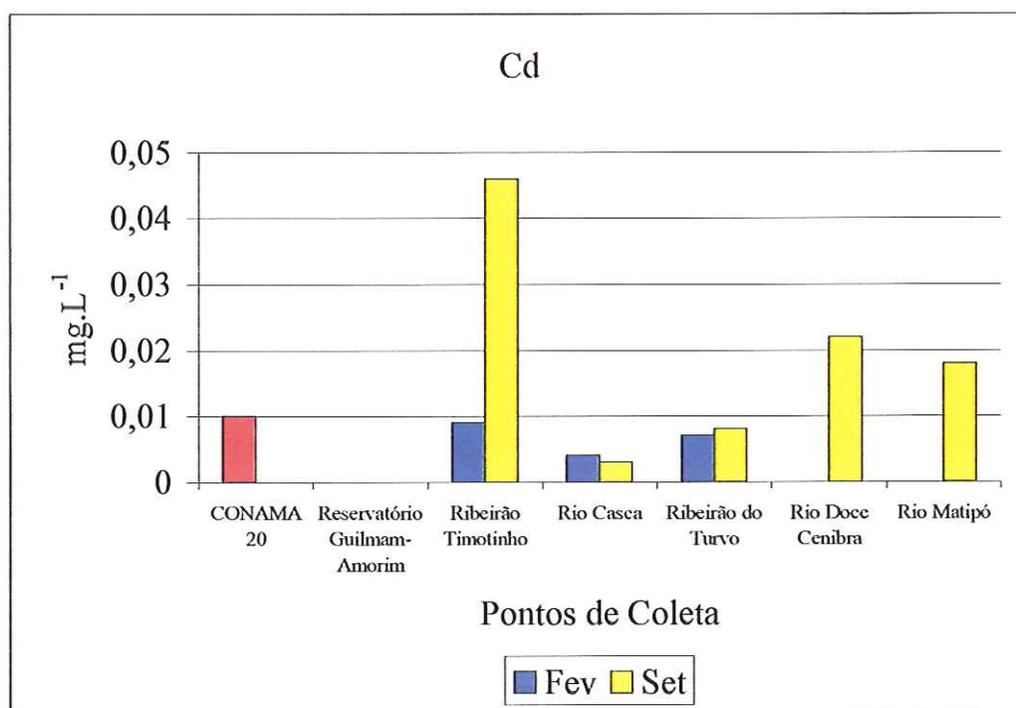


Figura 31- Concentrações de cádmio ( $\text{mg.L}^{-1}$ ) nas amostras de água coletadas em diferentes trechos da Bacia do médio rio Doce-MG.

Com relação ao Cobre (Cu), os valores obtidos em fevereiro/01 variaram entre  $0,045 \text{ mg.L}^{-1}$  e  $0,088 \text{ mg.L}^{-1}$  e entre  $0,037 \text{ mg.L}^{-1}$  e  $0,078 \text{ mg.L}^{-1}$  em setembro/01 (Figura 32). Os maiores valores foram observados no rio Doce/Cenibra ( $0,088 \text{ mg.L}^{-1}$ ) em fevereiro/01 e no ribeirão Timotinho ( $0,078 \text{ mg.L}^{-1}$ ) em setembro/01, embora todos os valores encontrados tenham estado acima do estabelecido pela resolução CONAMA 20/86 ( $0,02 \text{ mg.L}^{-1}$ ) nos dois períodos de estudo.

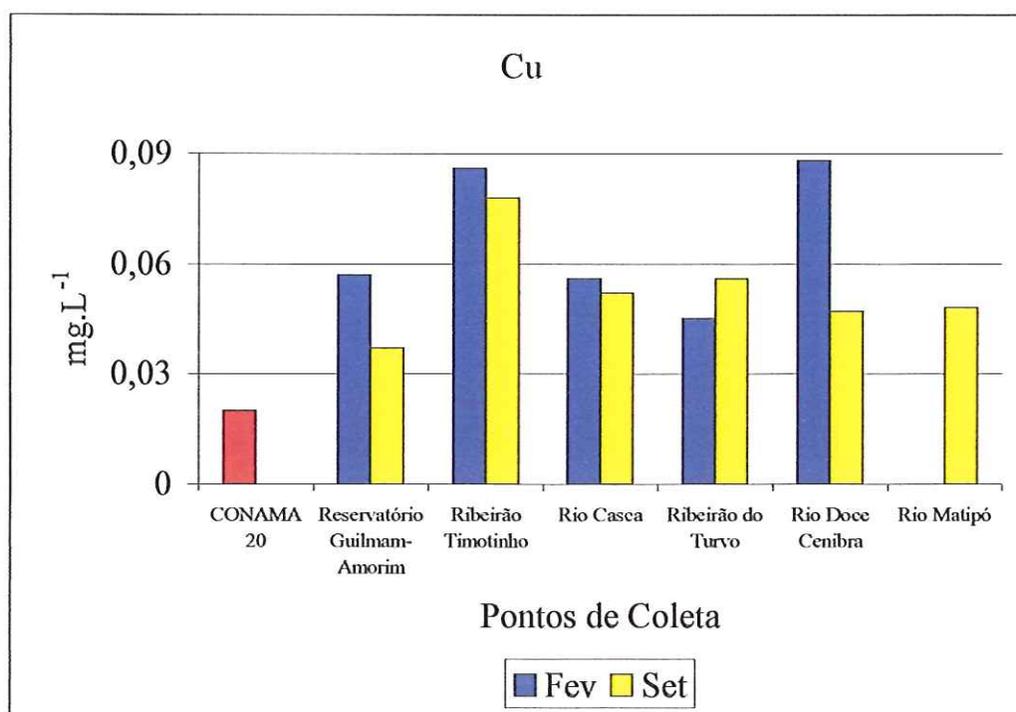


Figura 32- Concentrações de cobre ( $\text{mg.L}^{-1}$ ) nas amostras de água coletadas em diferentes trechos da Bacia do médio rio Doce-MG.

O Níquel (Ni) apresentou concentrações variando desde não detectado (abaixo do limite de  $0,01 \text{ mg.L}^{-1}$ ) a  $0,189 \text{ mg.L}^{-1}$  em fevereiro/01 e de não detectado a  $0,471 \text{ mg.L}^{-1}$  em setembro/01, como mostra a Figura 33. As maiores concentrações foram registradas no ribeirão Timotinho, correspondendo a  $0,189 \text{ mg.L}^{-1}$  e  $0,471 \text{ mg.L}^{-1}$  em fevereiro e setembro/01, respectivamente. Concentrações acima do limite estabelecido pela resolução CONAMA 20/86 ( $0,025 \text{ mg.L}^{-1}$ ) foram encontradas no ribeirão Timotinho ( $0,189 \text{ mg.L}^{-1}$ ) e rio Doce/Cenibra ( $0,045 \text{ mg.L}^{-1}$ ) em fevereiro/01 e no reservatório de Guilman-Amorim ( $0,054 \text{ mg.L}^{-1}$ ), ribeirão Timotinho ( $0,471 \text{ mg.L}^{-1}$ ) e rio Matipó ( $0,054 \text{ mg.L}^{-1}$ ) em setembro/01.

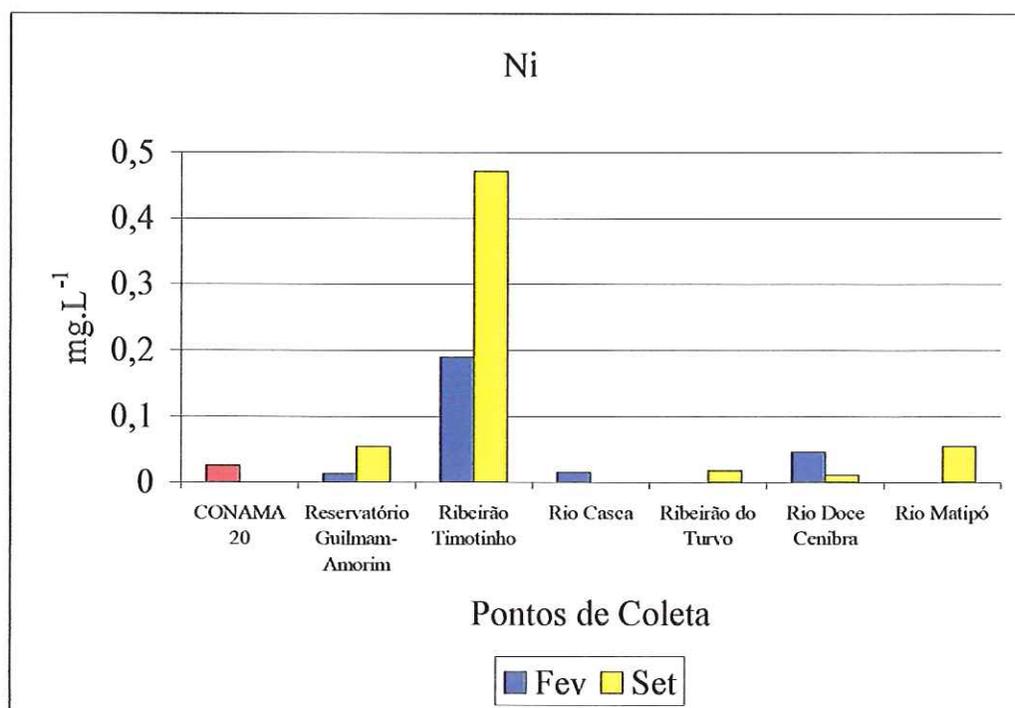


Figura 33- Concentrações de níquel ( $\text{mg.L}^{-1}$ ) nas amostras de água coletadas em diferentes trechos da Bacia do médio rio Doce-MG.

O Chumbo (Pb) apresentou concentrações elevadas em todos os pontos de coletas em ambos os períodos de estudo, as quais estiveram sempre acima do limite estabelecido pela resolução CONAMA20/86 ( $0,03 \text{ mg.L}^{-1}$ ), como mostra a Figura 34. Os valores encontrados em fevereiro/01 variaram entre  $0,064 \text{ mg.L}^{-1}$  e  $0,212 \text{ mg.L}^{-1}$  e entre  $0,396 \text{ mg.L}^{-1}$  e  $1,014 \text{ mg.L}^{-1}$  em setembro/01. As maiores concentrações foram registradas no ribeirão Timotinho, correspondendo a  $0,212 \text{ mg.L}^{-1}$  e  $1,014 \text{ mg.L}^{-1}$  no primeiro e segundo períodos de coleta.

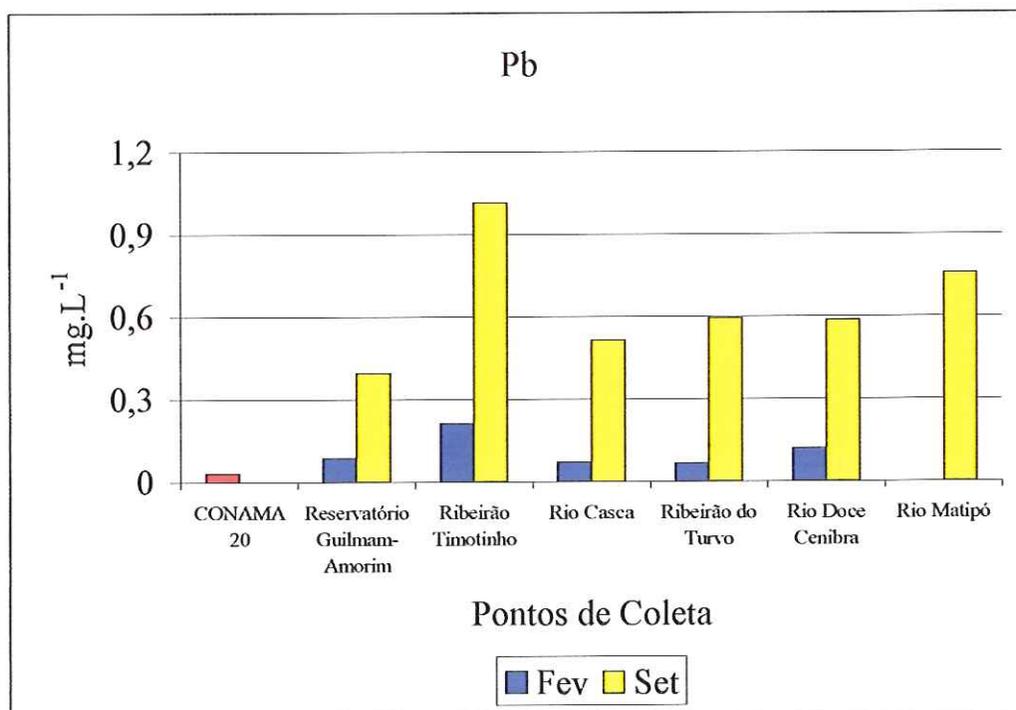


Figura 34- Concentrações de chumbo ( $\text{mg.L}^{-1}$ ) nas amostras de água coletadas em diferentes trechos da Bacia do médio rio Doce-MG.

Para o Cromo (Cr), os valores obtidos em fevereiro/01 variaram entre  $0,034 \text{ mg.L}^{-1}$  e  $0,250 \text{ mg.L}^{-1}$ ; e entre  $0,084 \text{ mg.L}^{-1}$  e  $0,249 \text{ mg.L}^{-1}$  em setembro/01 (Figura 35). A maior concentração de cromo foi registrada no ribeirão Timotinho no período chuvoso ( $0,250 \text{ mg.L}^{-1}$ ) e ( $0,249 \text{ mg.L}^{-1}$ ) no período seco. No primeiro período de coletas, as concentrações de Cr estiveram acima do limite estabelecido pela resolução CONAMA 20/86 ( $0,05 \text{ mg.L}^{-1}$ ) nos pontos ribeirão Timotinho ( $0,250 \text{ mg.L}^{-1}$ ), rio Casca ( $0,076 \text{ mg.L}^{-1}$ ) e rio Doce/Cenibra ( $0,160 \text{ mg.L}^{-1}$ ). No segundo período de coletas, todos os valores estiveram acima do estabelecido pela resolução CONAMA 20/86.

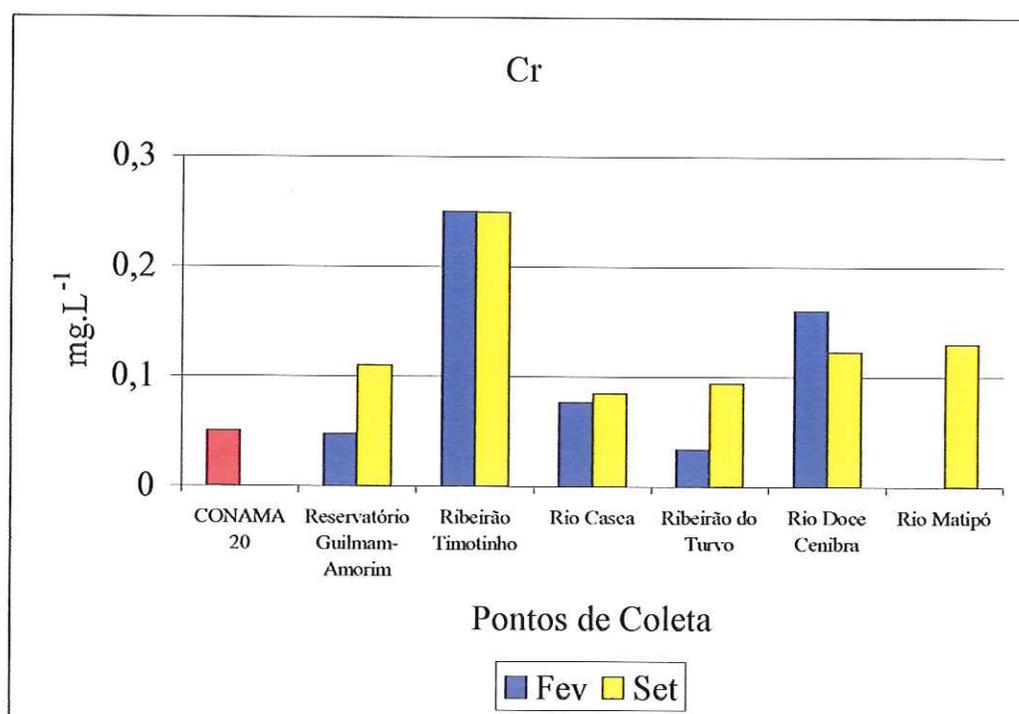


Figura 35- Concentrações de cromo ( $\text{mg.L}^{-1}$ ) nas amostras de água coletadas em diferentes trechos da Bacia do médio rio Doce-MG.

Com relação ao Manganês (Mn), foram encontrados valores obtidos no período de chuva variando de  $0,252 \text{ mg.L}^{-1}$  a  $3,125 \text{ mg.L}^{-1}$ ; e de  $0,149 \text{ mg.L}^{-1}$  a  $3,444 \text{ mg.L}^{-1}$  em setembro/01 (Figura 36). Os maiores valores também foram verificados no ribeirão Timotinho correspondendo a  $3,125 \text{ mg.L}^{-1}$  em fevereiro/01 e a  $3,444 \text{ mg.L}^{-1}$  em setembro/01. No caso do Mn, todos os ponto de coleta apresentaram limites acima do estabelecido pela resolução CONAMA 20/86 ( $0,10 \text{ mg.L}^{-1}$ ) nos dois períodos de estudo.

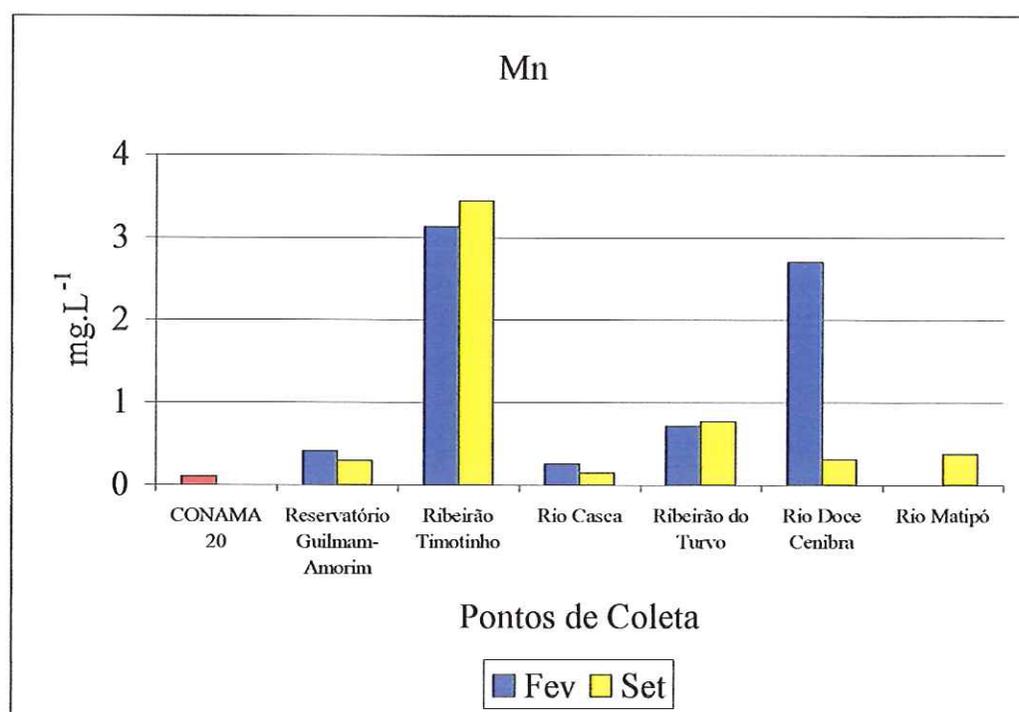


Figura 36- Concentrações de manganês ( $\text{mg.L}^{-1}$ ) nas amostras de água coletadas em diferentes trechos da Bacia do médio rio Doce-MG.

O elemento Ferro (Fe) apresentou concentrações muito elevadas em todos os pontos e períodos de coleta, as quais estiveram acima do estabelecido pela resolução CONAMA 20/86 (Figura 37). Entretanto, é importante lembrar, que tanto Fe como Mn ocorrem naturalmente em elevadas concentrações na região estudada. Os valores obtidos variaram de  $4,327 \text{ mg.L}^{-1}$  a  $30,880 \text{ mg.L}^{-1}$  em fevereiro/01 e de  $3,781 \text{ mg.L}^{-1}$  a  $17,636 \text{ mg.L}^{-1}$  em setembro/01. As maiores concentrações foram verificadas no ribeirão Timotinho, tanto no primeiro ( $30,880 \text{ mg.L}^{-1}$ ) quanto no segundo ( $17,636 \text{ mg.L}^{-1}$ ) período de amostragem.

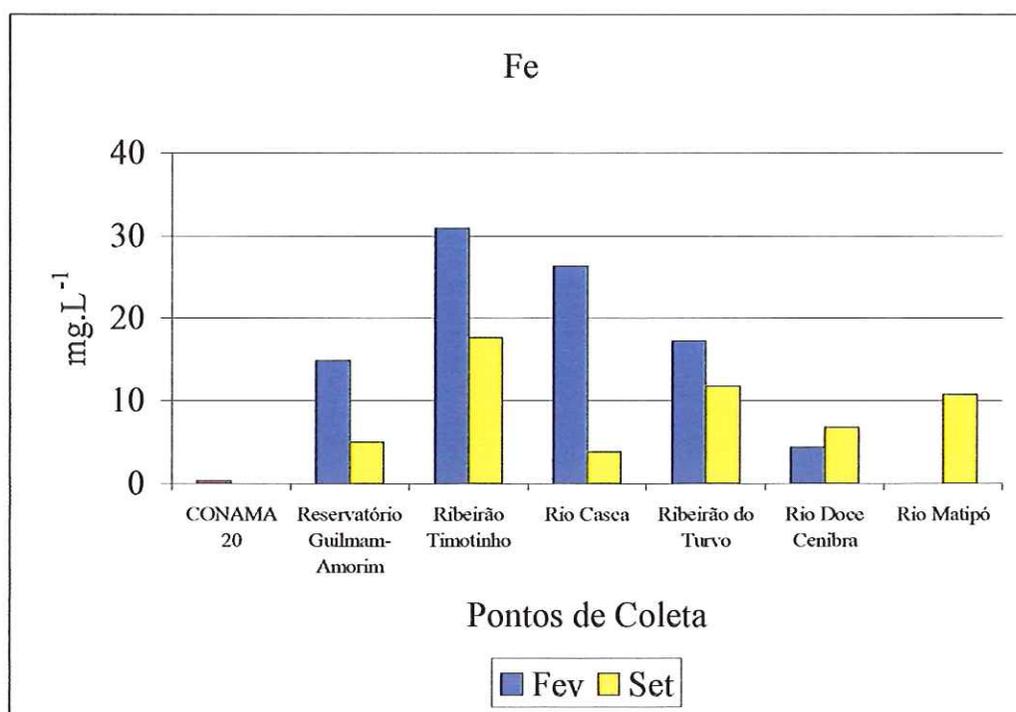


Figura 37- Concentrações de ferro ( $\text{mg.L}^{-1}$ ) nas amostras de água coletadas em diferentes trechos da Bacia do médio Rio Doce-MG.

A água coletada nos pontos 2 (ribeirão Timotinho) e 5 (rio Doce/Cenibra) apresentaram valores de metais muito acima dos estabelecidos para a maioria dos metais analisados, em ambos os períodos de amostragem. Esses elevados valores estiveram provavelmente relacionados à qualidade de efluentes lançados nestes locais. O ponto 2 (ribeirão Timotinho) recebe efluentes de siderurgia (Acesita) além de esgotos domésticos e o ponto 5 (rio Doce/Cenibra) recebe efluentes de uma indústria de celulose (Cenibra), onde este tipo de atividade emprega vários metais como cromo, cobre, mercúrio, chumbo, níquel e zinco em seu processo de produção (FORSTNER & WITTMANN, 1979). Destacaram-se também os valores encontrados no ponto 4 (ribeirão do Turvo) localizado dentro do Parque Estadual do Rio Doce-MG, onde Cu, Pb e Cr estiveram acima do limite estabelecido pela resolução CONAMA 20/86.

A Tabela 5 compara as maiores concentrações de metais obtidas por OBERDÁ (1996) às maiores concentrações obtidas no presente estudo no trecho médio da Bacia do rio Doce-MG. Em todos os casos, as concentrações de metais apresentaram aumento significativo, o que indicou aumento na degradação dos locais estudados.

Tabela 5- Concentrações máximas de Cr, Pb, Ni, Cu e Zn em amostras de água do trecho médio da Bacia do rio Doce-MG, comparando-se os períodos de chuva e seca. Os valores em vermelho representam as concentrações obtidas no presente estudo e os demais valores correspondem aos dados obtidos por OBERDÁ 1996.

Metais	Período chuvoso (mg.L <sup>-1</sup> )	Período de Seca (mg.L <sup>-1</sup> )
Cromo	0,090	0,060
	0,250	0,249
Chumbo	0,039	0,027
	0,212	1,014
Níquel	0,004	0,018
	0,189	0,471
Cobre	0,009	0,009
	0,088	0,078
Zinco	0,110	0,100
	0,182	0,301

RIETZLER et al. (2001) também verificaram que os efluentes lançados por indústrias e um aterro sanitário nos principais tributários da represa da Pampulha (MG) estiveram em grande parte representados por metais pesados, principalmente cromo, chumbo e cádmio, cujos valores ultrapassaram respectivamente 18 ; 27,5 e 180 vezes os limites estabelecidos para águas classe 2. Embora em concentrações mais elevadas que as encontradas no presente estudo, particularmente no período chuvoso, ambos os estudos mostraram níveis de contaminação por metais acima do permitido pela legislação, demonstrando a influência de atividades antrópicas em sistemas aquáticos.

#### 6.4.2- Concentração de Metais Biodisponíveis no Sedimento

Os resultados de metais biodisponíveis no sedimento encontram-se nas Figuras 38 a 46 e nas Tabelas 3 e 4 em anexo. Os valores de Zinco (Zn) biodisponível variaram entre 0,032 mg.Kg<sup>-1</sup> e 0,771 mg.Kg<sup>-1</sup> em fevereiro/01 e de 0,023 mg.Kg<sup>-1</sup> a 0,218 mg.Kg<sup>-1</sup> em setembro/01(Figura 38). A maior concentração de zinco foi verificada no ribeirão Timotinho (0,771 mg.Kg<sup>-1</sup>) em fevereiro/01 e a menor concentração foi encontrada no ribeirão do Turvo (0,023 mg.Kg<sup>-1</sup>) em setembro/01.

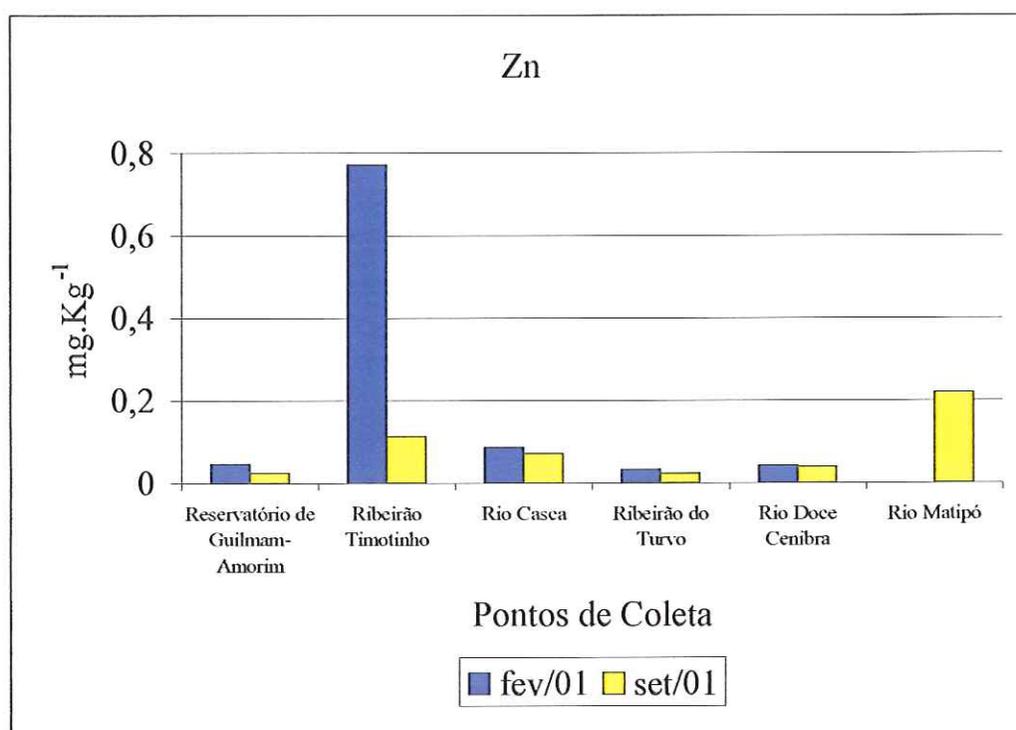


Figura 38- Concentrações de zinco biodisponíveis ( $\text{mg.Kg}^{-1}$ ) nas amostras de sedimento coletadas em diferentes trechos da Bacia do médio rio Doce-MG.

Quanto ao Cádmio (Cd) biodisponível no sedimento, este não foi verificado em nenhum período de amostragem ficando abaixo do limite de detecção do espectrofotômetro que é de  $0,002 \text{ mg.Kg}^{-1}$ .

Para o Cobre (Cu), as concentrações biodisponíveis variaram de  $0,024 \text{ mg.Kg}^{-1}$  a  $0,102 \text{ mg.Kg}^{-1}$  em fevereiro/01 e de  $0,013 \text{ mg.Kg}^{-1}$  a  $0,114 \text{ mg.Kg}^{-1}$  em setembro/01 (Figura 39). A maior concentração foi encontrada no rio Matipó ( $0,114 \text{ mg.Kg}^{-1}$ ) em set/01 e a menor concentração foi verificada no rio Doce/Cenibra ( $0,013 \text{ mg.Kg}^{-1}$ ) no mesmo período de amostragem.

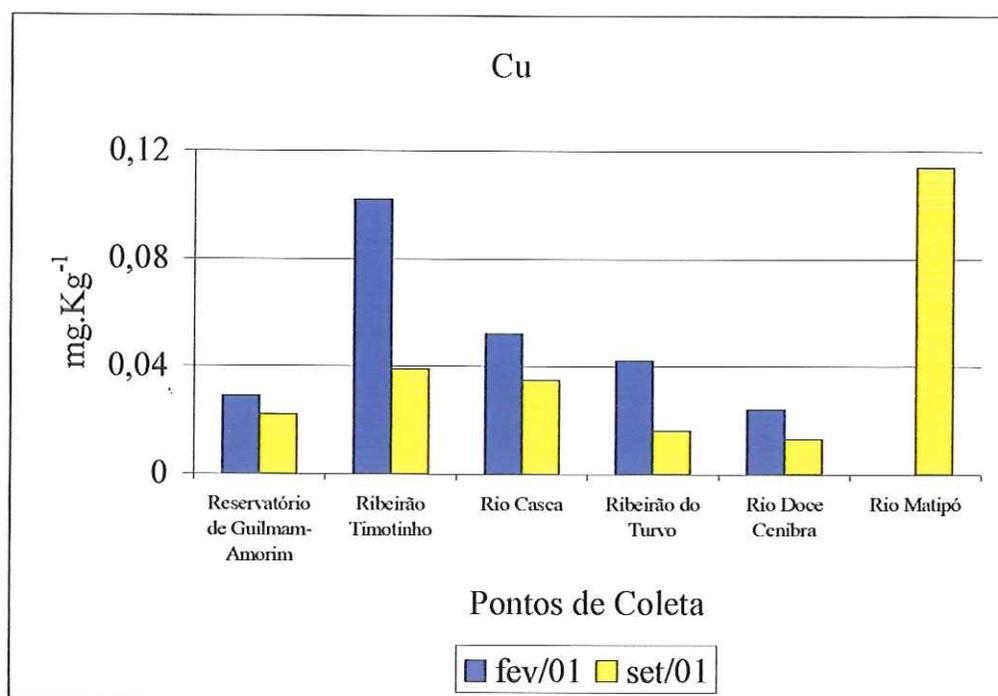


Figura 39- Concentrações de cobre biodisponíveis (mg.Kg<sup>-1</sup>) nas amostras de sedimento coletadas em diferentes trechos da Bacia do médio rio Doce-MG.

Para o metal níquel (Ni) as concentrações biodisponíveis no sedimento variaram desde não detectado (abaixo do limite de detecção 0,01 mg.Kg<sup>-1</sup>) a 0,179 mg.Kg<sup>-1</sup> em fevereiro/01 e de não detectado a 0,351 mg.Kg<sup>-1</sup> em setembro/01, como mostra a Figura 40. A maior concentração foi registrada no ribeirão Timotinho (0,351 mg.Kg<sup>-1</sup> set/01) e a menor concentração no ribeirão do Turvo (0,010 mg.Kg<sup>-1</sup> set/01).

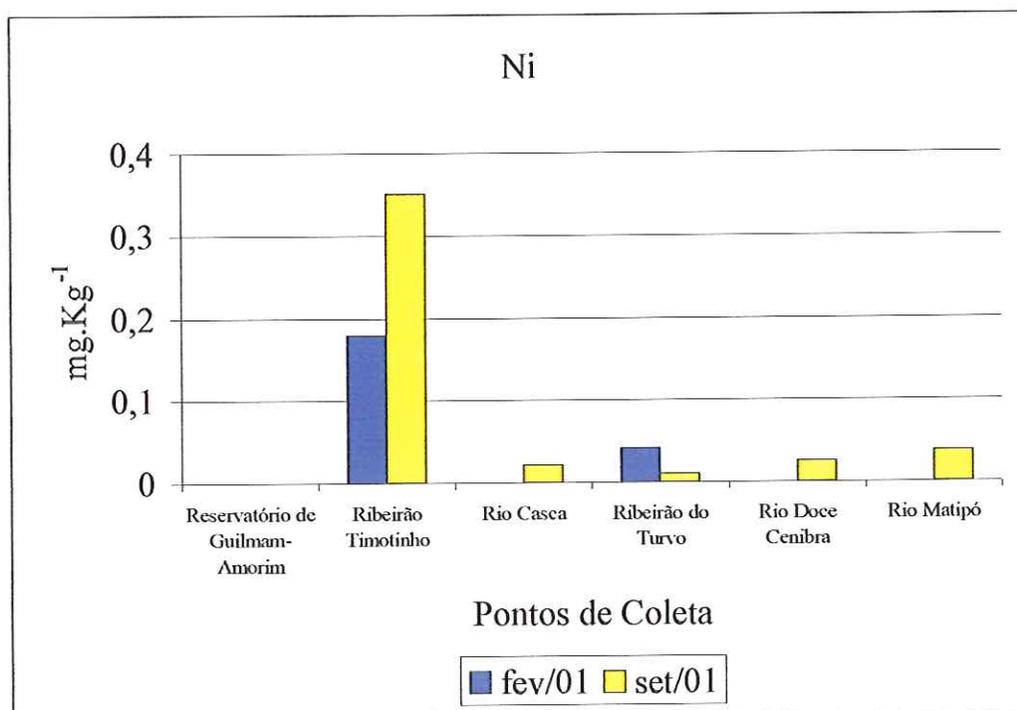


Figura 40- Concentrações de níquel biodisponíveis ( $\text{mg.Kg}^{-1}$ ) nas amostras de sedimento coletadas em diferentes trechos da Bacia do médio rio Doce-MG.

Para o Chumbo (Pb), os valores variaram de  $0,064 \text{ mg.Kg}^{-1}$  a  $0,212 \text{ mg.Kg}^{-1}$  em fevereiro/01 e de  $0,308 \text{ mg.Kg}^{-1}$  a  $0,444 \text{ mg.Kg}^{-1}$  em setembro/01 (Figura 41). A maior concentração de chumbo biodisponível foi encontrada no ribeirão Timotinho ( $0,444 \text{ mg.Kg}^{-1}$  em set/01) e a menor concentração foi verificada no ribeirão do Turvo ( $0,064 \text{ mg.Kg}^{-1}$  em fev/01).

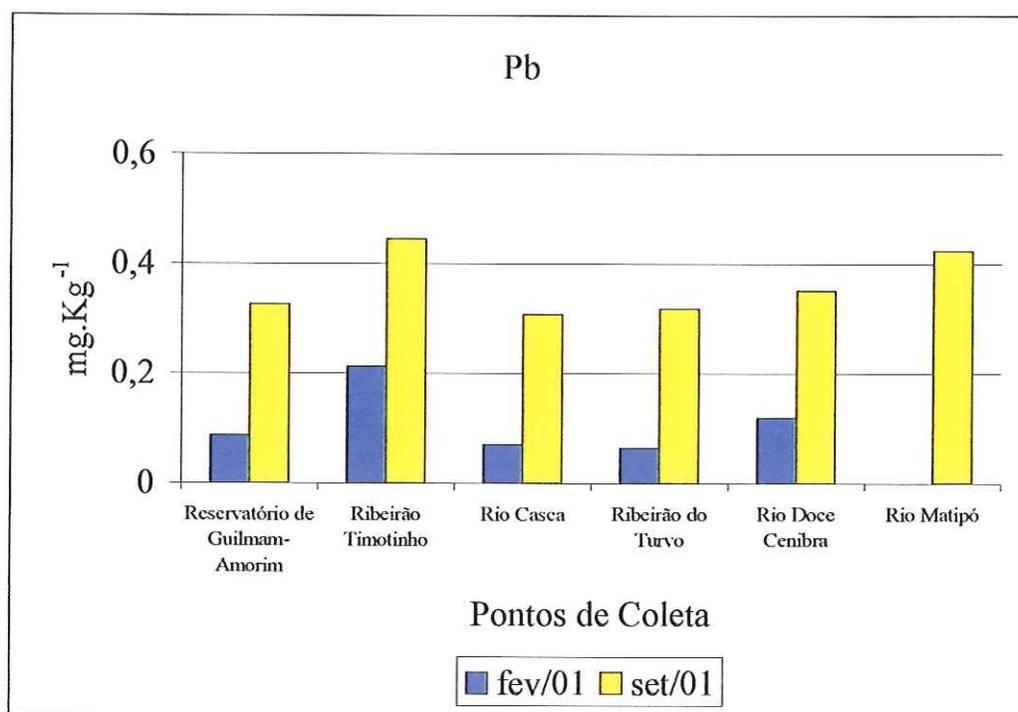


Figura 41- Concentrações de chumbo biodisponíveis ( $\text{mg.Kg}^{-1}$ ) nas amostras de sedimento coletadas em diferentes trechos da Bacia do médio rio Doce-MG.

Quanto ao Cromo (Cr), as concentrações biodisponíveis variaram de não detectado (abaixo do limite de quantificação do aparelho  $0,006 \text{ mg.Kg}^{-1}$ ) a  $0,092 \text{ mg.Kg}^{-1}$  em fevereiro/01; e de  $0,030 \text{ mg.Kg}^{-1}$  a  $0,214 \text{ mg.Kg}^{-1}$  em setembro/01, como mostra a Figura 42. Os maiores valores foram registrados em set/01 com o valor máximo de  $0,214 \text{ mg.Kg}^{-1}$  no ponto 2 (ribeirão Timotinho) e o menor valor ( $0,006 \text{ mg.Kg}^{-1}$ ) no ponto 1 (reservatório de Guilman-Amorim) em fev/01.

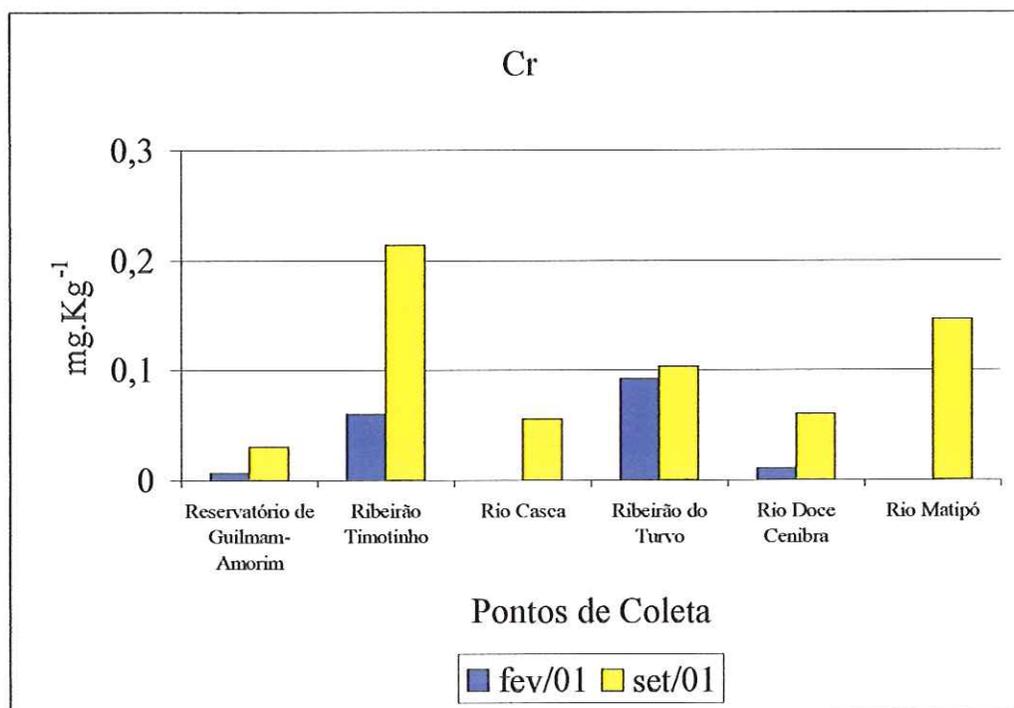


Figura 42- Concentrações de cromo biodisponíveis ( $\text{mg.Kg}^{-1}$ ) nas amostras de sedimento coletadas em diferentes trechos da Bacia do médio rio Doce-MG.

Para o Manganês (Mn), os valores biodisponíveis variaram entre  $0,978 \text{ mg.Kg}^{-1}$  e  $20,338 \text{ mg.Kg}^{-1}$  em fevereiro/01 e de  $0,560 \text{ mg.Kg}^{-1}$  a  $7,890 \text{ mg.Kg}^{-1}$  em setembro/01 (Figura 43), tendo sido encontrada uma maior concentração deste metal no ponto 4 (ribeirão do Turvo) em fev/01 ( $20,338 \text{ mg.Kg}^{-1}$ ) enquanto a menor concentração foi verificada no ponto 5 (rio Doce/Cenibra) em set/01 ( $0,560 \text{ mg.Kg}^{-1}$ ).

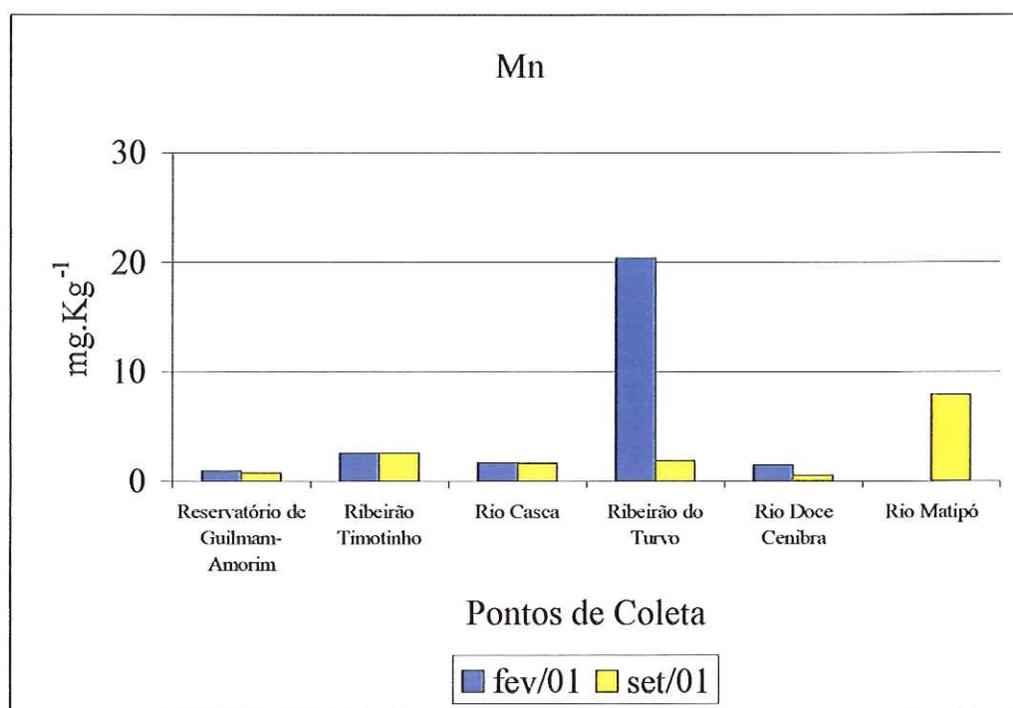


Figura 43- Concentrações de manganês biodisponíveis ( $\text{mg.Kg}^{-1}$ ) nas amostras de sedimento coletadas em diferentes trechos da Bacia do médio rio Doce-MG.

Os resultados das análises de Ferro (Fe) biodisponível mostraram valores entre  $2,140 \text{ mg.Kg}^{-1}$  e  $46,919 \text{ mg.Kg}^{-1}$  em fevereiro/01 e entre  $2,928 \text{ mg.Kg}^{-1}$  e  $59,130 \text{ mg.Kg}^{-1}$  em setembro/01 (Figura 44). A maior concentração biodisponível de Fe foi detectada no ribeirão Timotinho ( $59,139 \text{ mg.Kg}^{-1}$  em set/01), enquanto o menor valor de concentração foi verificado no reservatório de Guilman-Amorim ( $2,140 \text{ mg.Kg}^{-1}$  em fev/01).

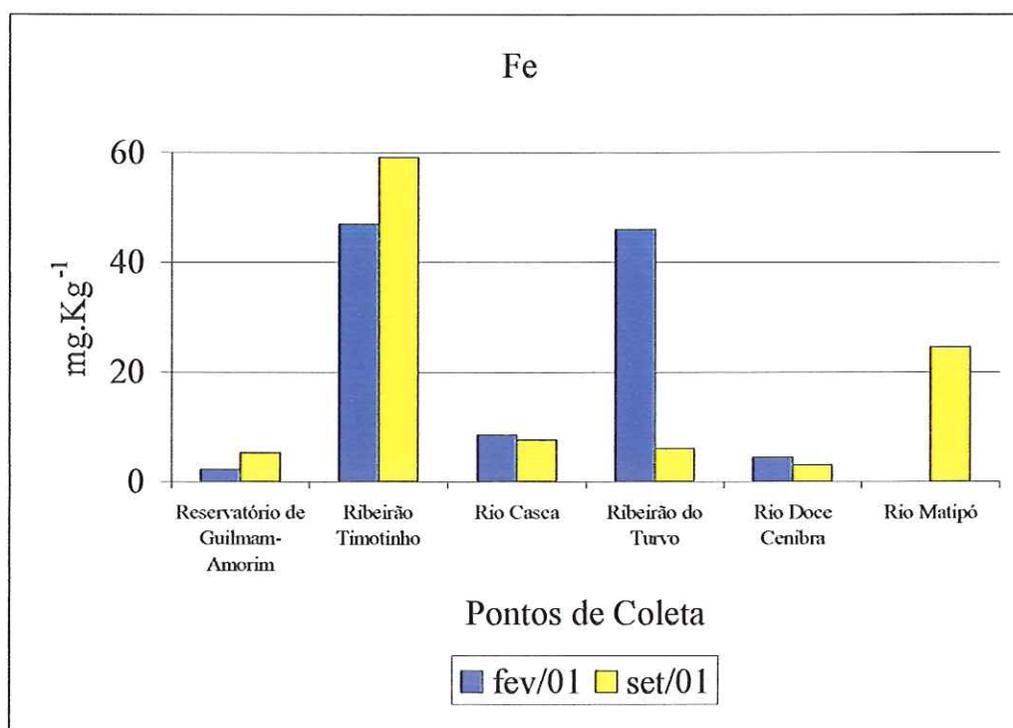


Figura 44- Concentrações de ferro biodisponíveis (mg.Kg<sup>-1</sup>) nas amostras de sedimento coletadas em diferentes trechos da Bacia do médio rio Doce-MG.

O elemento cobalto (Co) apresentou concentrações que variaram de 0,002 mg.Kg<sup>-1</sup> a 0,034 mg.Kg<sup>-1</sup> em fevereiro/01 e de 0,032 mg.Kg<sup>-1</sup> a 0,114 mg.Kg<sup>-1</sup> em setembro/01 (Figura 45). A maior concentração foi verificada no rio Matipó (0,114 mg.Kg<sup>-1</sup> em set/01) e a menor concentração foi encontrada no reservatório de Guilman-Amorim (0,002 mg.Kg<sup>-1</sup> em fev/01).

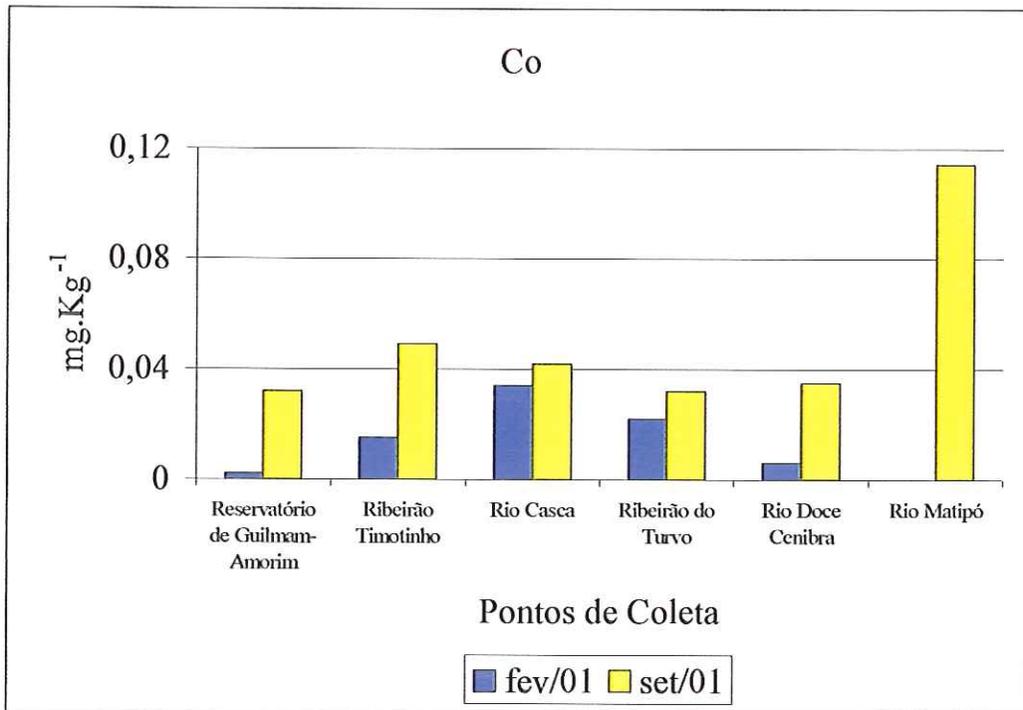


Figura 45- Concentrações de cobalto biodisponíveis ( $\text{mg.Kg}^{-1}$ ) nas amostras de sedimento coletadas em diferentes trechos da Bacia do médio rio Doce-MG.

O cobalto faz parte dos elementos indispensáveis ao desenvolvimento e crescimento da maioria dos animais, sendo um elemento que não apresenta abundância mas pode ser distribuído nas rochas, em águas minerais e no carvão. Praticamente todo cobalto que se utiliza no mundo provém do tratamento de minérios complexados com outros elementos, como cobre e níquel (<http://www.oligoelementos.com.br>).

Com relação ao elemento Cálcio (Ca), as concentrações biodisponíveis variaram de  $3,015 \text{ mg.Kg}^{-1}$  a  $111,297 \text{ mg.Kg}^{-1}$  em fevereiro/01 e de  $0,114 \text{ mg.Kg}^{-1}$  a  $5,292 \text{ mg.Kg}^{-1}$  em setembro/01 (Figura 46). A maior concentração ( $111,297 \text{ mg.Kg}^{-1}$ ) foi registrada no ribeirão do Turvo em fev/01 e a menor concentração ( $0,114 \text{ mg.Kg}^{-1}$ ) no rio Doce/Cenibra em set/01.

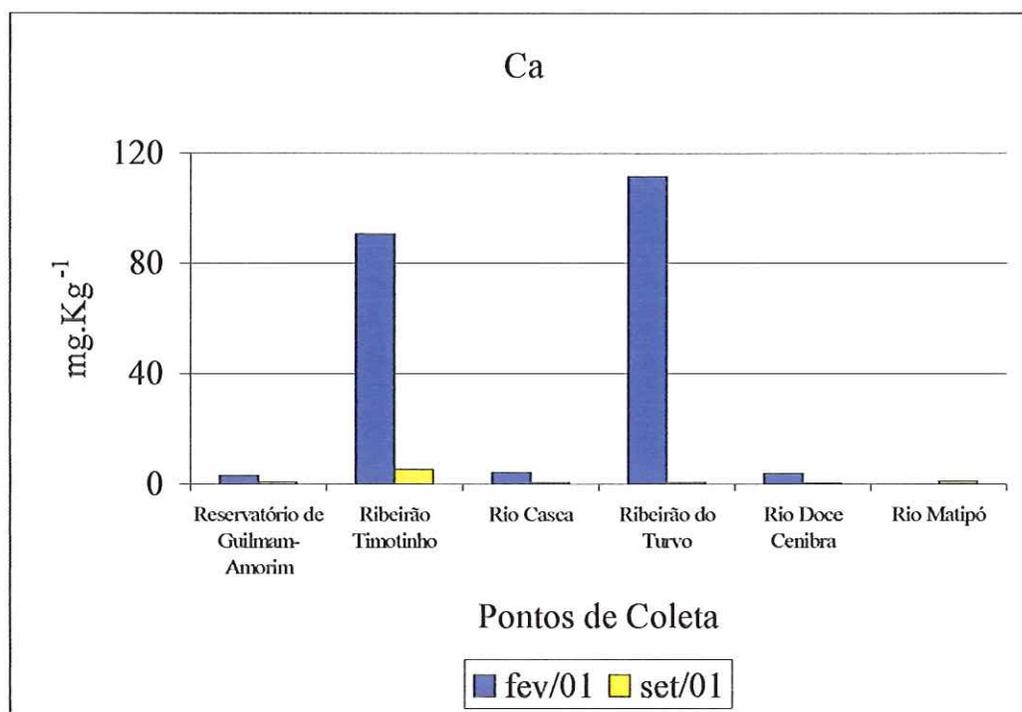


Figura 46- Concentrações de cálcio biodisponíveis ( $\text{mg.Kg}^{-1}$ ) nas amostras de sedimento coletadas em diferentes trechos da Bacia do médio rio Doce-MG.

É importante se conhecer as concentrações de cálcio biodisponíveis, pois este elemento apresenta papel fundamental na estabilização das proteínas constituintes das membranas e a maioria dos peixes teleósteos, quando crescem tendem a aumentar continuamente a quantidade de cálcio corpóreo total. Para atender a esse requerimento constante e compensar as perdas de cálcio por difusão, através do tegumento e via produção de urina e fezes, os peixes de água doce absorvem cálcio ativamente a partir do alimento e meio externo (FENWICK, 1989).

De acordo com ESTEVES (1988), os sedimentos apresentam capacidade de acumular compostos poluentes (orgânicos e inorgânicos). Dentre os compostos inorgânicos, os elementos metálicos causam grande preocupação por serem elementos conservativos não biodegradáveis, permanecendo no ambiente e podendo atingir toda a cadeia trófica.

Os sedimentos desempenham importante papel na poluição por metais em sistemas fluviais, pois refletem a quantidade corrente no sistema aquático e podem ser utilizados para a detecção de contaminantes que não permanecem solúveis após o lançamento na água superficial. Portanto, os sedimentos agem como carreadores de metais, podendo ser

biodisponibilizados na coluna d'água em função das mudanças nas condições ambientais (FORSTNER & WITTMANN., 1983; MOZETO, 1996).

A biodisponibilidade de metais no sedimento está relacionada com vários fatores físicos, químicos e biológicos como o tamanho das partículas (granulometria), condições de redução, ligações com sulfetos e carbono orgânico, balanço entre as concentrações de Fe e Mn, concentração de ligantes, pH e temperatura (SLOTTON & REUTER, 1995; CAMPBELL et. al., 1988). Os sedimentos, portanto, podem funcionar como depósito de metais assim como fonte destes para a coluna d'água.

#### **6.4.3- Concentração de Metais Totais no Sedimento**

Os resultados das análises de metais totais no sedimento estão representados nas Figuras 47 a 56 e Tabelas 5 e 6 em anexo. As concentrações de Zinco total nos sedimentos coletados em fev/01 variaram entre 0,198 a 1,429 mg.Kg<sup>-1</sup> e em set/01 variaram de 0,020 a 0,471 mg.Kg<sup>-1</sup> (Figura 47). O valor máximo, encontrado no ribeirão Timotinho em fev/01, foi de 1,429 mg.Kg<sup>-1</sup> e o valor mínimo encontrado no ribeirão do Turvo no mesmo período foi de 0,198 mg.Kg<sup>-1</sup>. Nas análises de set/01, o valor máximo foi determinado no rio Matipó (0,475 mg.Kg<sup>-1</sup>) e o mínimo no rio Casca (0,020 mg.Kg<sup>-1</sup>).

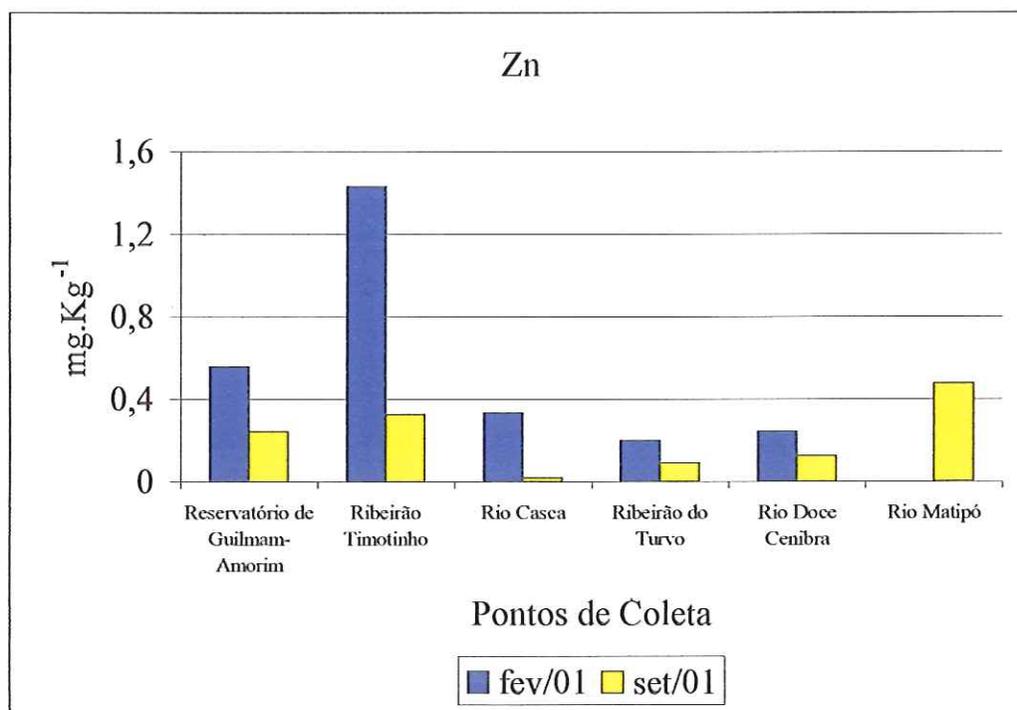


Figura 47- Concentrações totais de zinco ( $\text{mg.Kg}^{-1}$ ) nas amostras de sedimento coletadas em diferentes trechos da Bacia do médio rio Doce-MG.

As concentrações de Cádmiio total nos sedimentos coletados em fevereiro/01 variaram entre  $0,027$  a  $0,036 \text{ mg.Kg}^{-1}$  e entre  $0,030$  e  $0,047 \text{ mg.Kg}^{-1}$  em setembro/01, como mostra a Figura 48. Em fev/01, o valor máximo foi observado no ribeirão do Turvo ( $0,036 \text{ mg.Kg}^{-1}$ ) e o valor mínimo no rio Doce/Cenibra ( $0,027 \text{ mg.Kg}^{-1}$ ). Em set/01, o valor máximo foi observado no rio Matipó ( $0,047 \text{ mg.Kg}^{-1}$ ) e o valor mínimo ( $0,030 \text{ mg.Kg}^{-1}$ ) no rio Doce/Cenibra.

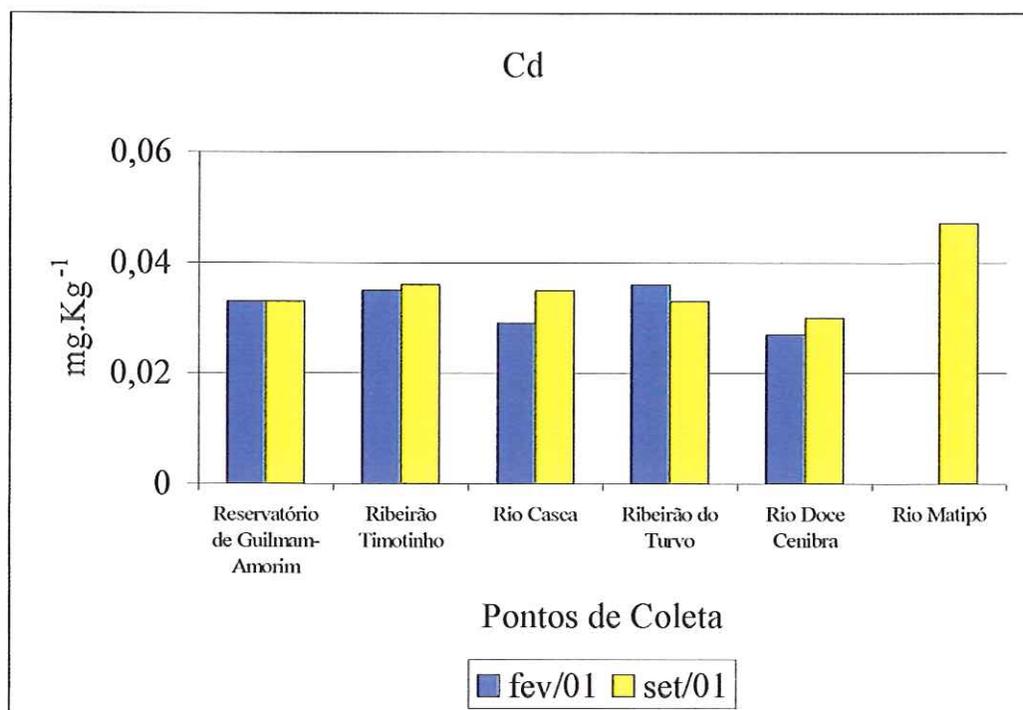


Figura 48- Concentrações totais de cádmio ( $\text{mg.Kg}^{-1}$ ) nas amostras de sedimento coletadas em diferentes trechos da Bacia do médio rio Doce-MG.

As concentrações de Cobre total nos sedimentos coletados em fev/01 variaram entre 0,055 a 0,172  $\text{mg.Kg}^{-1}$  e em set/01 entre 0,009 a 0,172  $\text{mg.Kg}^{-1}$  (Figura 49). Em fev/01, o valor máximo foi encontrado no ribeirão Timotinho (0,172  $\text{mg.Kg}^{-1}$ ) e o mínimo no reservatório Guilman-Amorim (0,055  $\text{mg.Kg}^{-1}$ ). Em set/01, o valor máximo foi verificado no rio Matipó (0,172  $\text{mg.Kg}^{-1}$ ) e o mínimo no ribeirão do Turvo (0,009  $\text{mg.Kg}^{-1}$ ).

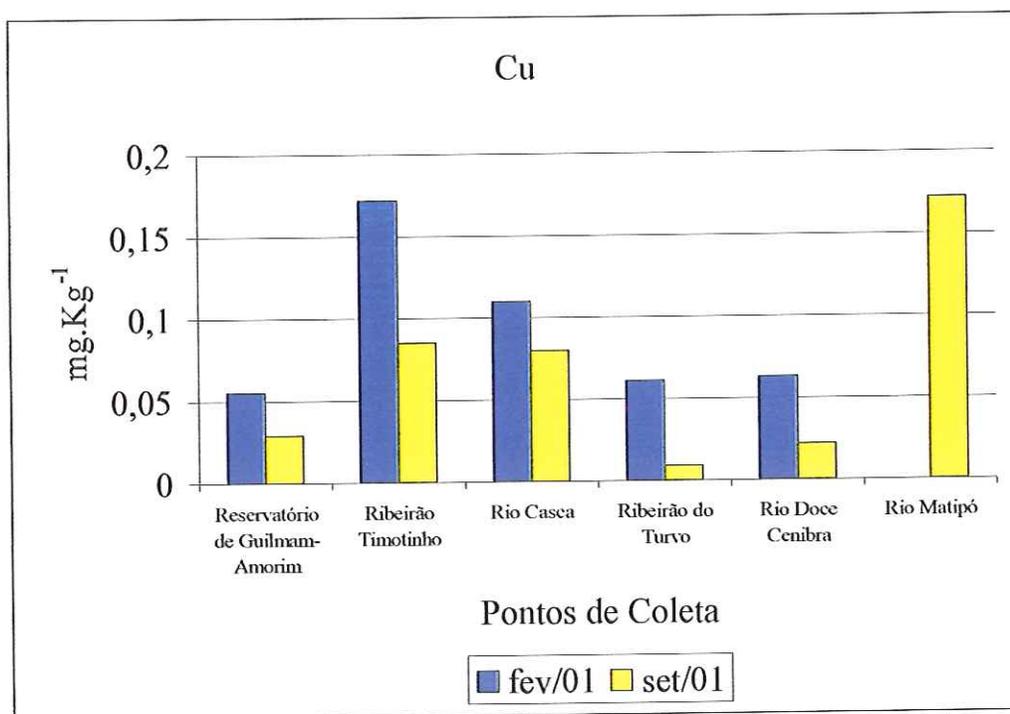


Figura 49- Concentrações totais de cobre ( $\text{mg.Kg}^{-1}$ ) nas amostras de sedimento coletadas em diferentes trechos da Bacia do médio rio Doce-MG.

As concentrações de Níquel total nos sedimentos coletados em fev/01 variaram entre 1,408 e 4,373  $\text{mg.Kg}^{-1}$  em fevereiro/01 e entre 2,078 e 4,987  $\text{mg.Kg}^{-1}$  em setembro/01, o que pode ser verificado pela Figura 50. No primeiro período de coletas (fev/01), o valor máximo foi encontrado no ribeirão do Turvo (4,372  $\text{mg.Kg}^{-1}$ ) e o valor mínimo no rio Casca (1,408  $\text{mg.Kg}^{-1}$ ). No segundo período de coletas (set/01), o valor máximo foi verificado no ribeirão Timotinho (4,987  $\text{mg.Kg}^{-1}$ ) enquanto o mínimo no rio Doce/Cenibra (2,078  $\text{mg.Kg}^{-1}$ ).

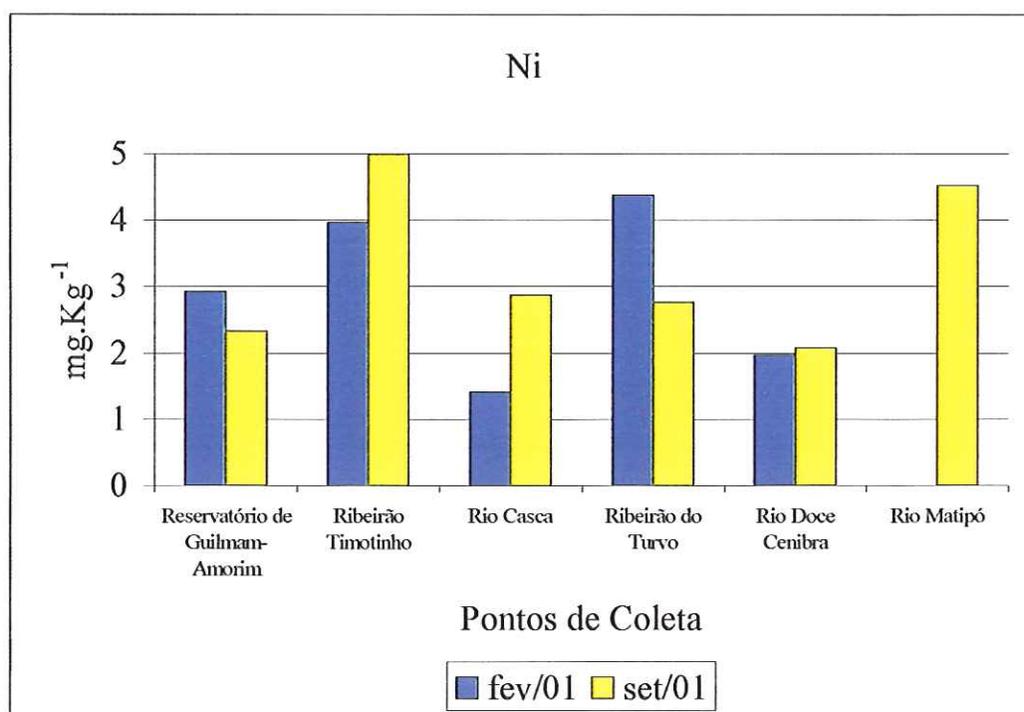


Figura 50- Concentrações totais de níquel ( $\text{mg.Kg}^{-1}$ ) nas amostras de sedimento coletadas em diferentes trechos da Bacia do médio rio Doce-MG.

As concentrações de Chumbo total nos sedimentos coletados em fevereiro/01 variaram entre  $0,297$  a  $0,662 \text{ mg.Kg}^{-1}$  e em setembro/01 entre  $0,272$  a  $0,505 \text{ mg.Kg}^{-1}$ . Em fev/01, o valor máximo foi observado no reservatório Guilman-Amorim ( $0,662 \text{ mg.Kg}^{-1}$ ) e o mínimo no rio Casca ( $0,297 \text{ mg.Kg}^{-1}$ ). Em set/01, o valor máximo foi de  $0,505 \text{ mg.Kg}^{-1}$  no ribeirão Timotinho e o valor mínimo de  $0,272 \text{ mg.Kg}^{-1}$  no rio Doce/Cenibra (Figura 51). As concentrações de Cromo total nos sedimentos variaram de  $0,431$  a  $1,049 \text{ mg.Kg}^{-1}$  no primeiro período de coletas e de  $0,174$  a  $1,131 \text{ mg.Kg}^{-1}$  no segundo período. Em fev/01, o valor máximo foi observado no ribeirão do Turvo ( $1,049 \text{ mg.Kg}^{-1}$ ) e o valor mínimo ( $0,431 \text{ mg.Kg}^{-1}$ ) no reservatório Guilman-Amorim. Em set/01, o valor máximo observado foi de  $1,131 \text{ mg.Kg}^{-1}$  no ribeirão Timotinho e o valor mínimo ( $0,174 \text{ mg.Kg}^{-1}$ ) no rio Doce/Cenibra (Figura 52).

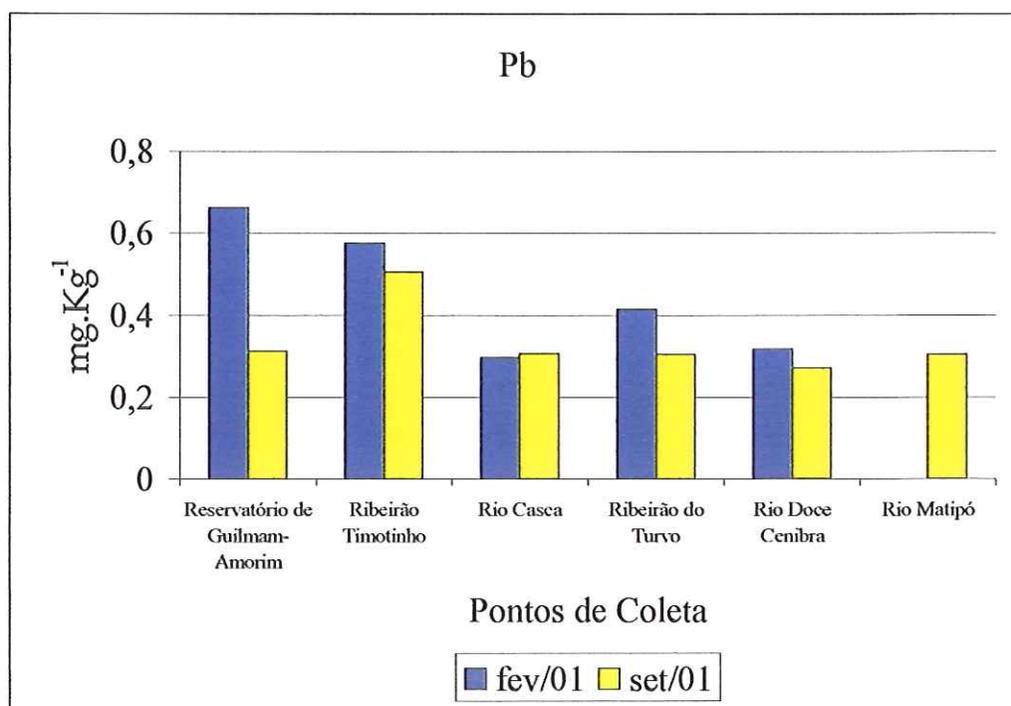


Figura 51-Concentrações totais de chumbo ( $\text{mg.Kg}^{-1}$ ) nas amostras de sedimento coletadas em diferentes trechos da Bacia do médio rio Doce MG.

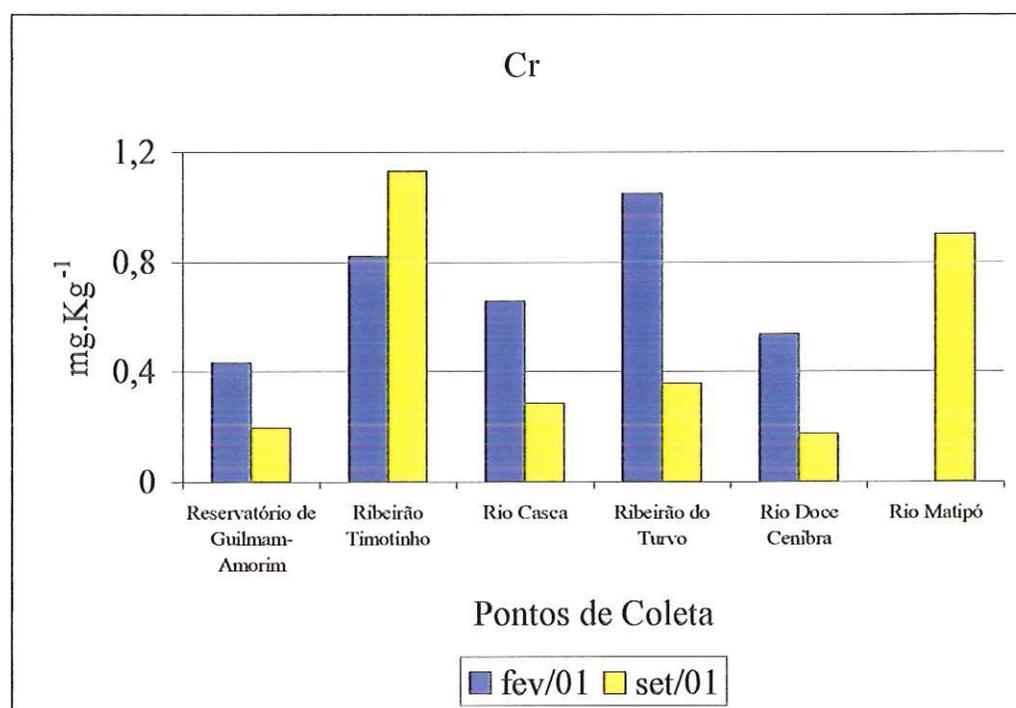


Figura 52-Concentrações totais de cromo ( $\text{mg.Kg}^{-1}$ ) nas amostras de sedimento coletadas em diferentes trechos da Bacia do médio rio Doce-MG.

Em relação às concentrações de Manganês total nos sedimentos coletados, estes variaram entre 2,241 a 25,526  $\text{mg.Kg}^{-1}$  em fevereiro/01 e de 0,875 a 30,228  $\text{mg.Kg}^{-1}$  em

setembro/01 (Figura 53). Em fev/01, o valor máximo de Mn foi observado no ribeirão do Turvo (25,526 mg.Kg<sup>-1</sup>) e o valor mínimo no rio Casca (2,241 mg.Kg<sup>-1</sup>). Nas análises realizadas em set/01, o valor máximo foi de 30,328 mg.Kg<sup>-1</sup> no rio Matipó e o valor mínimo foi de 0,875 mg.Kg<sup>-1</sup> no rio Doce/Cenibra.

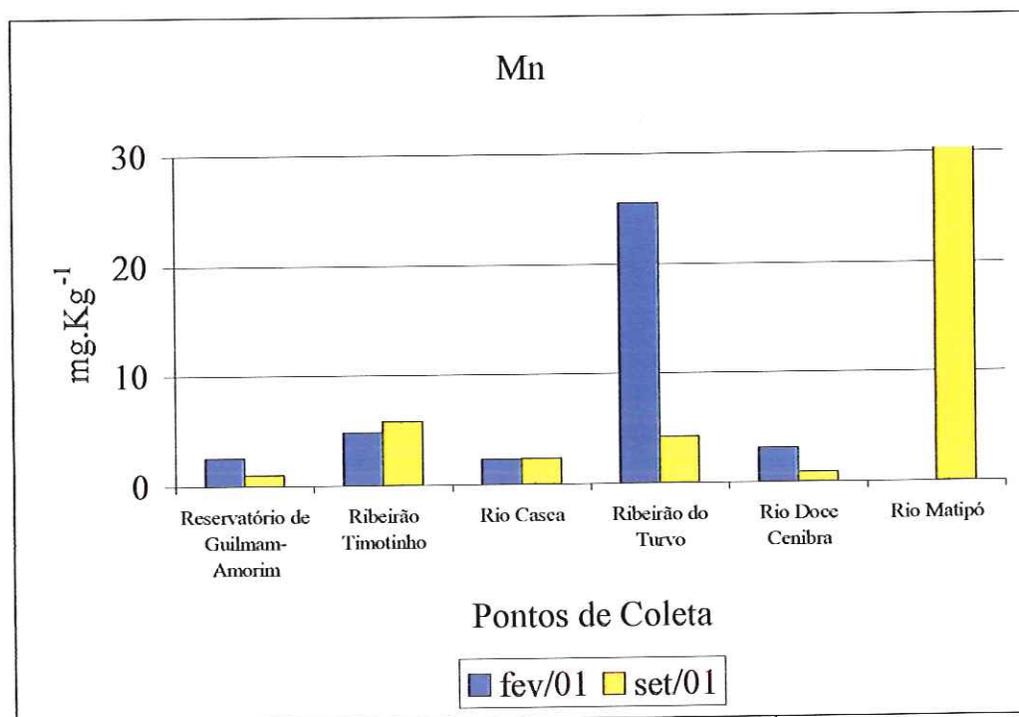


Figura 53- Concentrações totais de manganês (mg.Kg<sup>-1</sup>) nas amostras de sedimento coletadas em diferentes trechos da Bacia do médio rio Doce-MG.

As concentrações de Ferro total nos sedimentos coletados em fev/01 variaram entre 16,354 e 110,055 mg.Kg<sup>-1</sup> em fevereiro/01 e entre 7,225 e 117,080 mg.Kg<sup>-1</sup> em setembro/01, como mostra a Figura 54. O valor máximo determinado foi observado no ribeirão Timotinho (110,015 mg.Kg<sup>-1</sup>) em fev/01 e o valor mínimo foi observado no rio Casca (16,354 mg.Kg<sup>-1</sup>) no mesmo período. Nas análises realizadas em set/01, o valor máximo foi registrado no rio Matipó (117,080 mg.Kg<sup>-1</sup>) e o mínimo no ribeirão do Turvo (7,225 mg.Kg<sup>-1</sup>).

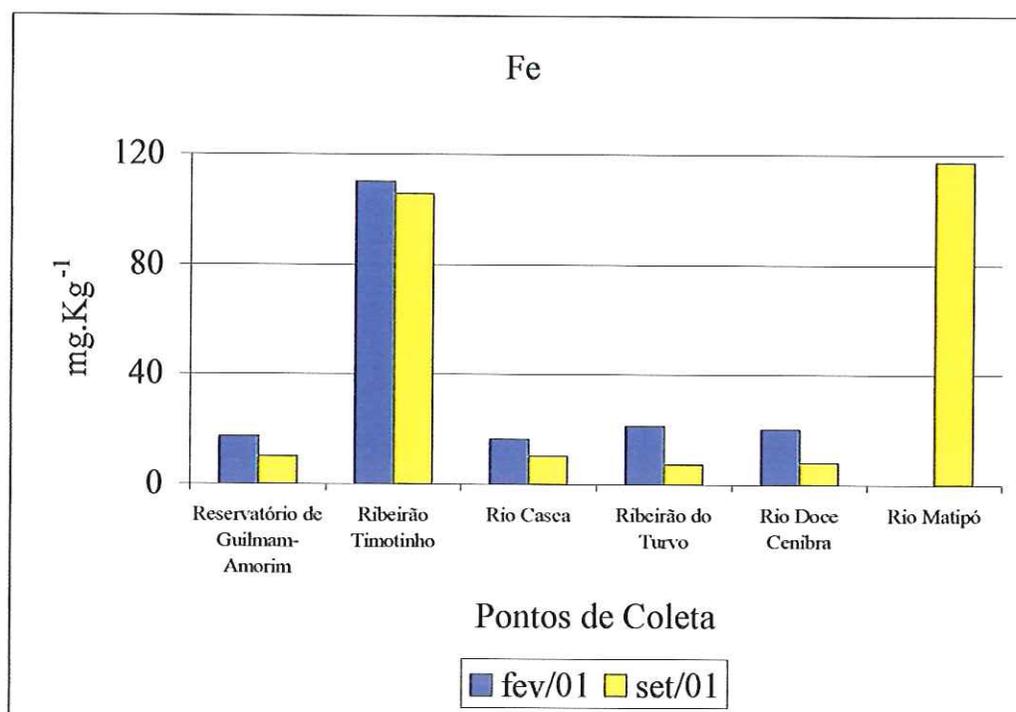


Figura 54- Concentrações totais de ferro ( $\text{mg.Kg}^{-1}$ ) nas amostras de sedimento coletadas em diferentes trechos da Bacia do médio rio Doce-MG.

As concentrações de Cobalto total nos sedimentos coletados em fev/01 variaram entre  $0,111$  e  $0,147 \text{ mg.Kg}^{-1}$ ; e entre  $0,082$  e  $0,142 \text{ mg.Kg}^{-1}$  em setembro/01, como mostra a Figura 55. Em fev/01, o valor máximo encontrado foi observado no ribeirão Timotinho ( $0,147 \text{ mg.Kg}^{-1}$ ) e o valor mínimo no ( $0,111 \text{ mg.Kg}^{-1}$ ) em fev/01. Em set/01, o valor máximo foi verificado no rio Matipó ( $0,265 \text{ mg.Kg}^{-1}$ ) e o mínimo no rio Doce/Cenibra ( $0,082 \text{ mg.Kg}^{-1}$ ).

Com relação às concentrações de Cálcio total nos sedimentos coletados, estes variaram entre  $3,648$  a  $214,868 \text{ mg.Kg}^{-1}$  em fevereiro/01 e entre  $0,774$  e  $99,940 \text{ mg.Kg}^{-1}$  em setembro/01 (Figura 56). Em fev/01, o valor máximo foi observado no ribeirão do Turvo ( $214,868 \text{ mg.Kg}^{-1}$ ) e o valor mínimo ( $3,648 \text{ mg.Kg}^{-1}$ ) no reservatório Guilman-Amorim. Em set/01, o valor máximo foi encontrado no ribeirão Timotinho ( $99,940 \text{ mg.Kg}^{-1}$ ) e o mínimo ( $0,774 \text{ mg.Kg}^{-1}$ ) no rio Doce/Cenibra.

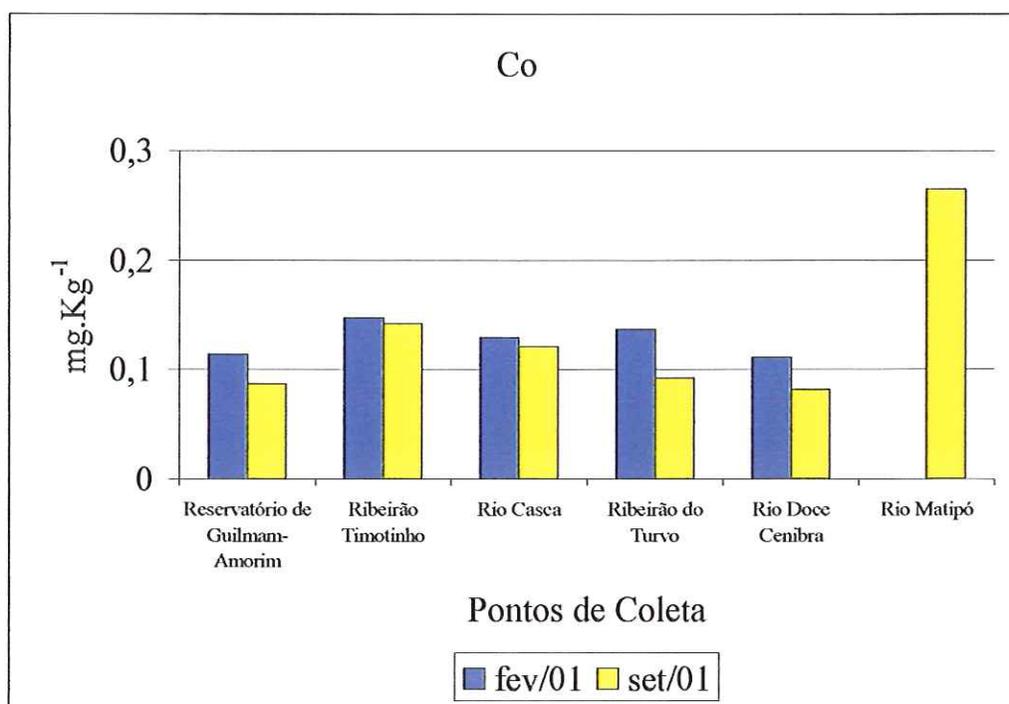


Figura 55- Concentrações totais de cobalto ( $\text{mg.Kg}^{-1}$ ) nas amostras de sedimento coletadas em diferentes trechos da Bacia do médio rio Doce-MG.

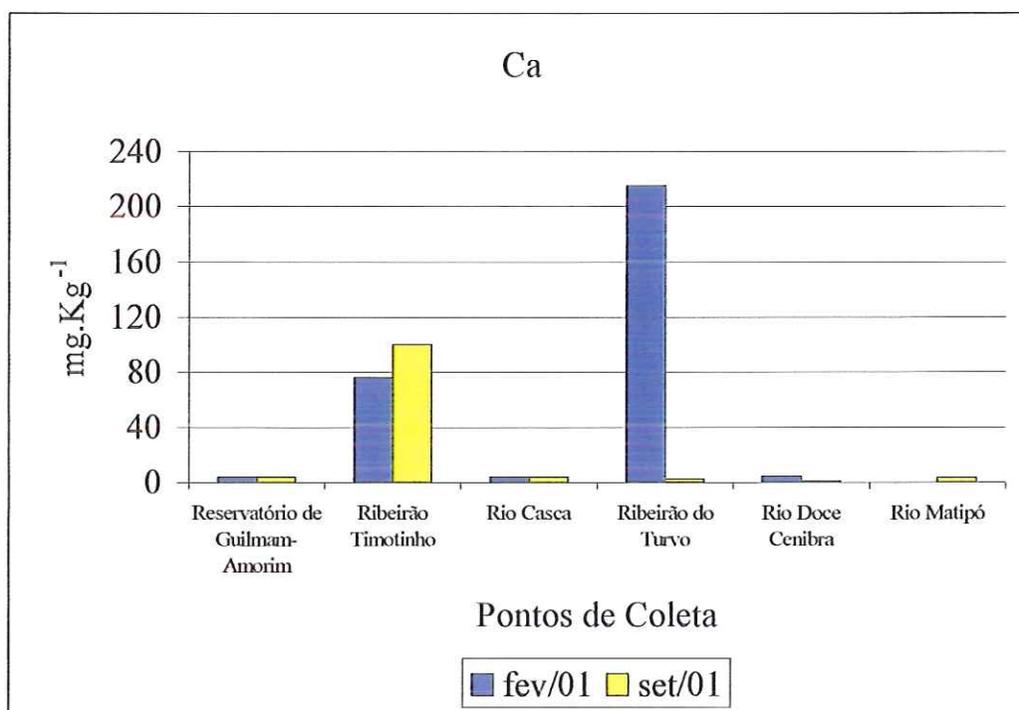


Figura 56- Concentrações totais de cálcio ( $\text{mg.Kg}^{-1}$ ) nas amostras de sedimento coletadas em diferentes trechos da Bacia do médio rio Doce-MG.

As concentrações de metais em sedimentos de regiões não impactadas são de: 0,2 mg.Kg<sup>-1</sup> Cd, 0,2 mg.Kg<sup>-1</sup> Cu, 0,3 mg.Kg<sup>-1</sup> Cr, de 0,2 a 5 mg.Kg<sup>-1</sup> Ni, de 7,4 a 53,8 mg.Kg<sup>-1</sup> Pb e de 47 a 50 mg.Kg<sup>-1</sup> Zn (FORSTNER & WITTMANN, 1983; MOORE & RAMAMOORTHY, 1984; DAMIANI, 1987; REYNOLDSON, 1987).

Neste contexto as concentrações de cromo total apresentaram-se mais elevadas em todos os pontos em fev/01, sendo que o ribeirão do Turvo apresentou a concentração mais elevada (1,049 mg.Kg<sup>-1</sup>). Em setembro/01, os pontos de coleta no ribeirão Timotinho, rio Casca e rio Matipó, apresentaram as concentrações mais elevadas dentre os pontos de coleta, com valores de 1,131 mg.Kg<sup>-1</sup>, 0,357 mg.Kg<sup>-1</sup> e 0,901 mg.Kg<sup>-1</sup>, respectivamente.

Com relação ao elemento níquel os pontos analisados no presente estudo demonstraram que estão dentro das concentrações observadas para regiões não impactadas, porém a concentração de níquel no ribeirão Timotinho em set/01 se mostrou elevada com valor próximo ao limite para regiões não impactadas que equivale a 4,987 mg.Kg<sup>-1</sup>.

Para os elementos zinco, cádmio, cobre e chumbo todos os pontos apresentaram concentrações dentro dos limites para regiões não impactadas.

Estudos realizados por BARRETTO (1999) no rio Monjolinho em São Carlos-SP, mostraram concentrações de metais totais muito mais elevadas quando comparados com o presente estudo, como mostra a Tabela 6.

Tabela 6. Comparação das maiores concentração de metais totais (mg.Kg<sup>-1</sup>) no trecho médio da bacia do rio Doce-MG e no rio Monjolinho São Carlos-SP, nos períodos de chuva e seca.

<b>Período de Chuvas (Outubro a Março)</b>								
Metais	Zn	Mn	Fe	Cd	Cu	Ni	Pb	Cr
Presente Estudo	1,429	25,526	110,015	0,036	0,172	4,372	0,662	1,049
BARRETTO (1999)	746	191,20	43396,70	nd	72,50	20,10	29,60	39,80
<b>Período de Seca (Abril a Setembro)</b>								
Metais	Zn	Mn	Fe	Cd	Cu	Ni	Pb	Cr
Presente Estudo	0,475	30,328	117,080	0,047	0,172	4,987	0,505	1,131
BARRETO (1999)	263,60	108,70	76919,20	nd	72,50	15,30	87,0	39,80

É importante lembrar que a poluição dos sedimentos de rios por metais pode apresentar grandes variações de acordo com a natureza e descontinuidade na introdução dos mesmos, por modificações na velocidade da água, por precipitação ou pela água de drenagem que pode provocar variações na granulometria, conteúdo de carbono e taxa de sedimentação. (BARRETTO, 1999).

#### **6.4.4- Concentração de Metais no Tecido Muscular de Peixes Coletados em Diferentes Trechos da Bacia do Médio Rio Doce-MG**

As espécies de peixes coletados nos diferentes trechos da bacia do médio rio Doce encontram-se na Tabela 7, seguindo-se a ordem dos pontos de coleta. Diferentes espécies, ocupando níveis tróficos diferentes, foram coletadas nos 6 pontos, sendo que o rio Matipó (ponto 6) foi amostrado apenas em setembro de 2001. Com relação ao hábito alimentar, as espécies insetívoras ingerem formas larvais ou ninfas de insetos aquáticos, selecionando o alimento no substrato (sedimento, troncos submersos ou vegetação aquática), tendo como componentes predominantes na dieta quironomídeos, tricópteros e efemerópteros, podendo se alimentar também de insetos terrestres em fase adulta geralmente capturados na superfície ou lâmina d'água, destacando-se entre eles efemerópteros recém emergidos, coleópteros e hemípteros (HAHN et al., 1998).

As espécies carnívoras ingerem peixes, mas podem complementar suas dietas com ninfas de insetos e crustáceos. Já os peixes onívoros, consomem indistintamente desde algas (unicelulares e filamentosas) até vegetais superiores e desde invertebrados a eventualmente vertebrados. As espécies bentófagas capturam o alimento no fundo, ingerindo considerável quantidade de sedimento, sendo que os itens predominantes são tecamebas, rotíferos, nematóides, microcrustáceos, moluscos e pequenas larvas de insetos. As espécies detritívoras adquirem o alimento em depósitos de fundo, ingerindo grandes quantidades de matéria orgânica vegetal (HAHN et al., 1998).

Tabela 7- Espécies de peixes coletados no trecho médio da Bacia do rio Doce-MG durante o período de estudo.

Pontos de Coleta	Espécie (Nº exemplares analisados)	Hábito alimentar	Nome Popular
1- Reservatório de Guilman-Amorim	<i>Astyanax bimaculatus</i> (17) <i>Astyanax scabripinnis</i> (9) <i>Geophagus brasiliensis</i> (24) <i>Gymnoyus carapo</i> (3) <i>Hoplias lacerdae</i> (1) <i>Hoplias malabaricus</i> (1) <i>Oligosarcus argenteus</i> (9) <i>Tilapia rendalli</i> (9)	Insetívora Insetívora Bentófaga Carnívora Carnívora Carnívora Carnívora Onívora	Lambari Lambari Cará Carapo Trairão Traíra LambariBocarra Tilápia
2- Ribeirão Timotinho	<i>Tilapia rendalli</i> (17) <i>Leporinus sp</i> (2)	Onívora Onívora	Tilápia Piáu-Branco
3- Rio Casca	<i>Parauchenipterus striatulus</i> (1) <i>Astyanax bimaculatus</i> (15) <i>Geophagus brasiliensis</i> (10) <i>Hypostomus affinis</i> (1) <i>Loricariichthys castaneus</i> (5)	- Insetívora Bentófaga Detritívora Detritívora	Cumbaca Lambari Cará Cascudo Cascudo-Viola
4- Ribeirão do Turvo	<i>Astyanax bimaculatus</i> (18) <i>Astyanax scabripinnis</i> (3) <i>Geophagus brasiliensis</i> (9) <i>Rhamdia quelen</i> (1) <i>Loricariichthys castaneus</i> (1) <i>Pygocentrus nattereri</i> (2)	Insetívora Insetívora Bentófaga Carnívora* Detritívora Carnívora	Lambari Lambari Cará Bagre Cascudo-Viola Piranha
5- Rio Doce/Cenibra	<i>Astyanax bimaculatus</i> (15) <i>Geophagus brasiliensis</i> (3) <i>Hypostomus affinis</i> (6) <i>Leporinus sp</i> (7) <i>Rhamdia quelen</i> (3)	Insetívora Bentófaga Detritívora Onívora Carnívora*	Lambari Cará Cascudo Piáu-Branco Bagre
6- Rio Matipó	<i>Astyanax scabripinnis</i> (6) <i>Geophagus brasiliensis</i> (1) <i>Leporinus copelandi</i> (2) <i>Rhamdia quelen</i> (1) <i>Hoplosternum litoralle</i> (1)	Insetívora Bentófaga Onívora Carnívora* Bentófaga	Lambari Cará Piáu-Vermelho Bagre Camboja

Fonte: HAHN et.al. (1998) \* - VIEIRA et.al. (1997).

### a) Reservatório de Guilmam -Amorim

Em fevereiro/01, exemplares de *Astyanax bimaculatus*, *Astyanax scabripinnis*, *Gymnotus carapo* e *Oligosarcus argenteus* foram coletados no reservatório de Guilmam-Amorim. Em setembro/01, *A. bimaculatus* e *O. argenteus* foram coletados novamente, sendo ainda capturadas as espécies *Hoplias malabaricus*, *Hoplias lacerdae*, *Geophagus brasiliensis* e *Tilapia rendalli*. As concentrações médias de metais no tecido muscular das espécies analisadas encontram-se nas Figuras 57 e 58 e nas Tabelas 7 e 8 em anexo. Vale ressaltar que para *H. malabaricus* e *H. lacerdae* os valores não representam concentrações médias, uma vez que neste ponto de coleta foram capturados apenas 1 exemplar de cada espécie.

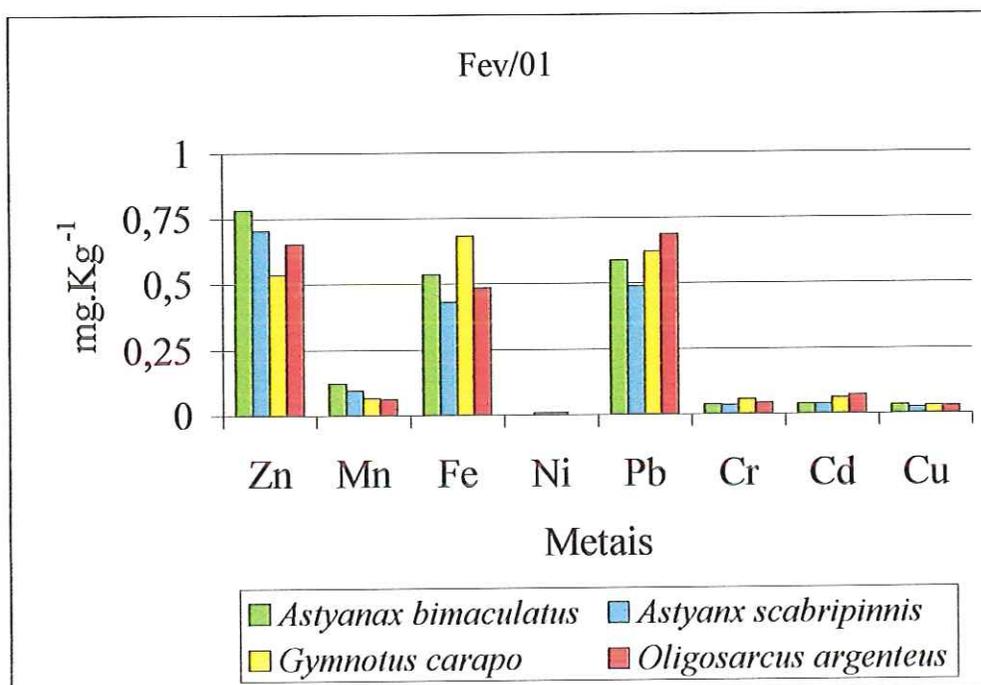


Figura 57- Média das concentrações de metais ( $\text{mg.Kg}^{-1}$ ) no tecido muscular das espécies coletadas no reservatório de Guilmam-Amorim em fevereiro/01.

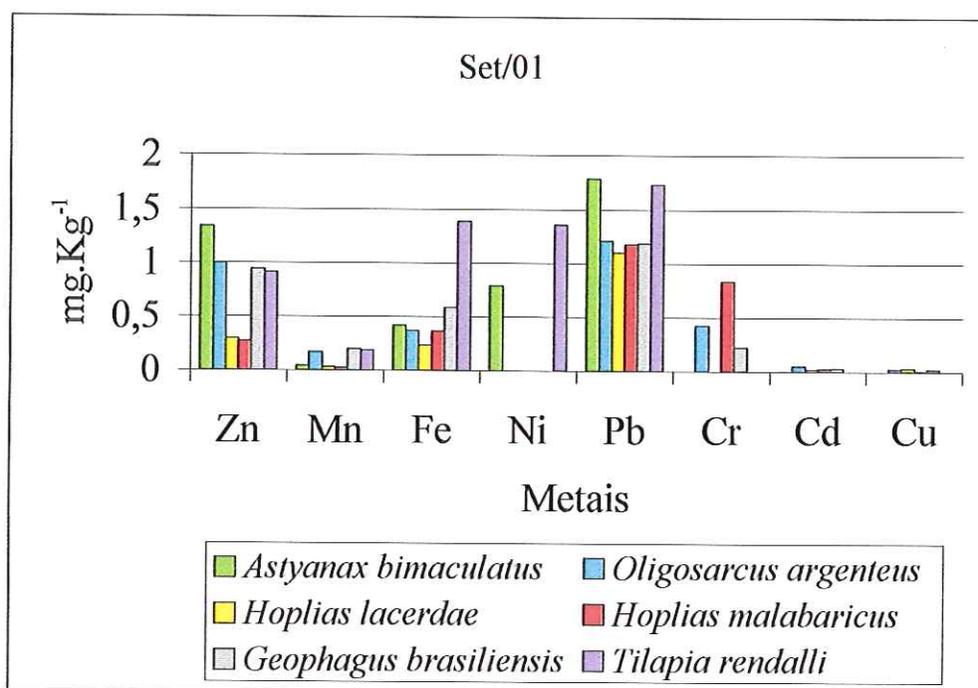


Figura 58- Média das concentração de metais ( $\text{mg.Kg}^{-1}$ ) no tecido muscular das espécies coletadas no reservatório de Guilmam-Amorim em setembro/01. (Para *H. malabaricus* e *H. lacerdae* as concentrações representam valores individuais).

Segundo LIMA (1990), o limite máximo de concentração de metais no tecido muscular de peixes para consumo é de  $1,0 \text{ mg.Kg}^{-1}$  de Cd;  $0,1 \text{ mg.Kg}^{-1}$  de Cr;  $30,0 \text{ mg.Kg}^{-1}$  para o Cu;  $8,0 \text{ mg.Kg}^{-1}$  de Pb e  $100,0 \text{ mg.Kg}^{-1}$  de Zn. Entretanto, de acordo com a Agência Nacional de Vigilância Sanitária, os limites máximos de tolerância para concentrações de chumbo e cádmio no tecido muscular são de  $2,0 \text{ mg.Kg}^{-1}$  de Pb e  $1,0 \text{ mg.Kg}^{-1}$  de Cd (Portaria nº 685 de 27/08/98), apresentando concentrações muito mais restritivas no caso do chumbo. O mesmo ocorre em relação à concentração máxima de chumbo que pode ser encontrada em pescados, estabelecida pelo Ministério da Agricultura (Decreto nº 55.871, de 26/03/65).

No reservatório de Guilmam-Amorim (ponto 1), todas as espécies coletadas em fevereiro/01 apresentaram concentrações de metais abaixo dos limites estabelecidos. Entretanto, em setembro/01, foram observados valores de Cr em concentrações acima dos limites estabelecidos em três espécies: *G. brasiliensis* ( $0,222 \text{ mg.Kg}^{-1}$ ), *O. argenteus* ( $0,423 \text{ mg.Kg}^{-1}$ ) e *H. lacerdae* ( $0,832 \text{ mg.Kg}^{-1}$ ).

Os metais quando presentes no sedimento e submetidos às diversas transformações químicas, podem tornar-se disponíveis para a biota. A sua passagem de um nível trófico

para outro pode acarretar sérios problemas particularmente quando se refere ao homem. De um modo geral, as espécies coletadas em fevereiro/01 e setembro/01 apresentaram concentrações de metais (principalmente Zn, Ni, Pb, Cr, Cd), no tecido muscular acima dos observados no sedimento biodisponível, sugerindo bioacumulação de metais via cadeia trófica (ingestão de partículas ou organismos, tanto do sedimento quanto da coluna d'água). Os valores de metais encontrados em fevereiro/01 nas espécies insetívoras (*A. bimaculatus* e *A. scabripinnis*) e carnívoras (*G. carapo* e *O. argenteus*), indicaram isto.

### b) Ribeirão Timotinho

Em fevereiro/01, apenas espécimes de *Tilapia rendalli* foram coletados no ribeirão Timotinho. Em setembro/01, foram novamente coletados espécimes de *T. rendalli* além de *Leporinus* sp. As concentrações médias de metais no tecido muscular das espécies coletadas podem ser observadas nas Figuras 59 e 60 e Tabelas 9 e 10 em anexo.

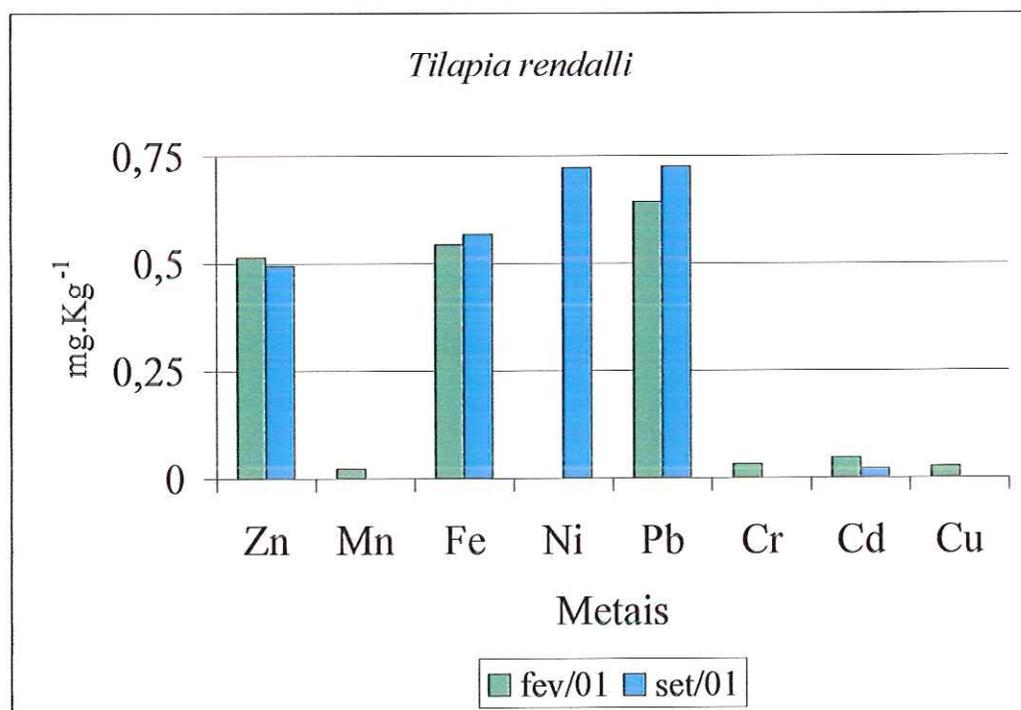


Figura 59- Média das concentrações de metais (mg.Kg<sup>-1</sup>) no tecido muscular de exemplares de *Tilapia rendalli* coletados no ribeirão Timotinho em fevereiro e setembro/01.

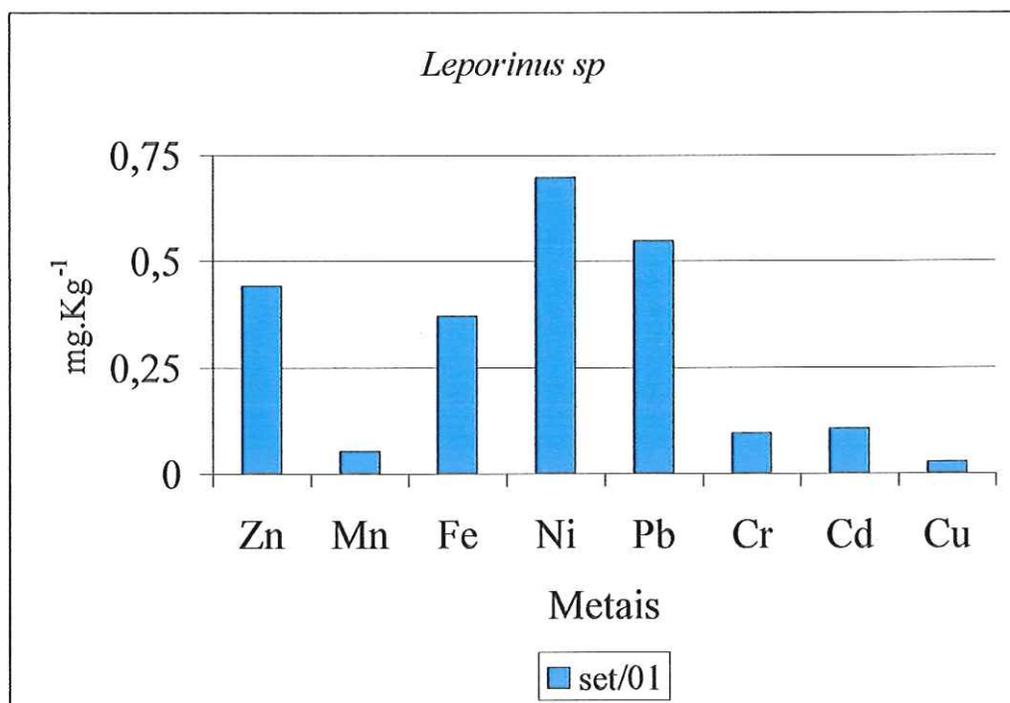


Figura 60- Média das concentração de metais (mg.Kg<sup>-1</sup>) no tecido muscular de exemplares de *Leporinus sp* coletados no ribeirão Timotinho em setembro/01.

No ribeirão Timotinho, as espécies coletadas nos dois períodos de estudo apresentaram concentrações médias de metais abaixo dos limites estabelecidos pela legislação.

Entretanto, em fevereiro/01, as concentrações de Pb e Cd estiveram mais elevadas no tecido muscular de *T. rendalli* quando comparadas às concentrações biodisponíveis no sedimento. Em setembro/01, as concentrações de Zn, Ni, Pb e Cd apresentaram valores mais elevados no tecido muscular de ambas as espécies.

Neste ponto de coleta, foram capturadas espécies onívoras nos dois períodos de amostragem. TONISSI (1999), em estudo realizado no reservatório de Salto Grande (Americana-SP), observou que as espécies onívoras apresentaram concentrações altas para os metais analisados (Cu, Cr, Cd, Fe, Mn, Ni, Pb e Zn), sendo mais elevadas do que as concentrações apresentadas pelas espécies herbívoras. Segundo o mesmo autor, estes resultados evidenciaram que as espécies onívoras tendem a acumular maior número de metais em maiores concentrações, uma vez que as fontes alimentares na coluna d'água e também nos sedimentos, podem incluir diferentes tipos de organismos na dieta alimentar.

Outro fato a se considerar para este ponto de coleta, diz respeito às altas concentrações de metais detectadas nas amostras de água em ambos os períodos de amostragem,

representando um potencial para bioconcentração, uma vez que a absorção de metais também pode ocorrer através da água, envolvendo um gradiente de difusão do meio externo (aquático) para o meio interno (tecido e sangue). A água passa pelas brânquias, onde se encontram sítios de absorção de metais dissolvidos no meio aquático (particularmente em peixes de água doce). Como principal órgão de respiração, possuem extensa superfície de contato com meio aquático (5 a 10 vezes a da superfície corpórea) e reduzida distância entre a água e o sangue (HEATH, 1995).

### c) Rio Casca

Em fevereiro/01, foram coletados no rio Casca exemplares de *Astyanax bimaculatus*, *Geophagus brasiliensis*, *Hypostomus affinis* e *Parauchenipterus striatulus*. Em setembro/01 *A. bimaculatus* e *G. brasiliensis* foram coletados novamente, sendo ainda capturados exemplares de *Loricariichthys castaneus*. As médias das concentrações de metais no tecido muscular das espécies coletadas encontram-se nas Figuras 61 e 62 e Tabelas 11 e 12, em anexo. Entretanto, os resultados apresentados para as espécies *Hypostomus affinis* e *Parauchenipterus striatulus* não representam valores médios pois neste ponto de coleta foram capturados 1 exemplar de cada espécie.

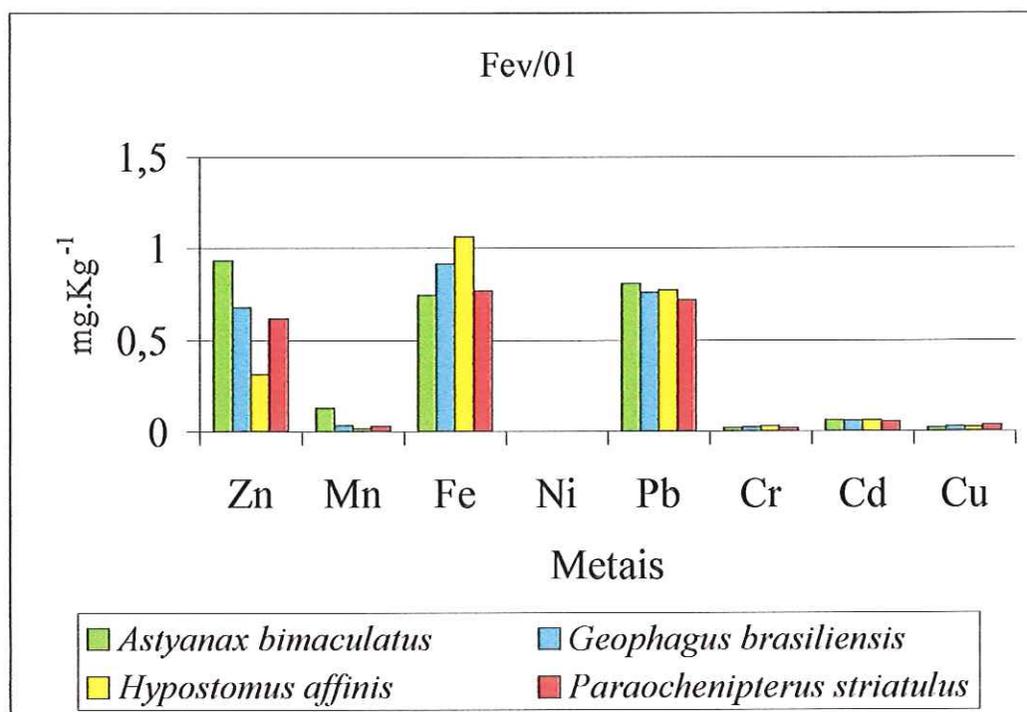


Figura 61- Média das concentrações de metais ( $\text{mg.Kg}^{-1}$ ) no tecido muscular das espécies coletadas no rio Casca em fevereiro/01. (Para *H. affinis* e *P. striatulus* as concentrações representam valores individuais).

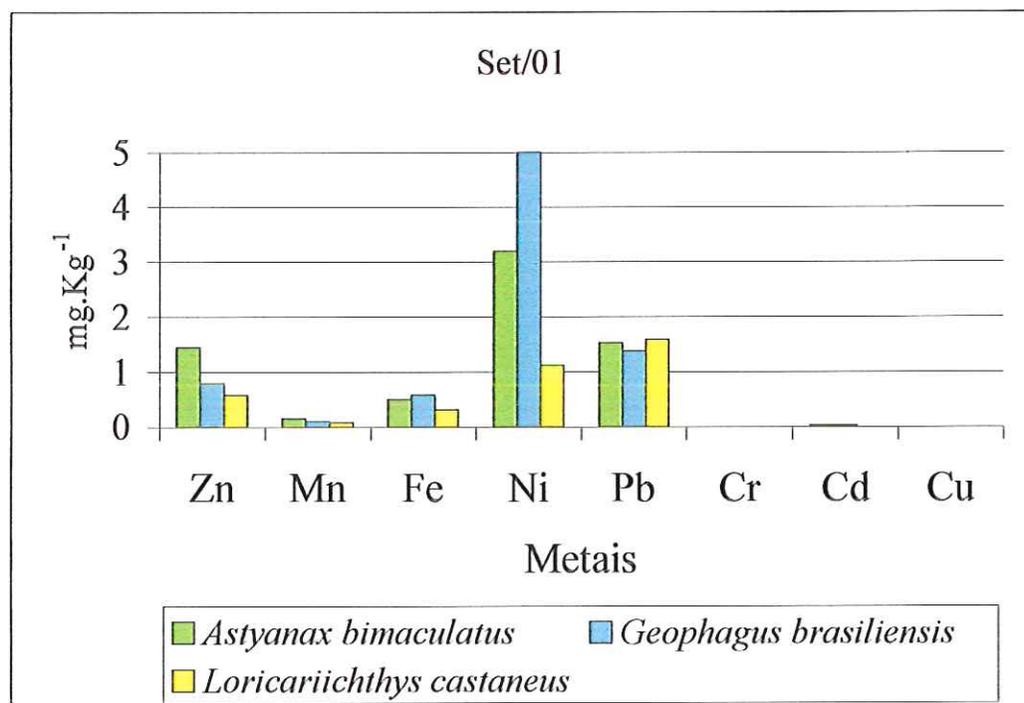


Figura 62- Média das concentrações de metais ( $\text{mg.Kg}^{-1}$ ) no tecido muscular das espécies coletadas no rio Casca em setembro/01.

Neste ponto de coleta, as espécies apresentaram concentrações de níquel abaixo dos limites estabelecidos, em ambos os períodos estudados. Apenas para *G. brasiliensis*, coletados em setembro/01, foi evidenciado valor similar ao limite estabelecido para este metal ( $5,0 \text{ mg.Kg}^{-1}$ ) pelo Ministério da Agricultura, decreto nº 55.871 de 26 de março de 1965. Para os demais metais, não foram evidenciadas concentrações acima dos limites estabelecidos.

Entretanto, em fevereiro/01, as concentrações de Zn, Pb, Cr e Cd apresentaram valores mais elevados no tecido muscular das espécies coletadas, quando comparadas às concentrações destes metais no sedimento biodisponível, e em setembro/01, as concentrações de Zn, Ni, Pb e Cd foram muito mais elevadas no tecido muscular das espécies coletadas. Estes resultados sugerem efeito de bioacumulação de metais nas espécies analisadas via cadeia trófica. Além disso, altas concentrações de metais na água (principalmente Mn, Fe, Cu, Pb, Cr) foram encontradas neste ponto de coleta, fato que pode estar contribuindo para uma bioconcentração de metais.

#### **d) Ribeirão do Turvo**

Em fevereiro/01, foram coletados no ribeirão do Turvo exemplares de *Astyanax bimaculatus*, *G. brasiliensis*, *Rhamdia quelen* e *Pygocentrus nattereri*. Em setembro/01 exemplares de *A. bimaculatus* e *G. brasiliensis* foram coletados novamente, sendo ainda capturadas as espécies *Astyanax scabripinnis* e *Loricariichthys castaneus*.

As Figuras 63 e 64 e Tabelas 13 e 14, em anexo, apresentam as concentrações médias de metais encontradas nas diferentes espécies coletadas neste ponto em fevereiro e setembro de 2001. Os valores de concentração apresentados para as espécies *Rhamdia quelen* e *Loricariichthys castaneus* não representam as médias, pois neste ponto de coleta foram capturados apenas 1 exemplar de cada espécie.

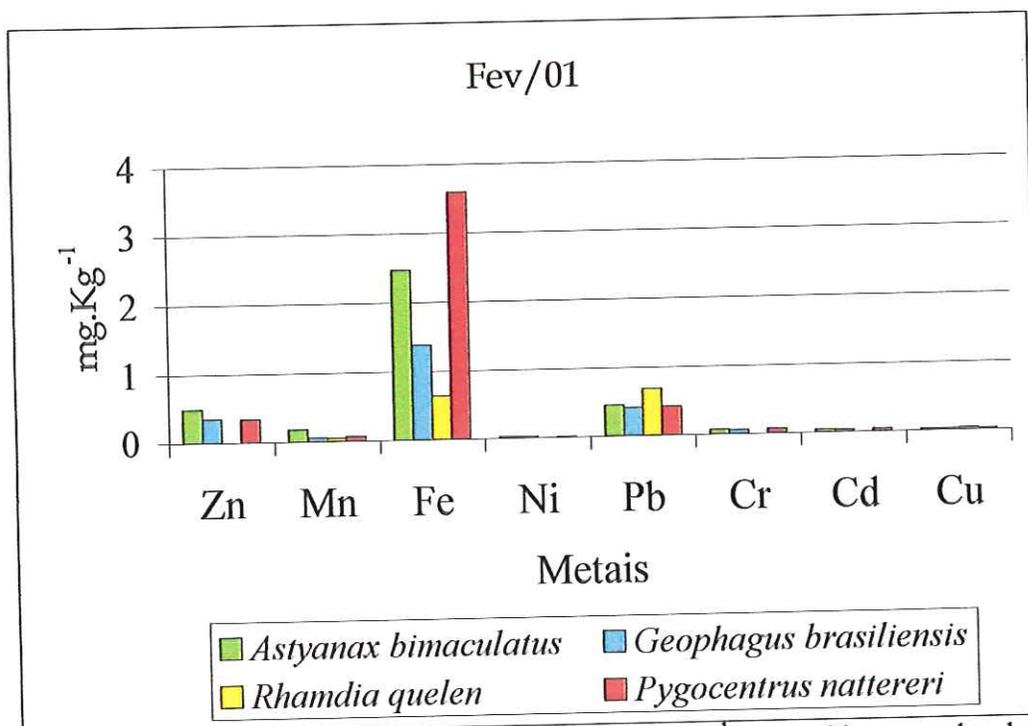


Figura 63- Média das concentrações de metais ( $\text{mg.Kg}^{-1}$ ) no tecido muscular das espécies coletadas no ribeirão do Turvo em fevereiro de 2001. (Para *R. quelen* as concentrações representam valores individuais).

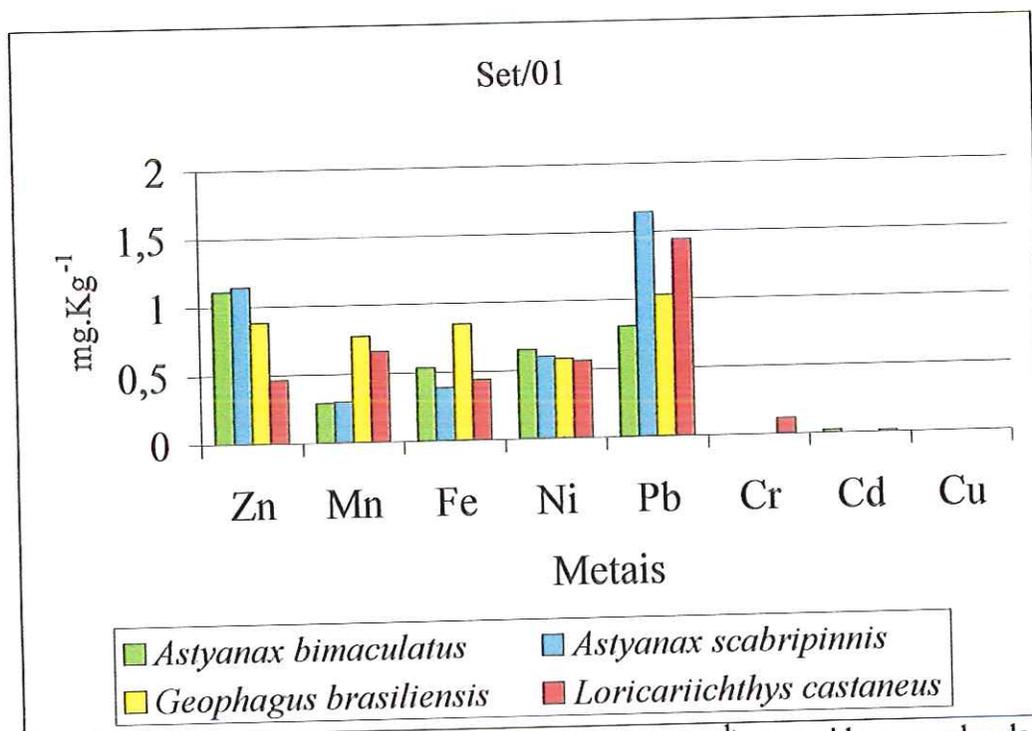


Figura 64- Média das concentrações de metais ( $\text{mg.Kg}^{-1}$ ) no tecido muscular das espécies coletadas no ribeirão do Turvo em setembro de 2001. (Para *L. castaneus* as concentrações representam valores individuais).

No geral, as espécies coletadas no ribeirão do Turvo apresentaram concentrações de metais abaixo dos limites estabelecidos em ambos os períodos de estudo, exceto *L. castaneus* coletado em setembro/01, que apresentou concentração de cromo ligeiramente superior ao limite estabelecido.

No entanto, comparando-se as concentrações de metais detectadas no tecido muscular e no sedimento biodisponível, verificou-se que as concentrações de Zn, Pb e Cd em fevereiro e setembro/01, além de Ni (em set/01), apresentaram valores mais elevados no tecido muscular das espécies coletadas. Estes resultados e as altas concentrações de metais nas amostras de água deste ponto, também sugerem efeito de bioacumulação via cadeia alimentar e de bioconcentração.

#### **e) Rio Doce/Cenibra**

Em fevereiro/01, foram coletadas no ponto rio Doce/Cenibra, exemplares de *Astyanax bimaculatus*, *Geophagus brasiliensis*, *Rhamdia quelen* e *Leporinus sp.* Em setembro/01, *A. bimaculatus* e *Leporinus sp.* foram coletados novamente, sendo ainda capturada a espécie *Hypostomus affinis*. As Figuras 65 e 66 e Tabelas 15 e 16 (em anexo) apresentam as concentrações médias das análises de metais no tecido muscular das espécies coletadas nos meses de fevereiro/01 e setembro/01, respectivamente.

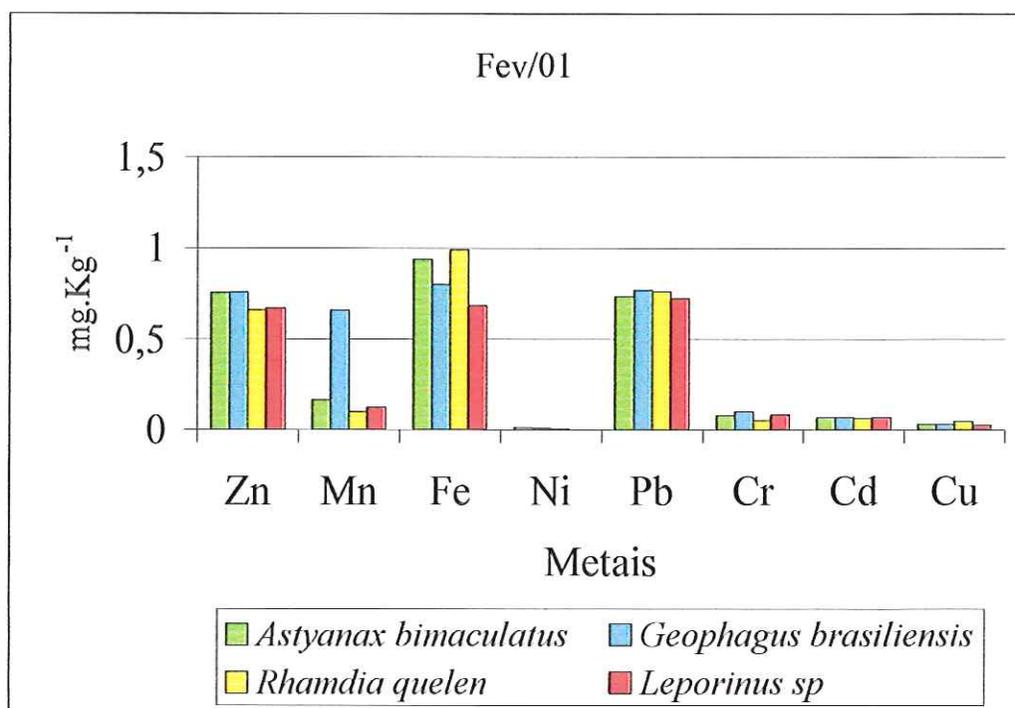


Figura 65- Média das concentrações de metais ( $\text{mg.Kg}^{-1}$ ) no tecido muscular das espécies coletadas no rio Doce/Cenibra em fevereiro de 2001.

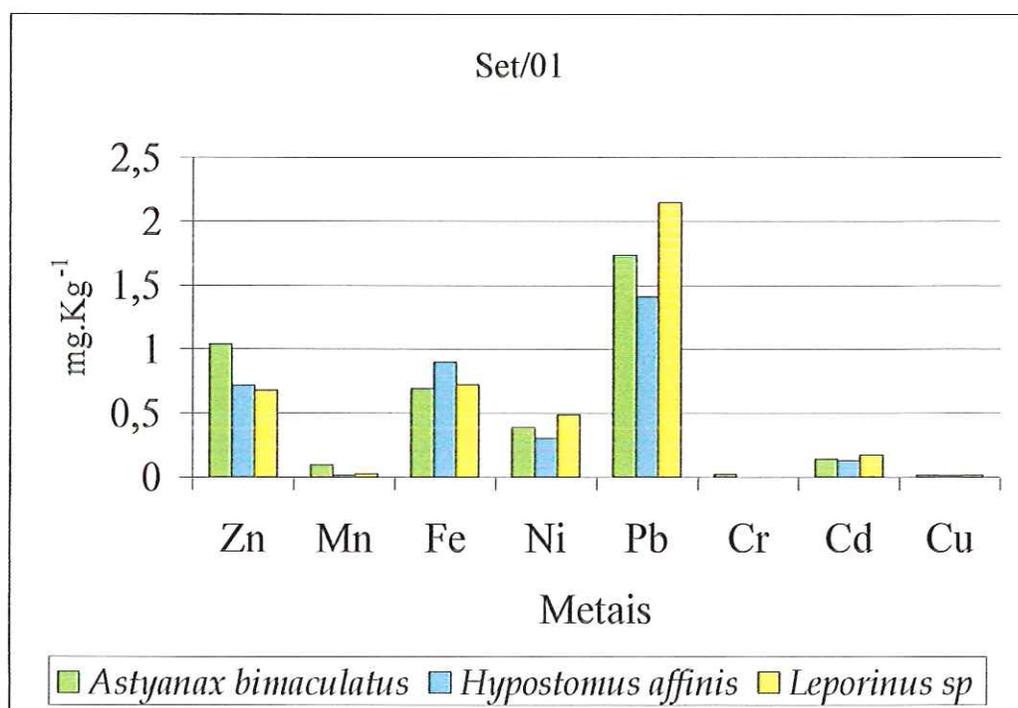


Figura 66- Média das concentrações de metais ( $\text{mg.Kg}^{-1}$ ) no tecido muscular das espécies coletadas no ponto 5 rio Doce/Cenibra em setembro de 2001.



Com relação ao rio Doce/Cenibra ( Ponto 5), as espécies analisadas apresentaram valores de chumbo abaixo dos limites estabelecidos, em ambos os períodos de estudo, com exceção de *Leporinus sp*, coletado em setembro/01, que apresentou concentração acima do estabelecido pela ANVISA, correspondendo a  $2,146 \text{ mg.Kg}^{-1}$ , sendo portanto considerado impróprio para consumo. O ponto 5 corresponde ao ponto de lançamento de efluentes da indústria de Celulose Nipo-Brasileira (Cenibra) no rio Doce, cabendo ainda ressaltar que a área de entorno apresenta extensas áreas reflorestadas com eucaliptos utilizados na Cenibra, que contribuem para a situação encontrada. Quanto aos demais metais, as espécies coletadas não apresentaram concentrações acima dos limites permitidos em ambos os períodos de estudo.

Por outro lado, as espécies de peixes coletadas apresentaram concentrações de Zn, Ni, Pb, Cr e Cd muito mais elevadas no tecido muscular nos dois períodos de amostragem (exceto Cr em set/01) quando comparadas às concentrações destes metais no sedimento biodisponível. Este fato sugere estar havendo bioacumulação destes elementos em peixes bentófagos, onívoros e insetívoros via cadeia trófica e também bioconcentração via absorção e ingestão de água, uma vez que as concentrações de metais na água foram muito elevadas neste ponto de coleta.

#### **f) Rio Matipó**

Este ponto, amostrado em setembro/01 apresentou as seguintes espécies: *Astyanax scabripinnis*, *Geophagus brasiliensis*, *Rhamdia quelen*, *Leporinus copelandi* e *Hoplosternum litoralle*. Na Figura 67 e na Tabela 17 (em anexo) encontram-se os resultados das concentrações médias das análises de metais no tecido muscular das espécies coletadas neste período. Os valores de concentração para as espécies *Geophagus brasiliensis*, *Rhamdia quelen* e *Hoplosternum litoralle* não representam médias, pois neste ponto de coleta foram capturados 1 exemplar de cada espécie.

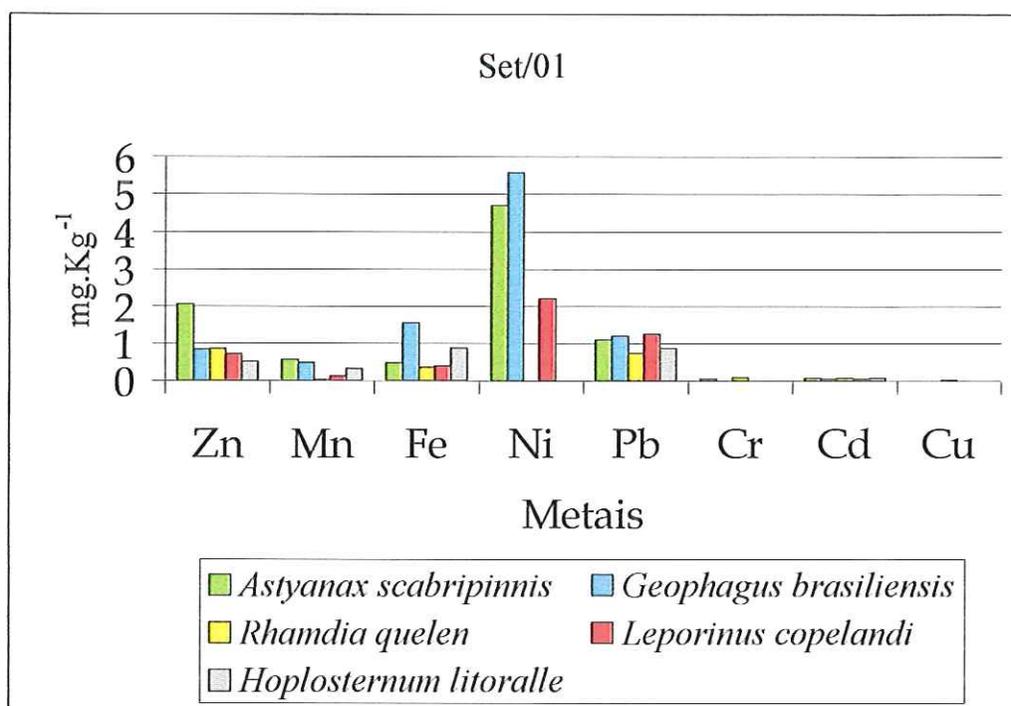


Figura 67- Média das concentrações de metais ( $\text{mg.Kg}^{-1}$ ) no tecido muscular das espécies coletadas no rio Matipó em setembro de 2001. (Para *G. brasiliensis*, *R. quelen* e *H. litoralle* as concentrações representam valores individuais).

No rio Matipó (ponto 6), em geral, as espécies coletadas apresentaram valores de metais abaixo dos limites estabelecidos pelo Ministério da Agricultura. Somente *Geophagus brasiliensis* apresentou concentração de níquel no tecido muscular ( $5,576 \text{ mg.Kg}^{-1}$ ) acima do limite máximo estabelecido que é de  $5 \text{ mg.Kg}^{-1}$ .

Neste ponto de coleta, as espécies apresentaram concentrações de Zn, Ni, Pb e Cd no tecido muscular muito acima das concentrações detectadas para esses metais no sedimento biodisponível, sugerindo bioacumulação via cadeia trófica, além de bioconcentração em função das elevadas concentrações de metais na água.

Os rios representam áreas de grande importância ecológica, sujeitos aos mais variados tipos de degradação antrópica. Dentre as diversas modalidades de intervenção, a poluição por metais constitui uma das mais graves ao ambiente aquático, uma vez que muitos destes elementos não são degradáveis e tendem a acumular-se em organismos vivos, causando desde danos à biodiversidade até a intoxicação e envenenamento dos seres vivos, via cadeia alimentar, podendo chegar ao homem (JARDIM, 1983).

Os efeitos diretos dos contaminantes nas espécies de peixes incluem a mortalidade desses organismos e a eliminação de algas e espécies de animais que servem como base alimentar, diminuindo a riqueza e a abundância de espécies, podendo aumentar a dominância de espécies mais resistentes (BRANCO, 1986). Os peixes teleósteos são considerados eficientes indicadores de poluição por apresentarem requisitos de cumulatividade, abundância, facilidade de amostragem e tamanho adequado para a análise dos tecidos (PHILLIPS, 1977).

ARAÚJO (1998) também evidencia vantagens na utilização da comunidade de peixes como organismos indicadores em programas de monitoramento biológico, citando a disponibilidade de informações sobre o ciclo de vida de grande número de espécies, a posição variável na cadeia alimentar (ocupação de vários níveis tróficos) e fácil visualização de situações ambientais críticas através de mortalidade em massa.

Os seres vivos, plantas e animais necessitam de metais como micronutrientes ou macronutrientes, sendo que cada espécie requer concentrações diferentes destes elementos. Entre os metais, alguns são considerados essenciais, devido a sua participação em funções biológicas; outros são classificados como não essenciais, por não terem uma atividade biológica conhecida. A natureza do animal também influencia na ocorrência de metais nos mesmos. Animais de natureza sedentária, fixos ou de pouca mobilidade tendem a apresentar maior concentração de metais do que aqueles de natureza migrante (FERREIRO, 1979). Dependendo de suas concentrações no meio aquático, os metais podem ser tóxicos, principalmente se acessíveis como espécies solúveis, íons ou complexados com ânions orgânicos ou inorgânicos (HODSON, 1988).

O processo de assimilação dos metais é influenciado por vários fatores, como a forma química do metal na água (solúvel ou particulado), as condições físicas e químicas do meio aquático (temperatura, pH, salinidade, oxigênio dissolvido) e o próprio peixe (estágio de desenvolvimento, idade e tamanho, atividade) (MURTY, 1988). Em peixes, a absorção ocorre principalmente através das superfícies branquiais e corpórea e da ingestão de alimentos (MAZON, 1997).

OBERDÁ (1996), ao determinar a concentração de metais em *Hypostomus sp* (peixe detritívoro) e *Hoplias malabaricus* (peixe carnívoro) coletados no trecho médio da Bacia do rio Doce-MG, encontrou valores para zinco abaixo dos limites máximos estabelecidos,

variando de  $1,9 \mu\text{g.g}^{-1}$  a  $6,1 \mu\text{g.g}^{-1}$  para a espécie detritívora e de  $6,9 \mu\text{g.g}^{-1}$  a  $18,7 \mu\text{g.g}^{-1}$  para a espécie carnívora. No presente estudo, as concentrações de zinco também mostraram valores abaixo dos limites estabelecidos, variando de  $0,323 \text{mg.Kg}^{-1}$  a  $0,719 \text{mg.Kg}^{-1}$  para as espécies detritívoras e de  $0,266 \text{mg.Kg}^{-1}$  a  $0,994 \text{mg.Kg}^{-1}$  para as espécies carnívoras.

Com relação ao elemento Zinco (Zn), todas as espécies apresentaram valores de concentração abaixo dos limites estabelecidos em todos os pontos de coleta em ambos os períodos de amostragem. A maior concentração média observada para este metal foi de  $2,060 \text{mg.Kg}^{-1}$  no tecido muscular de *A. scabripinnis* (espécie insetívora), coletados no rio Matipó (ponto 6) em setembro/01 enquanto a menor concentração observada foi de  $0,266 \text{mg.Kg}^{-1}$  no tecido muscular de *H. lacerdae* (espécie carnívora), coletados no reservatório de Guilman-Amorim (ponto 1) em setembro/01. O valor encontrado para *A. scabripinnis* foi 30x superior às concentrações encontradas na amostra de água ( $0,068 \text{mg.L}^{-1}$ ) e 9,4x superior às concentrações encontradas no zinco biodisponível no sedimento amostrado, indicando um possível efeito de bioconcentração e bioacumulação via cadeia trófica.

A maior concentração observada para Manganês (Mn) foi de  $0,770 \text{mg.Kg}^{-1}$  no tecido muscular de *G. brasiliensis* (bentófaga) coletados no ribeirão do Turvo em setembro/01 e a menor foi de  $0,012 \text{mg.Kg}^{-1}$  no tecido muscular de *H. affinis* (detritívora) coletados no rio Doce/Cenibra em setembro/01.

TONISSI (1999) encontrou valores mais elevados para este metal no tecido muscular de quatro espécies coletadas no eutrófico reservatório de Salto Grande em Americana-SP, com concentrações de  $10 \text{mg.kg}^{-1}$  para *Serrasalmus spilopleura*,  $8 \text{mg.Kg}^{-1}$  para *Hoplias malabaricus*,  $9 \text{mg.Kg}^{-1}$  no caso de *Leporinus sp* e  $1,75 \text{mg.Kg}^{-1}$  para *Pseudocurimata sp* em coletas realizadas em novembro de 1998, sendo que em julho do mesmo ano este metal não foi detectado no tecido muscular destas espécies.

Para o Ferro (Fe), a maior concentração observada foi de  $3,586 \text{mg.Kg}^{-1}$  no tecido muscular de *P. nattereri* (carnívora) coletados no ribeirão do Turvo em fevereiro/01 e a menor concentração foi de  $0,232 \text{mg.Kg}^{-1}$  observada no tecido muscular de *H. malabaricus* (carnívora) coletados no reservatório de Guilman-Amorim em setembro/01. Os resultados obtidos por TONISSI (1999) mostraram concentrações mais elevadas que as obtidas no presente estudo, com valores de  $242 \text{mg.Kg}^{-1}$  para *Serrasalmus spilopleura*,  $180 \text{mg.Kg}^{-1}$

para *Hoplias malabaricus*, 164,20 mg.Kg<sup>-1</sup> Fe para *Leporinus sp* e 168,5 mg.Kg<sup>-1</sup> no caso de *Pseudocurimata sp*.

Segundo o mesmo autor, as concentrações de manganês e ferro nos exemplares coletados em Salto Grande são elevadas caracterizando organismos que vivem em locais altamente impactados, diferentemente do observado nos exemplares coletados no trecho médio da Bacia do rio Doce-MG. Vale ressaltar, entretanto, que tanto manganês como ferro são elementos muito freqüentes no solo e conseqüentemente seus compostos são encontrados em todos os corpos d'água (NAVAS-PERREIRA, et al., 1985).

Quanto ao Níquel (Ni), a maior concentração encontrada foi de 5,576 mg.Kg<sup>-1</sup> no tecido muscular de *G. brasiliensis* (bentófaga) coletados no rio Matipó em setembro/01 e a menor concentração foi de 0,002 mg.Kg<sup>-1</sup> em *R. quelen* (carnívora) coletados no rio Doce/Cenibra, em fevereiro/01. A concentração detectada em *G. brasiliensis* foi muito superior às concentrações encontradas na água (0,054 mg.L<sup>-1</sup>) e sedimento biodisponível (0,037 mg.Kg<sup>-1</sup>), evidenciando processos de bioconcentração e bioacumulação. TONISSI (1999), também encontrou concentrações mais elevadas para as espécies coletadas no reservatório de Salto Grande em Americana-SP, com valores de 64,0; 36,8 e 10,8 mg.Kg<sup>-1</sup> de níquel para *Serrasalmus spilopleura*; *Leporinus sp* e *Pseudocurimata sp*, respectivamente.

Considerando as concentrações obtidas para Chumbo (Pb), de acordo com o limite estabelecido pela Agência Nacional de Vigilância Sanitária, a média das concentrações encontradas no tecido muscular de *Leporinus sp* (2,146 mg.Kg<sup>-1</sup>) coletados em setembro/01 no rio Doce/Cenibra estiveram acima do limite máximo de tolerância para contaminantes inorgânicos, sendo considerados impróprios para consumo.

A maior concentração média encontrada foi justamente a determinada no tecido muscular de *Leporinus sp* (espécie onívora), enquanto a menor concentração média (0,409 mg.Kg<sup>-1</sup>) ocorreu em *G. brasiliensis* (bentófaga), coletados no ribeirão do Turvo em fevereiro/01. As concentrações detectadas em *Leporinus sp* apresentaram valores muito mais elevados em relação às concentrações detectadas nas amostras de água (0,758 mg.L<sup>-1</sup>), sedimento biodisponível (0,423 mg.Kg<sup>-1</sup>), evidenciando bioconcentração e bioacumulação.

Quanto ao Cromo (Cr), verificou-se maior concentração deste metal no tecido muscular de *Hoplias lacerdae* (0,832 mg.Kg<sup>-1</sup>), a qual é uma espécie carnívora, no

reservatório de Guilman-Amorim em setembro/01, enquanto a menor concentração foi determinada no tecido muscular da espécie insetívora *A. bimaculatus* ( $0,018 \text{ mg.Kg}^{-1}$ ), no rio Casca, em fevereiro/01. Em um estudo realizado na bacia hidrográfica do rio Mogi-Guaçu (Estação Ecológica do Jataí-Município de Luis Antônio-SP), LIMA (1990) verificou em *Hoplias malabaricus* concentração de  $0,44 \text{ mg.Kg}^{-1}$ , valor este bem abaixo do encontrado no presente estudo para o mesmo gênero. O mesmo autor observou concentrações de  $0,41 \text{ mg.Kg}^{-1}$  para *Schizodon nasutus* e  $0,25 \text{ mg.Kg}^{-1}$  para *Prochilodus scrofa*.

A concentração de Cádmio (Cd), da mesma forma que verificado para o chumbo, foi maior em *Leporinus sp* (espécie onívora) coletados no rio Doce/Cenibra em setembro/01, correspondendo a  $0,172 \text{ mg.Kg}^{-1}$  enquanto a menor concentração ( $0,001 \text{ mg.Kg}^{-1}$ ) foi encontrada em *T. rendalli* (espécie também onívora) coletados no reservatório de Guilman-Amorim em setembro/01. A concentração de cádmio em *Leporinus sp* foi aproximadamente 8x maior que a concentração de cádmio na água ( $0,022 \text{ mg.L}^{-1}$ ) e 6x maior que a concentração de cádmio total no sedimento ( $0,030 \text{ mg.Kg}^{-1}$ ) em setembro/01. Com relação a menor concentração, observada em *T. rendalli*, esta apresentou valores semelhantes aos encontrados por LIMA (1990) para *H. malabaricus*, *S. nasutus* e *P. scrofa* na Estação Ecológica do Jataí-SP, cujas concentrações corresponderam a  $0,0025$ ;  $0,0013$  e  $0,0016 \text{ mg.Kg}^{-1}$ , respectivamente.

Quanto ao Cobre (Cu), a maior concentração média encontrada foi de  $0,045 \text{ mg.Kg}^{-1}$  no tecido muscular de *R. quelen* (espécie carnívora) coletados no rio Doce/Cenibra em fevereiro/01, enquanto a menor concentração média foi de  $0,003 \text{ mg.Kg}^{-1}$  no tecido muscular de *A. scabripinnis* (espécie insetívora) coletados no rio Matipó em setembro/01. Os valores encontrados foram muito inferiores aos obtidos por LIMA (1990), que verificou concentrações de  $8,88$ ;  $0,35$  e  $1,77 \text{ mg.Kg}^{-1}$  para *H. malabaricus*, *S. nasutus* e *P. scrofa*, respectivamente.

KARADEDE & ÜNLÜ (2000) estudando as espécies *Acanthobrama marmid*, *Chalcalburnus mossulensis*, *Chondrostoma regium*, *Carasobarbus luteus*, *Capoetta trutta* e *Cyprinus carpio*, coletados no lago do reservatório Atatürk na Turquia, detectaram concentrações de cobre com valores de  $0,81 \text{ mg.Kg}^{-1}$ ;  $2,41 \text{ mg.Kg}^{-1}$ ;  $2,29 \text{ mg.Kg}^{-1}$ ;  $1,14 \text{ mg.Kg}^{-1}$ ;  $1,68 \text{ mg.Kg}^{-1}$  e  $2,23 \text{ mg.Kg}^{-1}$  para as respectivas espécies citadas. Entretanto, o

mesmo autor não encontrou uma correlação significativa entre as concentrações de cobre no tecido muscular e as posições dos peixes na cadeia trófica, devido ao fato de que todas as espécies estudadas eram herbívoras ou onívoras.

É fato que o progresso caminha junto com a destruição dos recursos naturais. Assim, esgotos industriais e domésticos, agrotóxicos, atividades de mineração e garimpo prejudicam a ictiofauna, aumentando a mortalidade de peixes através da contaminação por agentes tóxicos. Além disso há deterioração dos habitats aquáticos com o desmatamento da vegetação marginal. A ausência de vegetação ripária ou mata ciliar aumenta a entrada de sedimentos no curso d'água causando assoreamento e carreamento de contaminantes adsorvidos às partículas do solo (ex. argilas). Os peixes contribuem significativamente para o suprimento de alimentos, sobretudo para as populações mais pobres. No Vale do rio Doce, a pesca é vital para a sobrevivência de milhares de famílias. Neste sentido, é preciso adotar medidas de manejo e preservação da ictiofauna, o que está diretamente relacionado à manutenção dos ecossistemas aquáticos e área de entorno. Para tanto, é necessário, mais do que a criação de novas legislações, a fiscalização efetiva de fontes de contaminação e principalmente a conscientização da população através da educação ambiental.

## 6.5- CONCLUSÕES

- Em geral, os resultados obtidos mostraram níveis de metais na água acima dos limites máximos estabelecidos pela resolução CONAMA 20/86 para águas classe 2, sendo que os pontos de coleta no ribeirão Timotinho e no rio Doce/Cenibra apresentaram concentrações muito acima do estabelecido para a maioria dos metais analisados, nos dois períodos de amostragem.
- As concentrações de alguns metais totais no sedimento (Zn, Cd, Cu, Pb e Ni) apresentaram valores próximos aos encontrados em regiões não impactadas em todos os pontos de coleta nos dois períodos de estudo. Entretanto, as concentrações de Cr foram mais elevadas em todos os pontos de coleta em fevereiro de 2001 e nos pontos situados no ribeirão Timotinho, rio Casca e rio Matipó em setembro de 2001.

- As concentrações de Mn e Fe encontradas na água e sedimento (biodisponível e total), refletiram em grande parte, as elevadas concentrações naturais deste metais no trecho médio da bacia do rio Doce-MG.
- Elevadas concentrações de metais em peixes foram observadas durante a realização deste estudo, sendo que *Geophagus brasiliensis*, *Oligosarcus argenteus*, *Hoplias lacerdae* e *Loricariichthys castaneus*; *Leporinus sp* e *Geophagus brasiliensis* apresentaram respectivamente níveis de Cr , Pb e Ni acima do permitido pela legislação (Agência Nacional de Vigilância Sanitária e Ministério da Agricultura).
- As elevadas concentrações de metais no tecido muscular das espécies coletadas indicaram processos de bioconcentração, uma vez que elevadas concentrações de metais foram detectadas nas amostras de água coletadas em ambos os períodos estudados.
- As menores concentrações de metais biodisponíveis no sedimento, comparadas às encontradas no tecido muscular dos peixes analisados, também indicaram processos de bioacumulação nos organismos.

#### **6.6- RECOMENDAÇÃO**

- Novos estudos deverão ser realizados no ribeirão do Turvo , localizado dentro do Parque Estadual do Rio Doce-MG, onde Cu, Pb e Cr estiveram acima do limite estabelecido para águas classe 2 pela resolução CONAMA 20/86.

### **CAPÍTULO 3**

#### **TESTES DE TOXICIDADE AGUDA E CRÔNICA COM INVERTEBRADOS UTILIZANDO AMOSTRAS DE SEDIMENTO DO TRECHO MÉDIO DA BACIA DO RIO DOCE-MG.**

## **7- TESTES DE TOXICIDADE AGUDA E CRÔNICA COM INVERTEBRADOS UTILIZANDO AMOSTRAS DE SEDIMENTO DO TRECHO MÉDIO DA BACIA DO RIO DOCE-MG**

### **7.1- INTRODUÇÃO**

#### **7.1.1- Considerações Gerais**

As atividades humanas desenvolvidas nas bacias hidrográficas, contribuem para a deterioração dos recursos hídricos, podendo causar efeitos tóxicos aos organismos afetando os ecossistemas aquáticos (BAUDO, 1989). De acordo com JARDIM (1992), os principais agentes de degradação dos ecossistemas aquáticos são o lançamento de esgoto industrial e doméstico sem tratamento. Indispensável aos dias de hoje, o monitoramento ambiental auxilia o gerenciamento de recursos hídricos, fornecendo informações a respeito da extensão dos impactos causados pela poluição e avalia a eficiência de medidas mitigadoras adotadas para eliminar ou reduzir os efeitos destes impactos (CHAPMAN, 1989).

Em ecossistemas aquáticos, o monitoramento deve adotar critérios rigorosos de qualidade de água, assim como análises detalhadas do sedimento para que o ambiente aquático possa ser avaliado como um todo. Os sedimentos são importantes na compreensão de sistemas aquáticos, pois funcionam como reservatório de nutrientes e desempenham papel ativo na produtividade dos mesmos; também são importantes por servirem de substrato para inúmeras espécies bentônicas que exercem grande influência na transformação da matéria orgânica (TRINDADE, 1980).

Como complemento ao monitoramento ambiental, pode-se utilizar testes ecotoxicológicos visando a avaliação da qualidade ambiental de um ecossistema. Os testes de toxicidade devem ser considerados como ferramenta indispensável no controle da poluição hídrica, pois fundamentam-se na utilização de organismos vivos que são diretamente afetados pelos desequilíbrios que eventualmente ocorrem nos ecossistemas aquáticos onde vivem, uma vez que as análises químicas apenas identificam e quantificam as substâncias presentes na água ou sedimento, mas não detectam os efeitos sobre a biota (HOFFMAN, 1995; ZAGATTO, 1999).

De acordo com LEEUWEN (1988) e ADAMS (1995), os testes de toxicidade aguda consideram os efeitos severos sofridos pelos organismos em curto período de exposição ao agente tóxico ou amostra ambiental (água e sedimento), e medem mais freqüentemente os

efeitos na sobrevivência dos organismos no período de 24 a 96 horas para invertebrados e peixes, respectivamente. O objetivo deste teste é medir a degradação biológica produzida por um estímulo químico e a partir das observações, calcular a concentração letal a 50% da população. De forma contrária, os testes de toxicidade crônica consideram maiores períodos de duração, pois avaliam aspectos do ciclo de vida do organismo a ser testado. Usualmente, mede-se os efeitos indiretos do agente, como alterações no crescimento, reprodução, mudanças no comportamento (dificuldade de movimentação; aumento na frequência de abertura do opérculo por exemplo), aspectos fisiológicos, bioquímicos e histológicos.

No Brasil, o primeiro estudo sobre toxicidade aquática foi realizado por ALMEIDA (1947) na tentativa de determinar a toxicidade do DDT em fêmeas de *Phalloceros caudimaculatus*. Nessa época, não havia qualquer padronização quanto aos procedimentos laboratoriais e parâmetros biológicos e físico-químicos estabelecidos para a realização dos testes (FONSECA, 1991).

Com os estudos realizados por órgãos de controle ambiental, no final da década de 70, a exemplo da United States Environmental Protection Agency; International Organization for Standardization e American Public Health Association, é que se estabeleceu padronização no Brasil. A Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental (CETESB) instituiu um grupo de pesquisa responsável pela realização de testes de toxicidade aguda, utilizando várias espécies como organismos-teste, dentre elas, *Daphnia similis*, *Ceriodaphnia silvestrii* e espécies de peixes como *Hemigramus marginatus* (nativo), *Tilapia rendalli*, *Poecilia reticulata* e *Brachydanio rerio* (exóticos). Esses organismos foram expostos a efluentes industriais, soluções de compostos metálicos e detergentes para que fossem analisadas suas concentrações letais (PEREIRA et al., 1987).

DELAVECHIA (1981), estudou a tolerância a íons cúpricos por *Geophagus brasiliensis*. Realizou testes de toxicidade crônica, expondo os acarás a íons cúpricos, observando que os peixes submetidos a doses subletais durante um intervalo de tempo prolongado, aclimataram-se ao poluente, tornando-se assim mais resistentes a maiores concentrações.

GIANOTTI (1985), verificou as influências de algumas variáveis biológicas tais como sexo, comprimento total, peso total e variáveis físicas e químicas tais como pH, dureza total

e alcalinidade total e agitação da água, na toxicidade de zinco à *Poecilia reticulata*. O autor também verificou efeitos letais e subletais quando esses peixes eram expostos a sulfato de zinco, encontrando uma CL50- 96h de 0,313 mg.L<sup>-1</sup> de Zn<sup>+2</sup>, em águas muito moles e 9,230 mg.L<sup>-1</sup> de Zn<sup>+2</sup> em águas moles, concluindo haver aumento da toxicidade ao zinco com a diminuição da alcalinidade e dureza da água.

Diferentes espécies também podem ser utilizadas em testes de toxicidade para avaliação da contaminação de sedimentos dos ecossistemas. Isto é importante, pois a sensibilidade das espécies varia conforme o agente tóxico e as condições ambientais (REYNOLDS & DAY, 1995). Os organismos-teste incluem algas, macrófitas, peixes, organismos bentônicos, epibênticos e invertebrados pelágicos (BURTON, 1992), e a seleção de espécies pode se basear na sensibilidade ao contaminante testado ou contido no sedimento, no hábito alimentar, na distribuição geográfica ou por existir um procedimento padrão (USEPA, 1994).

Espécies como *Daphnia similis* e *Ceriodaphnia dubia*, tem sido utilizadas em bioensaios com sedimentos, apresentando facilidade de cultivo e manutenção em laboratório, reprodução partenogenética (a qual reduz a variabilidade genética) e amplo conhecimento da biologia da espécie (FONSECA, 1991).

Outro importante aspecto com relação a testes de toxicidade é a utilização de espécies de diferentes níveis tróficos, pois os processos metabólicos respondem diferentemente aos contaminantes presentes, constituindo informações adicionais para o monitoramento de ecossistemas aquáticos (BURTON & MacPHERSON, 1995). Neste contexto, macroinvertebrados bentônicos, a exemplo de *Chironomus xanthus*, também tem sido utilizados em estudos ecotoxicológicos (FONSECA, 1997). Estes organismos desempenham papel importante na reciclagem de nutrientes do sedimento, apresentando curto ciclo de vida e a fácil manutenção em laboratório, dentre as características necessárias para um organismo-teste.

De acordo com BRANCO (1999), o verdadeiro potencial de toxicidade da água só pode ser estimado, com relativo grau de segurança, através de ensaios realizados com seres vivos. Os bioensaios de toxicidade constituem uma das bases para o biomonitoramento da água. Os ensaios realizados com água e sedimento, os quais, segundo ADAMS et al. (1992), se tornaram uma extensão da avaliação da qualidade da água, são importantes na

identificação de áreas que apresentem toxicidade, mostrando-se eficientes na caracterização de alguns efeitos diretos do sedimento, que não seriam obtidos em experimentos de rotina.

Neste aspecto, os estudos ecotoxicológicos desempenham importante papel nos programas de monitoramento de qualidade de água, gerando informações sobre o efeito de substâncias tóxicas lançadas nos sistemas aquáticos.

### **7.1.2- Testes de Toxicidade com Amostras de Sedimento**

O reconhecimento de que os sedimentos são ao mesmo tempo, sumidouro e fonte de agentes contaminantes em ambientes naturais tem aumentado o interesse pelo desenvolvimento de metodologias para testes de toxicidade com organismos que habitam o sedimento (ADAMS, 1995). Entretanto, a grande variabilidade e complexidade da composição dos sedimentos dificultam o entendimento das relações entre sedimento/coluna d'água e sedimento/biota e o estabelecimento das relações entre as respostas dos organismos indicadores de toxicidade com as concentrações dos contaminantes (GIESY & HOKE, 1989).

Os testes de toxicidade com sedimento têm sido aplicados a ampla variedade de organismos aquáticos. De acordo com PERSOONE & JANSSEN (1993), os cladóceros são utilizados por apresentarem praticidade e sensibilidade, sendo considerados um grupo chave para testes de toxicidade padronizados. As espécies bentônicas, que estão intimamente associadas com o sedimento também desempenham papel fundamental nos testes de toxicidade (BURTON & MACPHERSON, 1995).

Os sedimentos em sistemas naturais são conhecidos por alterar a biodisponibilidade de substâncias tóxicas. Esta biodisponibilidade se refere à fração da substância tóxica que está disponível para os organismos aquáticos, sendo que uma substância tóxica é considerada disponível quando presente em uma forma ou fase que causa respostas biológicas em uma ou mais espécies.

A disponibilidade é dependente das propriedades físicas e químicas da substância tóxica e do próprio sedimento (SETAC, 1993). Assim, concentrações químicas que produzem efeitos biológicos em um tipo de sedimento podem não produzir efeitos em outros, mesmo quando a concentração do agente tóxico é maior (ADAMS, 1995).

Os organismos podem ser contaminados por meio de três fontes: água intersticial, coluna d'água ou pelo sedimento, sendo que o hábito alimentar, incluindo o tipo de alimento poderá controlar a dose do contaminante.

Testes com amostras de sedimento são mais indicados para organismos bentônicos pois vivem em contato direto com o sedimento e água intersticial. A família Chironimidae, apresenta grande riqueza de espécies com ampla distribuição, podendo ser considerados os mais abundantes no ambiente de água doce (COFFMAN, 1995; GUERESCHI & MELÃO, 1998).

No presente estudo, utilizou-se o quironomídeo *Chironomus xanthus*, o qual vem sendo avaliado afim de se padronizar os protocolos para testes com essa espécie FONSECA (1997). Além disso, foram realizados testes de toxicidade aguda e crônica com *Daphnia similis* e *Ceriodaphnia silvestrii*, que embora não sejam bentônicas, tem sido utilizados em testes de toxicidade com sedimentos (ZAGATTO, 1988; GIESY & HOKE, 1989).

## **7.2- OBJETIVOS**

Neste capítulo, procurou-se avaliar a toxicidade aguda e crônica de amostras de sedimento coletadas em diferentes trechos da bacia do médio rio Doce-MG, utilizando como organismos-teste cladóceros (*Daphnia similis* e *Ceriodaphnia silvestrii*) e o macroinvertebrado bentônico *Chironomus xanthus*.

## **7.3- MATERIAL E MÉTODOS**

### **7.3.1- Pontos de Coleta e Período de Amostragem**

Em fevereiro e setembro de 2001, foram realizadas coletas em cinco locais no trecho médio da bacia do rio Doce-MG, com a inclusão de mais um local no segundo período de coletas (vide introdução geral).

### **7.3.2- Coleta das Amostras de Sedimento**

As amostras de sedimento foram coletadas utilizando-se uma draga de Eckman. Em seguida, as amostras foram transferidas para potes plásticos e acondicionadas em isopor

com gelo para transporte até o laboratório, sendo posteriormente mantidos em geladeira (4°C), até o início dos testes.

### **7.3.3- Testes de Toxicidade**

Os testes de toxicidade aguda foram realizados com as amostras de sedimento coletadas nos diferentes pontos em fevereiro e setembro/01. Já os testes de toxicidade crônica foram realizados apenas com as amostras de sedimento coletadas em setembro/01, nos seis pontos de amostragem.

### **7.3.4- Testes de Toxicidade Aguda com *Daphnia similis***

Os organismos foram expostos ao sedimento, utilizando-se a proporção de 1:4 de sedimento/água de diluição, de acordo com BURTON & MACPHERSON (1995). A metodologia consiste em se pesar no dia anterior à montagem dos bioensaios 50g de sedimento, adicionando-se em seguida 200ml de água de manutenção. Esta etapa é fundamental para que ocorra a sedimentação do material ressuspensado.

Após 24 horas, foram adicionados 5 organismos (neonatas) em cada recipiente, em triplicata. Os bioensaios foram realizados à temperatura de  $23 \pm 2$  °C e fotoperíodo de 12 horas, com duração de 48 horas e sem renovação da água. Após este período, avaliou-se o efeito de toxicidade aguda aos organismos, sendo consideradas tóxicas as amostras cuja mortalidade dos organismos foi igual ou superior a 50%, com indício de toxicidade entre 30 e 50% e não tóxicas abaixo de 30%.

### **7.3.5- Testes de Toxicidade Aguda com *Chironomus xanthus***

A metodologia utilizada nos testes de toxicidade aguda com *C. xanthus*, foi a recomendada pela USEPA (1994) e adotada por FONSECA (1997). Utilizou-se a proporção de 1:4 sedimento/água em teste estático, sem aeração, com exposição de organismos em fase larval III por 96 horas. O sedimento utilizado nos testes consistiu de areia com granulometria conhecida, proveniente de local com ausência de contaminantes. Ao final do período de exposição, verificou-se o efeito de toxicidade aguda das amostras testadas.

### 7.3.6- Testes de Toxicidade Crônica com *Ceriodaphnia silvestrii*

Para a realização dos testes de toxicidade crônica com sedimento, utilizou-se a metodologia descrita em BURTON & MACPHERSON (1995). Foram pesados 10g de sedimento e adicionados 40 ml de água de manutenção. Após 24 horas de estabilização do sedimento, adicionou-se 1 organismo com 3 dias de idade, em recipientes plásticos, considerando-se 10 réplicas por ponto de amostragem. Durante os testes, foi feita, a cada dois dias, troca parcial da água, evitando-se revolver o sedimento. Os organismos foram alimentados com *Selenastrum carpicornutum*, à concentração de  $10^6$  células/ml. Outro alimento utilizado foi um composto preparado com fermento biológico seco tipo Fleischmann e também ração para peixe (Vitormônio), na proporção de 1ml do composto/L.

Os parâmetros utilizados para avaliar os testes foram a reprodução e a sobrevivência dos organismos. A duração dos testes correspondeu ao período necessário para a obtenção da 3ª ninhada (três reproduções sucessivas). O experimento foi realizado à  $23 \pm 2$  °C e fotoperíodo de 12 horas, com o monitoramento de algumas variáveis químicas incluindo pH, condutividade e dureza no início e no final dos testes.

### 7.3.7- Testes de Sensibilidade

Foram realizados testes de sensibilidade para a avaliação da qualidade das culturas de *Daphnia similis*, *Ceriodaphnia silvestrii* e *Chironomus xanthus*. Estes testes consistiram em expor alguns organismos-teste da cultura à diferentes concentrações de uma substância de referência.

Para *Daphnia similis*, foi utilizado dicromato de potássio ( $K_2Cr_2O_7$ ) nas seguintes concentrações: 0,02; 0,04; 0,08; 0,16 e 0,32  $mg.L^{-1}$ . Foram adicionados em recipientes de 20ml, 5 organismos em 4 réplicas (CETESB, 1991). Para *Chironomus xanthus*, a substância de referência foi o cloreto de potássio (KCl), nas seguintes concentrações 1,5; 2,25; 3,5; 5,0 e 7,5  $g.L^{-1}$ . Dentro dos procedimentos, utilizou-se 50g de substrato (areia de cultivo), onde foram adicionados 200 mL da solução de cloreto de potássio (proporção de 1:4, sedimento/água) e 6 organismos em 3 réplicas (FONSECA, 1997).

Os resultados foram expressos em porcentagem de imobilidade (*Daphnia similis*) e mortalidade (*Chironomus xanthus*), sendo utilizado o programa computacional Sperman-Karber para encontrar os intervalos de CL50 dos organismos testados e avaliar sua sensibilidade. Para *Daphnia similis*, a faixa de sensibilidade estabelecida é de 0,04 a 0,17 mg.L<sup>-1</sup> de dicromato de potássio (ZAGATTO, 1988), e para *Chironomus xanthus* é de 2,6 a 6,4 g.L<sup>-1</sup> de cloreto de potássio (FONSECA, 1997).

Também foi realizado teste de sensibilidade com *Ceriodaphnia silvestrii* utilizando-se o cloreto de sódio (NaCl), como substância de referência de acordo com os procedimentos descritos pela CETESB (1992). As concentrações utilizadas foram de 1,0; 1,3; 1,6; 2,0 e 2,2 mg.L<sup>-1</sup>, preparadas com água de cultivo a partir de uma solução estoque de 10 mg.L<sup>-1</sup> NaCl em água destilada. Foram consideradas adequadas para utilização nos testes de toxicidade as culturas que apresentaram valores de CE50 48hs dentro da faixa de sensibilidade estabelecida, entre 1,33 e 1,82 g.L<sup>-1</sup> (FONSECA, 1997; ZAGATTO, 1988).

## 7.4- RESULTADOS

### 7.4.1- Testes de Sensibilidade

#### a) Testes de Sensibilidade com *Daphnia similis*

Os testes de sensibilidade realizados previamente às coletas de sedimento e também o teste realizado no mês de setembro/01, mostraram que as culturas estavam dentro das normas da CETESB (1991) para a realização dos testes de toxicidade com esses organismos. Os resultados podem ser observados na Tabela 8, onde o valor médio de CE50 esteve dentro da faixa de sensibilidade determinada por ZAGATTO (1988), que é de 0,04 a 0,17 mg.L<sup>-1</sup> de dicromato de potássio, indicando que as culturas poderiam ser utilizadas para os testes de toxicidade. Nas tabelas 18 a 21 (em anexo) encontram-se os resultados das análises estatísticas realizados para os testes de sensibilidade com esta espécie na presença de dicromato de potássio.

Tabela 8-Resultados dos testes de sensibilidade realizados com *Daphnia similis*, expressos em mg.L<sup>-1</sup> de dicromato de potássio (K<sub>2</sub>Cr<sub>2</sub>O<sub>7</sub>).

Período de realização dos testes de sensibilidade	Média CL50	Limite Inferior CL50	Limite Superior CL50
Maio/00	0,06	0,06	0,09
Novembro/00	0,12	0,08	0,19
Fevereiro/01	0,15	0,12	0,20
Setembro/01	0,12	0,08	0,19

### b) Testes de Sensibilidade com *Chironomus xanthus*

Na Tabela 9, são apresentados os resultados da CL50 média e dos limites inferiores e superiores obtidos para *Chironomus xanthus*. Pode-se verificar que a CL50 média foi de 5,15 g.L<sup>-1</sup>, estando dentro da faixa de sensibilidade normalmente encontrada, que compreende as concentrações de 3,39 a 6,38 g.L<sup>-1</sup> de cloreto de potássio (FONSECA, 1997). Nas Tabelas 22 a 28 em anexo, encontram-se os resultados das análises estatísticas realizadas para os testes de sensibilidade com esta espécie na presença de cloreto de potássio.

Tabela 9- Resultados dos testes de sensibilidade realizados com *Chironomus xanthus*, expressos em g.L<sup>-1</sup> de cloreto de potássio (KCl).

Período de realização dos testes de sensibilidade	Média CL50	Limite Inferior CL50	Limite Superior CL50
Maio/00	3,97	3,39	4,66
Agosto/00	5,86	5,55	6,21
Setembro/00	5,50	4,97	6,10
Outubro/00	4,77	3,97	5,74
Dezembro/00	4,91	4,20	5,76
Janeiro/01	5,84	5,37	6,38
Fevereiro/01	5,24	4,70	5,84

### c) Testes de Sensibilidade com *Ceriodaphnia silvestrii*

Para avaliar a saúde dos organismos utilizados nos testes de toxicidade crônica, foram realizados testes de sensibilidade com cloreto de sódio, substância de referência utilizada pela CETESB, para avaliação da sensibilidade de *Ceriodaphnia dubia*. Os resultados obtidos nos testes de sensibilidade mostraram valores dentro dos limites aceitáveis,

indicando uma condição satisfatória dos organismos-teste para a realização dos testes de toxicidade (Tabela 10).

Tabela 10- Resultado do teste de sensibilidade realizado com *Ceriodaphnia silvestrii* expresso em g.L<sup>-1</sup> de cloreto de sódio (NaCl)

Teste de sensibilidade	Média CL	Limite Inferior CL	Limite Superior CL
Setembro/01	1,45	1,30	1,60

Na Tabela 29, em anexo, encontra-se o resultado da análise estatística para o teste de sensibilidade com *C. silvestrii* na presença de cloreto de sódio.

A avaliação rotineira da sensibilidade utilizando substâncias de referência garante avaliar o estado fisiológico dos organismos testados ou seja a saúde dos organismos-teste, permitindo uma confiabilidade dos resultados obtidos em testes de toxicidade (USEPA, 1994).

#### 7.4.2- Testes de Toxicidade Aguda com *Daphnia similis*

Os resultados dos testes de toxicidade aguda à *Daphnia similis* com as amostras de sedimento para os dois períodos de coleta encontram-se na Figura 68.

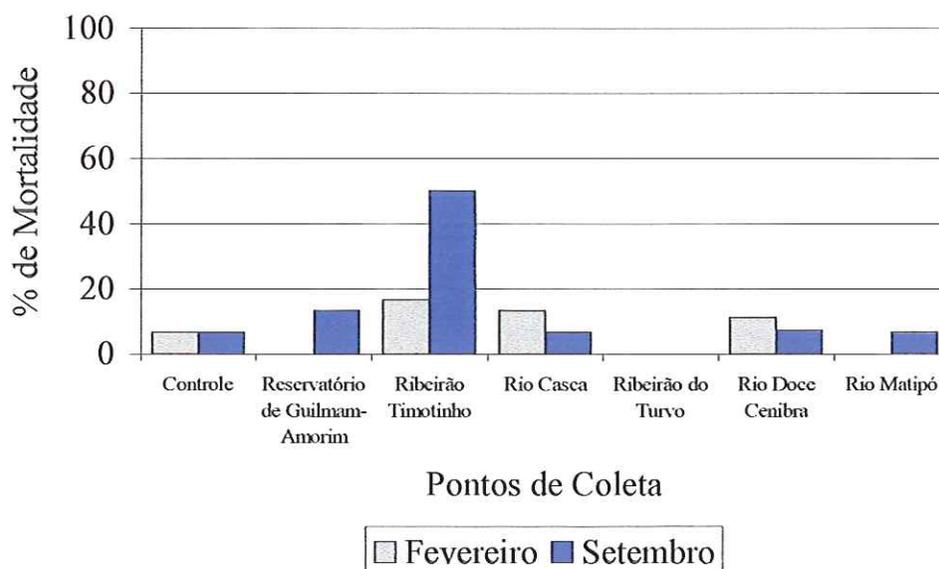
*Daphnia similis*

Figura 68- Testes de toxicidade aguda com *Daphnia similis*, expostos à amostras de sedimento dos diferentes pontos de coleta.

Os resultados mostraram que em fevereiro/01 os pontos de coleta no trecho médio da Bacia do rio Doce-MG não apresentaram toxicidade. Em setembro/01, a amostra de sedimento coletada no ribeirão Timotinho apresentou efeito tóxico, sendo que os demais pontos não apresentaram efeito de toxicidade.

A Tabela 30, em anexo, apresenta as porcentagens de mortalidade nos testes de toxicidade aguda realizados com *Daphnia similis* nos dois períodos de amostragem.

#### 7.4.3 Testes de Toxicidade Aguda com *Chironomus xanthus*

Os resultados dos testes realizados com amostras de sedimento à *Chironomus xanthus* encontram-se na Figura 69.

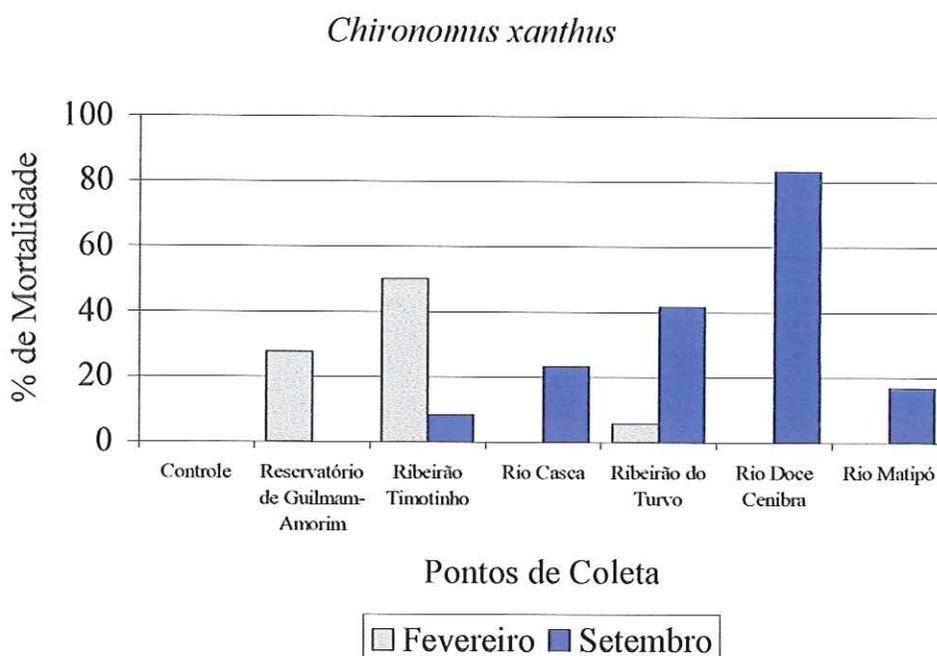


Figura 69- Testes de toxicidade aguda com *Chironomus xanthus*, expostos à amostras de sedimento dos diferentes pontos de coleta.

Os resultados mostraram que em fevereiro/01, as amostras de sedimento coletadas no ribeirão Timotinho apresentaram efeito de toxicidade, sendo que os demais pontos não foram considerados tóxicos. Em setembro/01, o ponto rio Doce /Cenibra foi considerado tóxico à *C. xanthus* e o ponto ribeirão do Turvo apresentou indício de toxicidade. Para os demais locais não verificou-se efeito de toxicidade. A Tabela 31, em anexo, apresenta a porcentagem de mortalidade nos testes de toxicidade aguda realizados com *C. xanthus* nos dois períodos de amostragem.

#### 7.4.4- Teste de Toxicidade Crônica com *Ceriodaphnia silvestrii*

Os resultados dos testes de toxicidade crônica com *C. silvestrii*, utilizando amostras de sedimento coletadas em diferentes pontos na Bacia do rio Doce em setembro de 2001 e as variáveis químicas monitoradas durante os testes estão apresentados nas Figuras 70 e 71 e Tabela 11.

Na Figura 70 encontra-se o número de neonatas produzidos por *Ceriodaphnia silvestrii* durante os testes. Pode-se verificar menor número de neonatas nos pontos rio Doce/Cenibra (6 neonatas) e ribeirão do Turvo (13 neonatas), seguidos do rio Matipó e reservatório Guilman-Amorim com 18 e 23 neonatas, respectivamente. Apenas no ponto de coleta no rio Casca o número de neonatas produzido esteve próximo ao controle.

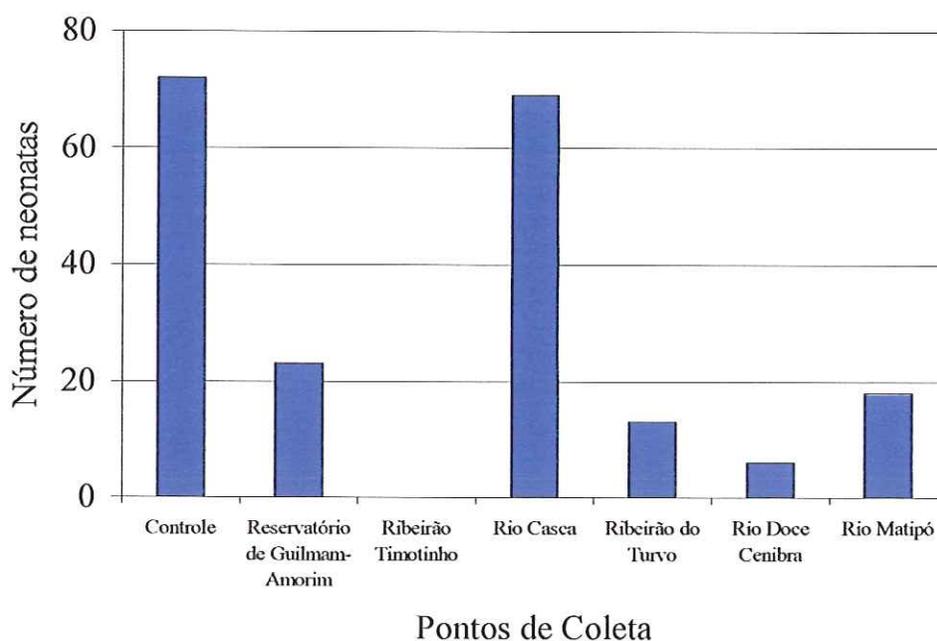


Figura 70- Número de neonatas produzidas por *Ceriodaphnia silvestrii* nos testes de toxicidade crônica, expostos aos sedimentos coletados em diferentes pontos do trecho médio da Bacia do rio Doce-MG.

A Figura 71 apresenta a porcentagem de sobrevivência dos parentais durante a realização dos testes. Os valores encontrados para este parâmetro de avaliação variaram entre 70 % (reservatório Guilman-Amorim e rio Doce/Cenibra) e 100 % no ribeirão do Turvo coincidindo com a porcentagem de sobrevivência verificada no controle.

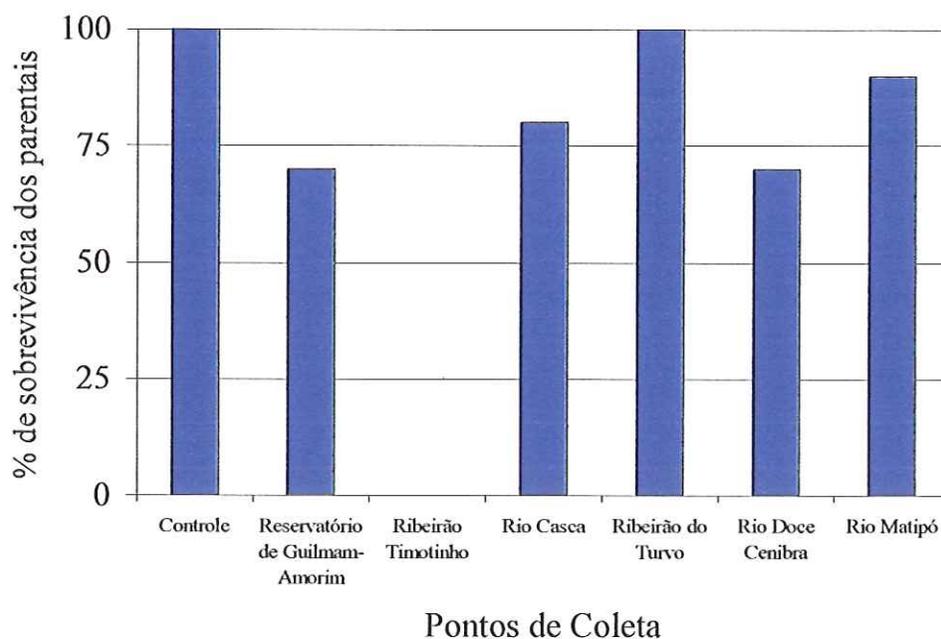


Figura 71- Porcentagem de sobrevivência dos parentais de *Ceriodaphnia silvestrii* nos testes de toxicidade crônica com amostras de sedimento coletadas em diferentes pontos do trecho médio da Bacia do rio Doce-MG.

Quanto às variáveis químicas monitoradas durante os testes (Tabela 11), verificou-se pequena variação dos valores iniciais e finais de pH (todos entre 7,0 e 8,0). Já os valores de condutividade e dureza variaram apresentando, em geral, aumento ao longo dos testes, particularmente no ponto 2 (ribeirão Timotinho) e no ponto 5 (rio Doce/Cenibra).

Tabela 11- Variáveis químicas monitoradas durante os testes de toxicidade crônica com amostras de sedimento dos diferentes pontos de amostragem no trecho médio da Bacia do rio Doce-MG, em setembro/01.

Pontos de Coleta	pH		Condutividade ( $\mu\text{S.cm}^{-1}$ )		Dureza ( $\text{mg.L}^{-1}\text{CaCO}_3$ )	
	I	F	I	F	I	F
Controle (laboratório)	7,4	7,67	116,9	122,5	40,0	40,0
1- Reservatório de Guilman-Amorim	7,16	7,04	107,0	114,9	42,0	34,0
2- Ribeirão Timotinho	7,91	8,09	118,0	302,0	47,0	146,0
3- Rio Casca	7,67	7,31	116,9	122,5	42,0	36,0
4- Ribeirão do Turvo	7,65	7,68	119,5	139,7	41,0	42,0
5- Rio Doce/Cenibra	7,81	7,70	122,5	149,3	39,0	54,0
6- Rio Matipó	7,06	7,25	101,6	109,1	36,0	28,0

Onde: I=inicial e F=final.

A Tabela 12 apresenta os resultados do teste de Kruskal-Wallis para os dados de reprodução de *C. silvestrii* (número de neonatas produzidas), comparando o controle com os demais pontos de coleta.

Tabela 12- Resultado do teste de Kruskal-Wallis, em relação ao número de neonatas produzidos por *Ceriodaphnia silvestrii* em teste de toxicidade crônica com amostras de sedimento de diferentes trechos da bacia do médio Rio Doce-MG.

Pontos de Coleta	Setembro/01
Controle	72
1- Reservatório de Guilman-Amorim	23
2- Ribeirão Timotinho	0 **
3- Rio Casca	69
4- Ribeirão do Turvo	13 **
5- Rio Doce/Cenibra	6 **
6- Rio Matipó	18 *

Onde: \*\* ( $p < 0,001$ ) e \* ( $p < 0,05$ ) representam diferenças significativas.

Os pontos 4 (ribeirão do Turvo), 5 (rio Doce/Cenibra) e 6 (rio Matipó) apresentaram diferença significativa quando comparados ao Controle, mostrando efeito crônico na reprodução de *C. silvestrii*. Quanto ao ponto de coleta no ribeirão Timotinho, 48hs após o início do teste, todos os organismos estavam mortos, não tendo ocorrido, portanto, a reprodução dos mesmos. Na verdade, este resultado mostrou ter havido efeito de toxicidade aguda aos organismos.

Quanto à porcentagem de sobrevivência dos parentais, verificou-se 100% de mortalidade dos mesmos na amostra de sedimento do ribeirão Timotinho. Nas amostras do reservatório de Guilman-Amorim e rio Doce/Cenibra também foi verificada diferença significativa da sobrevivência dos parentais comparada ao controle. Esta diminuição na

sobrevivência pode estar relacionada às concentrações de metais biodisponíveis no sedimento.

## 7.5- DISCUSSÃO

O sedimento pode ser considerado como o maior depósito de poluentes que são introduzidos na coluna d'água por atividades antrópicas. Sendo os sedimentos definidos como coleções de partículas minerais em fundos de rios, lagos, estuários e oceanos, são componentes fundamentais dos ecossistemas aquáticos, porque além de funcionarem como reservatório de inúmeros poluentes, desempenhando papel na assimilação, transporte e deposição desses poluentes e também fornecem substrato para ampla variedade de organismos de interesse econômico ou ecológico (USEPA, 2000).

Quando contaminado, o sedimento pode ser diretamente tóxico para a vida aquática ou pode ser fonte de contaminantes, podendo ocasionar efeitos agudos ou crônicos aos organismos. Neste contexto, o sedimento pode ser fonte primária de contaminantes para organismos bentônicos e uma secundária para organismos da coluna d'água (ADAMS et al., 1992; REYNOLDSON & DAY, 1993).

Comparando-se os resultados obtidos nos testes de toxicidade aguda com amostras de sedimento utilizando *D. similis* e *C. xanthus*, em ambos os períodos de coleta, verificou-se a importância de se estudar espécies de diferentes níveis tróficos, uma vez que diferentes sensibilidades foram apresentadas por essas espécies quando expostas às amostras de sedimento. MELLETTI (1997), ao avaliar a qualidade do sedimento da Bacia do rio Piracicaba (SP), verificou indício de toxicidade à *Prochilodus scrofa* em um ponto de coleta, o qual não foi observado para *Ceriodaphnia silvestrii* e *Daphnia similis*, quando exposta à mesma amostra por FONSECA (1997). Os autores atribuíram esse resultado à diferença de sensibilidade entre as espécies.

De acordo com LONG et al., (2001), os testes de toxicidade com sedimentos fornecem uma rápida e integrada medida do potencial tóxico dos contaminantes ligados ao sedimento. COWGILL (1987), relata que em testes de toxicidade com zooplâncton, a sensibilidade dos organismos pode ser afetada por suas próprias características como o estado nutricional, estágio de vida e saúde, e dessa maneira pode alterar os resultados dos testes de toxicidade.

Segundo BURTON & MACPHERSON (1995), os agentes tóxicos não afetam os mesmos processos metabólicos e acabam resultando em efeitos diferentes, sendo fundamental a escolha de parâmetros apropriados para a avaliação (sobrevivência, reprodução e/ou crescimento), assim como a escolha de organismos-teste de diferentes níveis tróficos.

Algumas medidas são necessárias para o desenvolvimento de testes de toxicidade, como, por exemplo, a qualidade das culturas dos organismos que serão testados, avaliação esta que é efetuada pelos testes de sensibilidade realizados com substâncias de referência. Estes testes fornecem informações importantes para a interpretação dos resultados dos testes como informações sobre a saúde dos organismos a serem utilizados, informando também se a sensibilidade de uma linhagem ou de uma população em uso no laboratório é comparável a de outros estudos (USEPA, 2000).

Os organismos utilizados no presente estudo foram obtidos de culturas mantidas no Laboratório de Ecotoxicologia e Ecofisiologia de Organismos Aquáticos do Centro de Recursos Hídricos e Ecologia Aplicada da Universidade de São Paulo. Este laboratório verifica rotineiramente as condições das culturas em manutenção, realizando testes de sensibilidade periódicos para a avaliação das mesmas. Assim, os organismos-teste utilizados estiveram de acordo com as faixas de sensibilidade reportados pela literatura.

A toxicidade de poluentes no sedimento e sua disponibilidade são importantes na determinação dos efeitos ambientais destes compostos nos sistemas aquáticos, sendo que muitos desses poluentes interagem como material em suspensão nos corpos d'água e acabem sendo depositados nos sedimentos de rios e lagos (MANAHAM, 1994).

Segundo BAUDO (1989), o sedimento pode refletir as condições do sistema aquático e sua composição faz parte da história do corpo d'água, demonstrando não somente as características químicas da área de drenagem, mas também a influência do homem nos ciclos biogeoquímicos naturais, bem como eventuais mudanças nas características físicas e biológicas do sistema aquático.

De acordo com TUNDISI et al. (1999), o aumento de atividades agrícolas e industriais, o uso e despejo intensivos dos agrotóxicos e substâncias tóxicas em geral, nos ecossistemas aquáticos tem levado à contaminação dos sedimentos de rios, represas e lagoas.

Nos testes de toxicidade aguda à *C. xanthus* e crônica à *C. silvestrii* com amostras de sedimento coletadas em setembro/2001, verificou-se efeito de toxicidade, com 83% de mortalidade e baixíssima reprodução dos organismos no ponto 5 (rio Doce/Cenibra). Este ponto recebe grande quantidade de efluentes lançados pela indústria de papel e celulose Cenibra. Nesta região da Bacia do rio Doce, enormes áreas foram ocupadas por uma silvicultura intensiva em regime de curta rotação (sete anos), sem que houvesse a menor preocupação com possíveis impactos ambientais e sociais ou com a preservação dos ecossistemas locais (GUERRA, 1995).

Após o primeiro corte da floresta plantada, os solos ficam desprotegidos ocorrendo aumento de sua temperatura e maior impacto das gotas das chuvas sobre suas partículas, o escoamento superficial aumenta e com ele o perigo de erosão, há maior compactação dos solos, e com isso a infiltração das águas que alimentam lençóis subterrâneos diminui.

Inevitavelmente, há aumento do assoreamento dos corpos d'água, e a esses impactos negativos devem-se somar as enormes cargas de resíduos de fertilizantes e agrotóxicos utilizados, que na maioria das vezes são carregados para córregos e ribeirões mais próximos, comprometendo a qualidade das águas que servem à população, pelo efeito conjugado do assoreamento, da concentração de sólidos em suspensão, nitratos, além da presença de metais pesados, agrotóxicos (especialmente herbicidas, inseticidas e formicidas) (DE PAULA, 1997).

O ecossistema florestal renovável de eucaliptos é bastante frágil, necessitando suplementação periódica de fertilizantes para manter altos níveis de produtividade (200 Kg de fertilizantes para cada hectare de eucalipto plantado). Estando situado em uma região de topografia acidentada, parte significativa desses fertilizantes não é absorvida pelas plantas, sendo carregada pelas enxurradas para os corpos d'água mais próximos (SABARÁ, 1994).

Outra atividade impactante na região do médio rio Doce é a mineração, que nas etapas de lavra e beneficiamento do minério lançam rejeitos (efluentes) líquidos e sólidos nos sistemas aquáticos (óleos, amônia, graxas, arsênico, cálcio, cianeto, mercúrio, nitrato, partículas de ferro, manganês e zinco, entre outras); comprometendo as nascentes e

mananciais que servem de fonte de abastecimento de água potável para a população da região (DE PAULA, 1997).

O setor siderúrgico também é responsável pelo impacto ambiental na região. Segundo levantamentos feitos pelos órgãos ambientais FEAM/COPAM, até 1985, as principais empresas da bacia praticamente não eram monitoradas quanto a seu impacto sobre os recursos hídricos (BRAGA, 1995). Segundo a USEPA (1995), no caso específico da poluição hídrica, o setor de metais primários é responsável pela emissão de 31,19% (em termos de peso) dos compostos metálicos lançados na água por indústrias americanas e por 3,69% de todos os poluentes cancerígenos lançados na água. Em síntese, o setor siderúrgico é um grande poluidor e intensivo utilizador de recursos naturais (TORRES, 1992).

Este alto grau de poluição do setor siderúrgico, pode ser observado nos resultados obtidos nos testes de toxicidade aguda e crônica realizados, particularmente no ribeirão Timotinho (ponto 2). Este ponto recebe grande quantidade de efluentes lançados pela indústria ACESITA além de esgotos domésticos, o que certamente contribuiu para o efeito de toxicidade aguda verificado à *C. xanthus* em fevereiro/2001 (50% de mortalidade) e *D. similis* em setembro/2001 (50% de mortalidade), bem como para o efeito de toxicidade crônica, comprometendo em 100% a reprodução dos parentais de *C. silvestrii*.

Em geral, o ponto de coleta no ribeirão Timotinho apresentou altas concentrações de metais biodisponíveis no sedimento (Zn, Mn, Fe, Cu, Ni, Pb e Cr), assim como altas concentrações de fenóis, amônia, nitrato, nitrito, nitrogênio total e fósforo total no sedimento (Tabela 13), podendo esses elementos contribuir para a toxicidade do sedimento. É importante lembrar, que *C. xanthus* é sensível à presença de metais (FONSECA, 1997).

Tabela 13- Variáveis químicas que podem contribuir para a toxicidade do sedimento verificada no ribeirão Timotinho (ponto 2), nos dois períodos de amostragem.

Variáveis químicas	Fevereiro/01	Setembro/01
Zn	0,77 mg.Kg <sup>-1</sup>	0,11 mg.Kg <sup>-1</sup>
Mn	2,61 mg.Kg <sup>-1</sup>	2,61 mg.Kg <sup>-1</sup>
Fe	46,92 mg.Kg <sup>-1</sup>	59,13 mg.Kg <sup>-1</sup>
Cu	0,10 mg.Kg <sup>-1</sup>	0,04 mg.Kg <sup>-1</sup>
Ni	0,18 mg.Kg <sup>-1</sup>	0,35 mg.Kg <sup>-1</sup>
Pb	0,21 mg.Kg <sup>-1</sup>	0,44 mg.Kg <sup>-1</sup>
Cr	0,06 mg.Kg <sup>-1</sup>	0,21 mg.Kg <sup>-1</sup>
Fenóis	*	0,20 mg.L <sup>-1</sup>
Amônia	2893,70 µg.L <sup>-1</sup>	2600,00 µg.L <sup>-1</sup>
Nitrato	752,77 µg.L <sup>-1</sup>	2140,20 µg.L <sup>-1</sup>
Nitrito	241,14 µg.L <sup>-1</sup>	474,93 µg.L <sup>-1</sup>
NitrogênioOrgânicoTotal	0,20 %	0,03 %
Fósforo Total	0,54 µg.g <sup>-1</sup>	0,05 µg.g <sup>-1</sup>

\* não quantificado.

Por outro lado, ESPÍNDOLA et al. (1998), ao avaliarem a qualidade ambiental do reservatório de Salto Grande (Americana-SP), verificaram efeito de toxicidade aguda à *Daphnia similis* em amostras de sedimento de locais que não apresentavam as maiores concentrações de metais totais. Segundo os autores, os testes de toxicidade refletem o efeito sinérgico de todos os poluentes (substâncias) geradas no sistema, mostrando que características químicas isoladas podem não garantir a preservação e a manutenção da biota aquática, uma vez que os processos e mecanismos de funcionamento do sistema são diferenciados nas escala temporal e espacial.

Um poluente raramente está sozinho e sua toxicidade pode ser modificada pela presença simultânea de outros poluentes. Estudos demonstram que alguns pesticidas interagem sinérgicamente e muitas dessas interações parecem refletir sua toxicidade. Além disso, quando um organismo é exposto a um conjunto de substâncias, podem ocorrer combinações das mesmas e essas combinações podem ser de três tipos: antagônica, sinérgica ou aditiva, dependendo da substância e das características do ambiente. (PASCOE & EDWARDS, 1989, FONSECA, 1997).

Um fator importante na toxicidade de uma amostra pode ser o pH, uma vez que mudanças de pH podem afetar a solubilidade, polaridade, estabilidade e especiação de compostos, modificando assim sua biodisponibilidade e sua toxicidade (COONEY, 1995).

Altas concentrações de íons  $H^+$  podem causar efeito tóxico aos organismos aquáticos, sendo que certos metais como cádmio e chumbo podem ser mobilizados e se tornarem mais tóxicos em pH reduzido (SPARLING, 1995).

De acordo com KEATING et al. (1996), a mudança do pH em testes de toxicidade pode alterar a fisiologia dos organismos-teste e/ou alterar a toxicidade do material a ser testado, gerando assim uma nova condição que não corresponde às condições encontradas no ambiente. No presente estudo, entretanto, não foram verificadas mudanças significativas com relação ao pH, tanto nos testes de toxicidade aguda quanto crônica.

Por outro lado, observou-se um grande aumento no valor de condutividade elétrica, quando comparados os valores iniciais e finais do teste de toxicidade crônica com *C. silvestrii*, expostos ao sedimento do ponto 2 (vide Tabela 11). Os altos valores de condutividade elétrica estão relacionados com o aumento de íons dissolvidos na água. Tal fato, também se relaciona com um aumento da disponibilidade de nutrientes e poluentes existentes no sedimento, resultando em toxicidade potencial aos organismos-teste.

A Bacia do rio Doce é a terceira maior bacia de Minas Gerais, apresentando, entretanto, alto grau de ocupação antrópica associado à atividades altamente impactantes, que produzem grandes volumes e tipos de subprodutos frequentemente lançados sem qualquer tratamento prévio nos corpos d'água. Neste contexto, estudos ecotoxicológicos são fundamentais nesta região, podendo contribuir na avaliação dos efeitos adversos decorrentes das interações entre elementos químicos e a disponibilidade dos mesmos aos organismos.

## 7.6- CONCLUSÕES

- A comparação dos resultados dos testes de toxicidade aguda e crônica com amostras de sedimento demonstrou a importância de se utilizar espécies de diferentes níveis tróficos para avaliação da toxicidade de amostras ambientais.
- Os resultados dos testes de toxicidade aguda e crônica com amostras de sedimento à *Daphnia similis*, *Chironomus xanthus* e *C. silvestrii* mostraram que os pontos de coleta no ribeirão Timotinho e rio Doce/Cenibra apresentaram maiores problemas de toxicidade, o que esteve de acordo com as análises físicas e químicas realizadas.

- Os resultados dos testes de toxicidade crônica com amostras de sedimento à *C. silvestrii* também identificaram outros locais afetados pela toxicidade: o ribeirão do Turvo, rio Matipó e reservatório de Guilman-Amorim.

## **CAPÍTULO 4**

### **AVALIAÇÃO DE ALTERAÇÕES HISTOLÓGICAS EM PEIXES DO TRECHO MÉDIO DA BACIA DO RIO DOCE-MG.**

## 8- AVALIAÇÃO DE ALTERAÇÕES HISTOLÓGICAS EM PEIXES DO TRECHO MÉDIO DA BACIA DO RIO DOCE-MG.

### 8.1- INTRODUÇÃO

#### 8.1.1- Considerações Gerais

Atualmente, não somente as respostas visíveis das espécies biológicas, mas também as análises de tecidos, células e moléculas têm sido utilizadas como bioindicadores de qualidade de água em estudos ecotoxicológicos (LLOYD, 1992; BRAUNBECK, 1994; SÁ, 1994, 1998; AU et al., 1999; ADAMS et al., 1999). Os biomarcadores celulares (indicadores histológicos, fisiológicos e bioquímicos), por exemplo, geralmente analisam os efeitos mecânicos dos agentes tóxicos aos organismos. A partir destas avaliações, é possível extrapolar os resultados observados nos organismos, relacionando a estrutura com o funcionamento do ambiente em questão.

De acordo com HAWKINS (1995), estudos tem demonstrado que substâncias químicas tem causado câncer em peixes de pequeno porte submetidos por curtos períodos de exposição a sedimentos e água de diversos locais. Neste sentido, as técnicas histológicas permitem detectar alterações morfológicas, a exemplo do aumento ou diminuição no número de células cloreto e mucosas nas brânquias, bem como o desenvolvimento de neoplasia, hiperplasia, fibrose, necrose, dentre outras alterações, em diferentes órgãos. Estudos histológicos e fisiológicos foram realizados por MAZON (1997), com *Prochilodus scrofa*, espécie tropical representativa da ictiofauna da bacia de vários rios da região sudeste do Brasil, o qual foi exposto ao cobre em condições semelhantes às encontradas em seu ambiente natural. Esses estudos mostraram que *P. scrofa* apresenta alta sensibilidade ao cobre e que este induz alterações histopatológicas nas brânquias, como aneurismas, proliferação de células epiteliais e cloreto, necrose e apoptose nas células pavimentosas e cloreto, levando ao rompimento de lamelas secundárias e sua destruição.

Alterações também foram observadas no fígado de *P. scrofa*, com o aumento da vacuolização citoplasmática, diminuição da concentração de glicogênio e aumento de áreas necróticas; e nos rins através do aumento da vacuolização nos túbulos renais, necrose e apoptose, mesmo à concentração de cobre recomendada pela USEPA (1984) como limite para a preservação da vida aquática.

### 8.1.2- Morfologia Branquial

As brânquias dos teleósteos são órgãos multifuncionais com uma organização externa e interna muito complexa que permitem aos peixes habitarem vários ambientes aquáticos (LAURENT & PERRY, 1990). Além de efetuar as trocas gasosas entre o sangue e o ambiente aquático, participam na manutenção da osmorregulação, equilíbrio iônico e ácido-base, tendo também um importante papel na detecção e apreensão de alimentos (HEISLER, 1984; EVANS, 1984).

Na maioria dos peixes, as brânquias são constituídas por 4 arcos branquiais nos quais estão inseridas duas fileiras de filamentos branquiais ou lamelas primárias, denominadas holobrânquias. A região interna dos filamentos branquiais é comum e constituída principalmente por vasos sanguíneos e músculo, sendo denominada septo interbranquial. Na superfície dos filamentos branquiais ocorre uma série de dobras que dão origem às lamelas secundárias, onde ocorrem as trocas gasosas (HUGHES, 1972, 1984).

Cada lamela secundária é formada por células epiteliais pavimentosas (LAURENT & DUNEL, 1980), que são separadas por uma série de células pilares e é entre os espaços formados pelas flanges dessas células que o sangue passa. O número, forma, comprimento e área das lamelas primárias e secundárias variam durante o desenvolvimento do animal, com o ambiente e para cada espécie (PERNA, 1991; SEVERI, 1991; SANTOS, 1994; MORON, 1994).

O sistema circulatório nas brânquias é composto por um sistema artério-arterial relacionado à troca de gases e um sistema artério-venoso relacionado à nutrição do tecido branquial. Nas brânquias, o epitélio das lamelas secundárias, que corresponde ao epitélio respiratório, representa a maior parte da superfície branquial (96%), sendo o restante (4%) constituído pelo epitélio dos filamentos branquiais, não respiratório (LAURENT & DUNEL, 1980).

O epitélio branquial de peixes de água doce e marinhos apresentam características semelhantes. O epitélio dos filamentos é composto por várias camadas de células, enquanto o epitélio lamelar é em geral composto por duas camadas de células (PERRY & LAURENT 1993). As células pavimentosas são predominantes e ocupam 90% do epitélio dos filamentos e das lamelas secundárias. As células mucosas são encontradas no epitélio do filamento branquial, com maior frequência na região externa do filamento (LAURENT

& HEBIBI, 1989) e raramente no epitélio lamelar (ocupam aproximadamente 5% da superfície branquial). As células-cloreto normalmente ocupam 10% do total da área branquial e tem sido mais estudadas do que os demais tipos de células. São encontradas principalmente na região interna do epitélio do filamento branquial, na região interlamelar e na base das lamelas secundárias (LAURENT & DUNEL, 1980).

### **8.1.3- Aspectos Funcionais da Morfologia Branquial**

O conhecimento dos aspectos de morfologia funcional é de grande importância para compreensão da fisiologia respiratória dos peixes. Vários estudos têm correlacionado a área respiratória à adaptação ao ambiente aquático (HUGHES, 1972; HUGHES & GRAY, 1972; HUGHES & MITTAL, 1980), aos processos de regulação iônica e osmótica (AHUJA, 1970; MILTON, 1971; BROWN, 1973; CAMERON & WOOD, 1978), ao tipo de vida ou à atividade dos animais (JAGER & DEKKERS, 1975) e à absorção de poluentes (MURPHY & MURPHY, 1971) e metais pesados pelos peixes (HODSON et al., 1978; PHILLIPS & BUTHLER, 1978; MAZON, 1997).

As trocas gasosas necessitam de uma grande superfície de contato entre o meio interno (sangue) e externo (água) e ocorrem por um sistema de contra-corrente sendo a direção do fluxo sangüíneo oposta ao fluxo da água (VAN DAN, 1938; HUGHES & SHELTON, 1962). O fluxo de contra-corrente água-sangue mantém um gradiente de difusão através das brânquias, de modo que o oxigênio difunde-se para o meio interno e o CO<sub>2</sub> para o meio externo.

Uma das diferenças marcantes dos peixes em relação aos organismos terrestres é que eles necessitam manter equilíbrio osmótico e iônico com a água circundante. Peixes teleósteos marinhos mantêm concentração osmótica de aproximadamente um terço da concentração da água do mar. Perdem água para o ambiente, que é mais concentrado e para compensar as perdas líquidas bebem água, absorvendo sais no intestino. O rim é incapaz de produzir uma urina concentrada a fim de ajudar a eliminação de sais e as brânquias secretam o excesso de sais.

Nos peixes de água doce, os quais possuem alta quantidade de sais em seu fluido interno, a água entra no corpo principalmente pelas brânquias devido a sua extensa superfície e permeabilidade relativamente alta. A água em excesso é excretada via urina e

os rins absorvem  $\text{Na}^+$  e  $\text{Cl}^-$  da urina para prevenir a perda de sais. Na pele dos peixes de água doce, ocorre perda de pequena taxa de  $\text{Na}^+$  e  $\text{Cl}^-$ , e estes sais são recuperados pela tomada ativa das células especiais localizadas nas brânquias, ocorrendo uma troca de  $\text{Na}^+$  por  $\text{H}^+$  e  $\text{Cl}^-$  por  $\text{HCO}_3^-$  (LLOYD, 1992). KROGH (1938), MAETZ & GARCIA-ROMEU (1964) foram os primeiros a relatarem que a tomada ativa de  $\text{NaCl}$  em peixes de água doce ocorre na brânquias.

Em ambientes de água doce, há uma grande variação na concentração de íons que pode oscilar desde água quase destilada até água com altas concentrações iônicas, causando dificuldades aos peixes que ali vivem para compensarem a perda de íons e o influxo osmótico de água. O papel das células-cloreto em peixes adaptados à água com baixa concentração de íons começou a despertar atenção após os estudos realizados por LAURENT & DUNEL (1980), ao documentarem reversível proliferação das células-cloreto após a transferência de *Oncorhynchus mykiss* de água doce para água deionizada e vice-versa.

Perturbações ambientais como hipóxia, hiperóxia, acidificação e flutuações nos níveis de cálcio no meio aquático são conhecidas por induzirem desordem interna (ácido-base) no animal e, conseqüentemente, na morfologia do epitélio branquial. Alterações morfológicas nas brânquias podem estar relacionadas a hipertrofia dos filamentos, das células cloreto, bem como à estimulação de células mucosas na produção de muco (PERRY & LAURENT, 1993). A exposição de peixes à águas ácidas, por exemplo, pode causar alterações morfológicas nas brânquias e em numerosos processos fisiológicos incluindo as trocas de gases, regulação iônica e equilíbrio ácido-base (GOSS et al., 1994).

Informações sobre a morfologia do epitélio dos teleósteos de água doce nas regiões tropicais são escassas, tornando-se interessante o estudo da morfologia das brânquias dos peixes desses ambientes em relação à concentração de íons no ambiente aquático.

Estudos, realizados na represa do Monjolinho (UFSCar, São Carlos-SP), demonstraram diferenças significativas na densidade, distribuição e morfologia das células-cloreto de diferentes espécies que vivem no mesmo ambiente. Como exemplo, nas brânquias de *Hypostomus plecostomus* foram encontradas elevadas densidades de células-cloreto e presença de grande número dessas células nas lamelas secundárias (PERNA, 1991), enquanto que em estudos realizados com *Hoplias malabaricus* o número de células-cloreto

foi reduzido e a distribuição restrita principalmente ao filamento branquial e espaço interlamelar (MORON, 1994).

## **8.2- OBJETIVOS**

O presente estudo teve como objetivo, avaliar a morfologia do tecido branquial através de análises histológicas, bem como quantificar o número de células cloreto e mucosas de algumas espécies de peixes coletados em diferentes trechos da bacia do médio rio Doce-MG.

## **8.3- MATERIAL E MÉTODOS**

### **8.3.1- Período de Amostragem e Pontos de Coleta**

Foram realizadas duas coletas de peixes em 5 locais do trecho médio da Bacia do rio Doce-MG, nos meses de fevereiro e setembro de 2001, adicionando-se um ponto de amostragem no rio Matipó (MG), em setembro/01.

### **8.3.2.- Coleta de Peixes**

Para a coleta dos peixes foram utilizadas redes de espera, com malha entre 3 e 12 cm (nós opostos), nos diferentes pontos de amostragem. Imediatamente após a coletas, os arcos branquiais foram retirados e fixados para, em seguida, serem processados em laboratório.

### **8.3.3- Microscopia de Luz**

As amostras do segundo arco branquial foram lavadas com solução salina 0,9%, e fixadas em glutaraldeído 2,5% com tampão fosfato 0,1M e pH 7,4 por 24hs. Em seguida, a solução inicial de glutaraldeído (2,5%) foi substituída por glutaraldeído 1% com tampão fosfato 0,1M e pH 7,4. Posteriormente, as amostras foram transferidas para novos frascos, sendo imersas em álcool 70% por aproximadamente 2 horas e desidratadas em banhos sucessivos de álcool 95% e 100%. Após a desidratação, as amostras foram incluídas em Histo-resina LBK até a polimerização da mesma. Os cortes histológicos de 3µm foram efetuados em micrótomo comum, corados com PAS (Ácido Peródico de Schiff), Alcian Blue pH 2,5 e 1,0 para a identificação de células mucosas e Azul de Toluidina para a identificação de células cloreto. Após a coloração a contagem de células cloreto e mucosas

foi realizada em um microscópio óptico Olympus CBA-K, onde o número de células foi estimado através de uma medida em mm em campos aleatórios do filamento branquial.

## 8.4. RESULTADOS

### 8.4.1- Morfologia do Epitélio Branquial

Os resultados das análises histológicas demonstraram a ocorrência de aneurismas no epitélio do filamento branquial nos exemplares de *Tilapia rendalli* coletadas no ribeirão Timotinho (ponto 2) em fevereiro/01 (Figura 72), o mesmo não tendo sido verificado em setembro/01 (Figura 73).

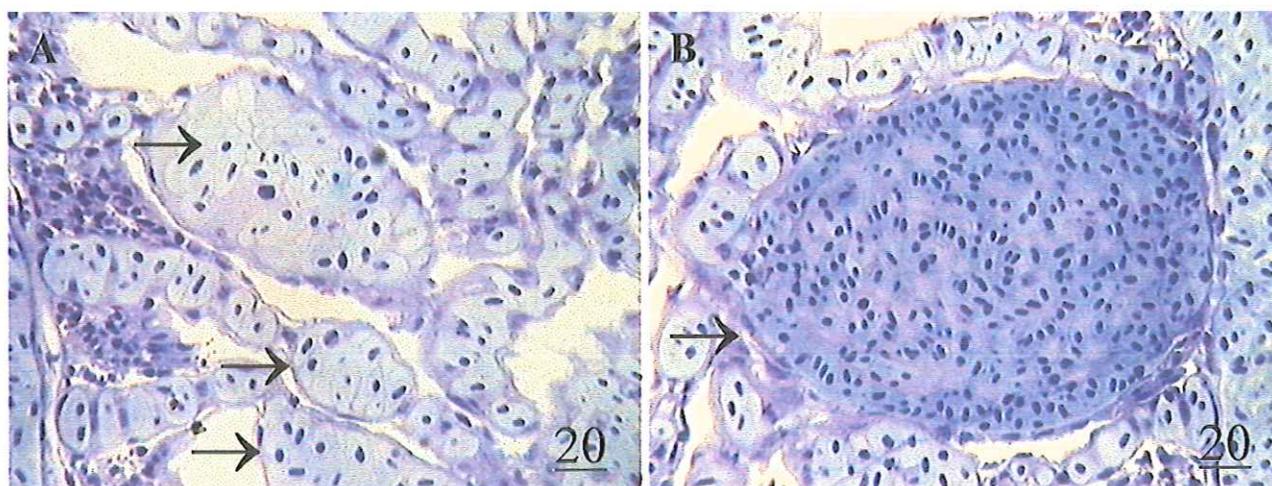


Figura 72- Corte sagital do filamento branquial de *Tilapia rendalli* coletado em fevereiro/01 no ribeirão Timotinho. **A-** note o início da formação de aneurismas (setas →) na lamela secundária. **B-** Aneurisma (setas →) ocupando toda extensão da lamela secundária. (azul de toluidina, escala em  $\mu\text{m}$ ).

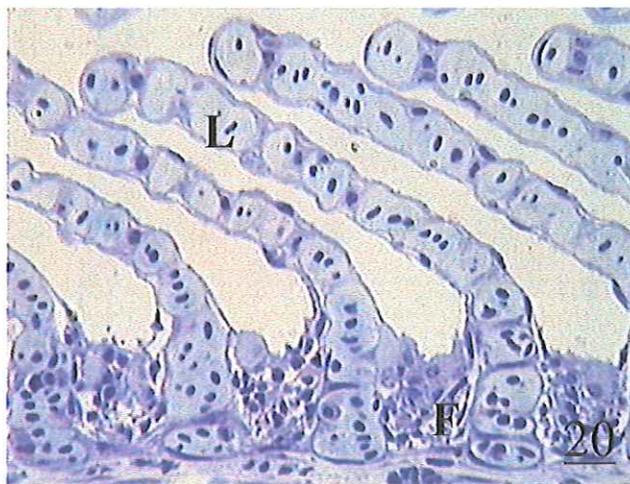


Figura 73- Corte sagital do filamento branquial de *Tilapia rendalli* coletados em setembro/01 no ribeirão Timotinho. Filamento branquial (F) e lamelas secundárias (L). Note a estrutura normal das lamelas secundárias. (azul de toluidina, escala em  $\mu\text{m}$ ).

Outra alteração morfológica observada foi a fusão lamelar, em exemplares de *Rhamdia quelen* coletados no rio Doce/Cenibra (ponto 5) em fevereiro/01 (Figura 74).

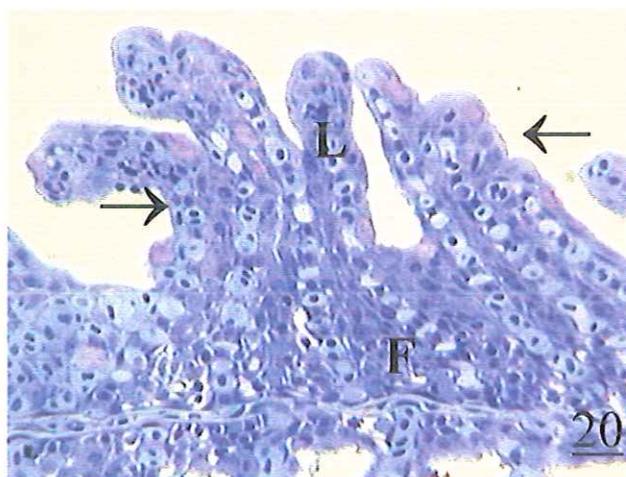


Figura 74- Corte sagital do filamento branquial de *Rhamdia quelen* coletado em fevereiro/01 no rio Doce/Cenibra. Filamento branquial (F) e lamelas secundárias (L). As setas (→ ←) indicam a fusão das lamelas secundárias. (azul de toluidina, escala em  $\mu\text{m}$ ).

#### 8.4.2- Contagem de Células

As células cloreto e mucosas dos organismos coletados nos diferentes locais estudados foram estimadas em microscópio óptico através de uma ocular com escala em mm. Campos aleatórios de 5 filamentos branquiais dos organismos foram contados e para melhor caracterizar esta contagem, o epitélio branquial foi dividido em região interlamelar (RI) e região da lamela secundária (L). Os resultados estão apresentados na seqüência dos pontos de coleta, onde diferentes espécies foram amostradas e analisadas.

##### a) Reservatório de Guilmam-Amorim

No reservatório de Guilmam-Amorim foram coletados exemplares de *Astyanax bimaculatus*, *Geophagus brasiliensis* e *Oligosarcus argenteus*, nos dois períodos do estudo, tendo sido analisados 5 indivíduos de cada espécie por período.

Os resultados das contagens de células cloreto e mucosas de *A. bimaculatus* encontram-se na Figura 75.

*A. bimaculatus* apresentou número mais elevado de células cloreto e mucosas nas contagens de células realizadas em setembro/01, comparado às contagens em fevereiro/01, indicando diferença significativa ( $p < 0,05$ ) entre os períodos estudados. Quanto às células cloreto, pode-se verificar pela Figura 75, que em fevereiro/01 não ocorreu diferença significativa no número de células contadas nas regiões interlamelar e da lamela secundária, diferindo do observado em setembro/01, em que ocorreu diferença significativa ( $p < 0,05$ ) do número de células na região da lamela secundária (CC-L) em relação à região interlamelar (CC-RI). Com relação às células mucosas, verificou-se em setembro/01, um número mais elevado (diferença significativa  $p < 0,05$ ) de células mucosas na região interlamelar (CM-RI) quando comparado com a região da lamela secundária (CM-L).

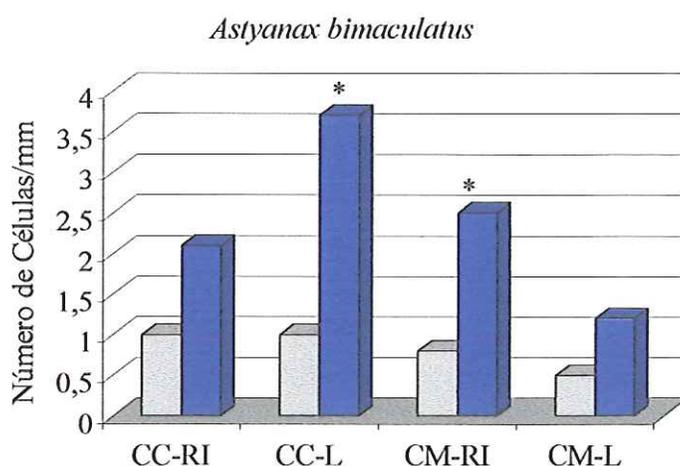


Figura 75- Número de células cloreto e mucosas na região interlamelar (CC-RI, CM-RI) e na região da lamela secundária (CC-L, CM-L) de 5 exemplares da espécie *Astyanax bimaculatus* coletados no reservatório de Guilman-Amorim, onde: ■- fevereiro/01, ■- setembro/01. \*  $p < 0,05$ .

Na Figura 76 encontram-se as contagens de células cloreto e mucosas para *G. brasiliensis*.

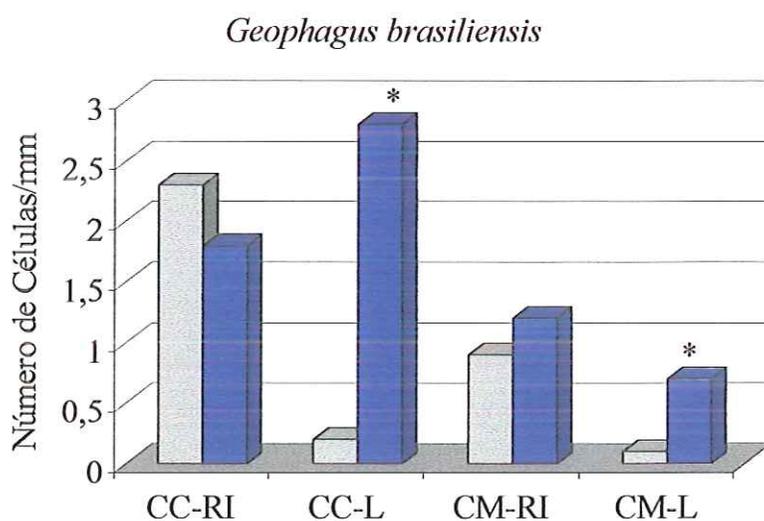


Figura 76- Número de células cloreto e mucosas na região interlamelar (CC-RI, CM-RI) e na região da lamela secundária (CC-L, CM-L) de 5 exemplares de *Geophagus brasiliensis* coletados no reservatório de Guilman-Amorim, onde: ■- fevereiro/01, ■- setembro/01; \*  $p < 0,05$ .

Pode-se verificar pela Figura 76, que as contagens de células cloreto na região interlamelar (CC-RI) não apresentaram diferenças significativas nos dois períodos de estudo, o mesmo tendo ocorrido para a contagem de células mucosas na região interlamelar (CM-RI). Entretanto, células cloreto na região da lamela secundária (CC-L) apresentaram diferença significativa ( $p < 0,05$ ), com número mais elevado de células em setembro/01. Em relação às células mucosas na região da lamela secundária, número maior de células foi observado em setembro/01 indicando diferença significativa ( $p < 0,05$ ).

Com relação à *O. argenteus*, os resultados das contagens de células cloreto e mucosas estão apresentados na Figura 77.

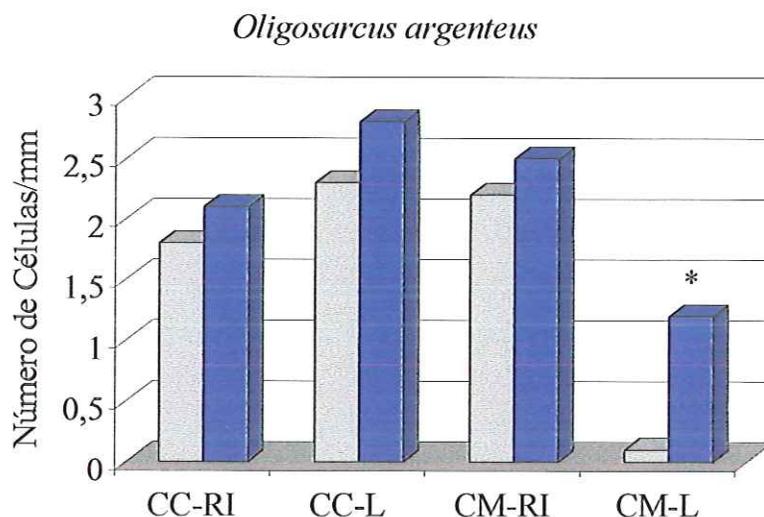


Figura 77- Número de células cloreto e mucosas na região interlamelar (CC-RI, CM-RI) e na região da lamela secundária (CC-L, CM-L) de 5 exemplares de *Oligosarcus argenteus* coletados no reservatório de Guilman-Amorim, onde: ■- fevereiro/01, ■- setembro/01; \*  $p < 0,05$ .

Pode-se verificar, pela Figura 77, que as contagens de células cloreto nas regiões interlamelar (CC-RI) e da lamela secundária (CC-L) não apresentaram diferença significativa, bem como as contagens de células mucosas na região interlamelar (CM-RI) quando comparados os períodos de estudo. Já a contagem de células mucosas, na região da lamela secundária (CM-L), apresentou diferença significativa ( $p < 0,05$ ) comparando-se os dois períodos, tendo havido maior número de células em setembro/01.

### b) Ribeirão Timotinho

No ribeirão Timotinho, apenas exemplares de *Tilapia rendalli* foram coletados nos dois períodos do estudo, tendo sido analisados 5 exemplares por período. Os resultados estão apresentados na Figura 78.

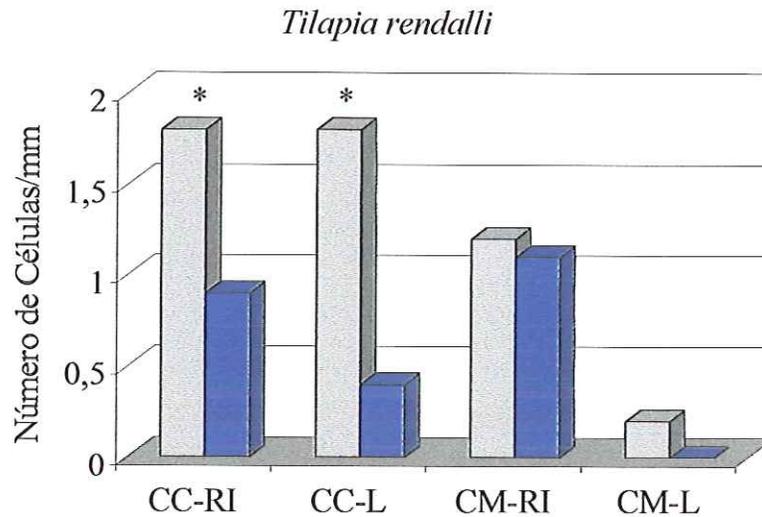


Figura 78- Número de células cloreto e mucosas na região interlamelar (CC-RI, CM-RI) e na região da lamela secundária (CC-L, CM-L) de 5 exemplares de *Tilapia rendalli*, coletados no ribeirão Timotinho, onde: ■- fevereiro/01, ■- setembro/01; \*  $p < 0,05$ .

Comparando-se os períodos de estudo, pode-se observar pela Figura 78 que a contagem de células cloreto na região interlamelar (CC-RI) e na região da lamela secundária (CC-L) apresentaram diferença significativa ( $p < 0,05$ ) com número maior de células quantificadas em fev/01. A contagem de células mucosas nas regiões interlamelar (CM-RI) e da lamela secundária (CM-L) não apresentaram diferença significativa.

### c) Rio Casca

No rio Casca, procedeu-se a contagem de células cloreto e mucosas de exemplares de *Loricariichthys castaneus* nos dois períodos do estudo. Os resultados encontram-se na Figura 79.

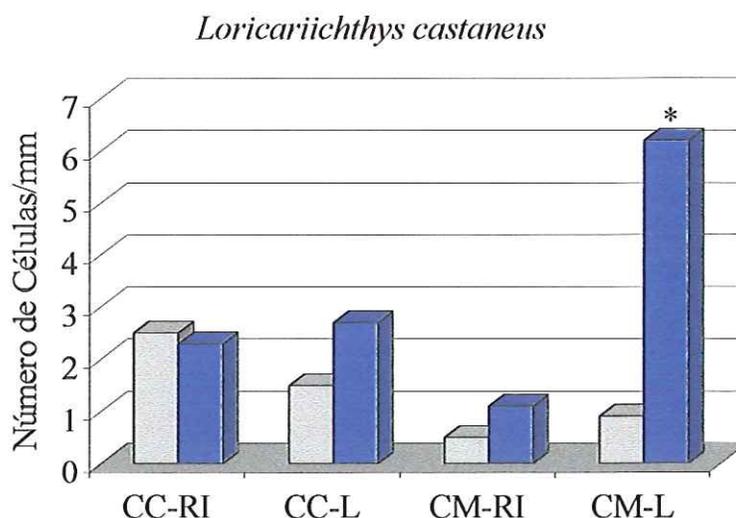


Figura 79- Número de células cloreto e mucosas na região interlamelar (CC-RI, CM-RI) e na região da lamela secundária (CC-L, CM-L) de 5 exemplares *Loricariichthys castaneus* coletados no rio Casca, onde: ■- fevereiro/01, ■- setembro/01; \*  $p < 0,05$ .

Comparando-se os períodos estudados, pode-se observar pela Figura 79, que as contagens de células cloreto nas regiões interlamelar (CC-RI) e na região da lamela secundária (CC-L) não apresentaram diferenças significativas. A contagem de células mucosas na região interlamelar (CM-RI) também não apresentou diferença significativa entre os períodos, ao contrário das contagens de células mucosas na região da lamela secundária (CM-L) que apresentou um número maior de células em setembro/01 ( $p < 0,05$ ).

#### d) Ribeirão do Turvo

No ribeirão do Turvo, foi feita a contagem de células de *Geophagus brasiliensis* nos dois períodos de estudo. Os resultados podem ser observados na Figura 80.

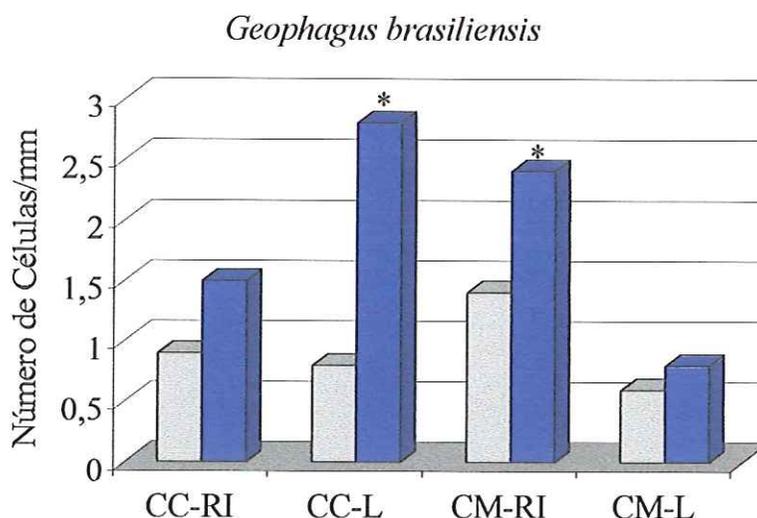


Figura 80- Número de células cloreto e mucosas na região interlamelar (CC-RI, CM-RI) e na região da lamela secundária (CC-L, CM-L) de 5 exemplares de *Geophagus brasiliensis*, coletados no ribeirão do Turvo, onde: ■- fevereiro/01, ■- setembro/01; \*  $p < 0,05$ .

Pode-se observar pela Figura 80, que as contagens de células cloreto na região interlamelar (CC-RI) não apresentaram diferenças significativas. Entretanto, um maior número de células cloreto ( $p < 0,05$ ) foram encontradas na região da lamela secundária (CC-L), em setembro/01. Com relação às células mucosas, a região interlamelar (CM-RI) apresentou maior número de células ( $p < 0,05$ ) em setembro/01. Já na região da lamela secundária das células mucosas, não verificou-se diferença significativa quando comparados os dois períodos de estudo.

#### e) Rio Doce/Cenibra

Neste ponto de coleta, foram realizadas contagens de células somente do material coletado em fevereiro/01, uma vez que o tecido branquial coletado em setembro/01 se apresentou danificado após a fixação. As contagens foram feitas para *Rhamdia quelen*, cujos resultados encontram-se na Figura 81.

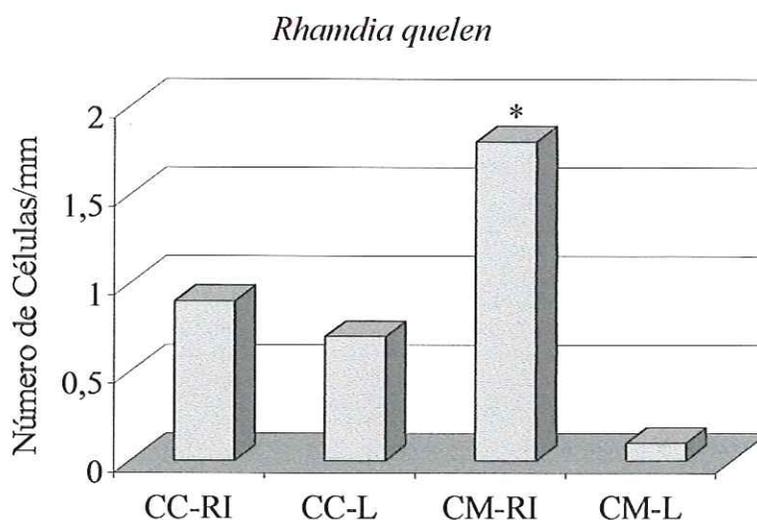


Figura 81- Número de células cloreto e mucosas na região interlamelar (CC-RI, CM-RI) e na região da lamela secundária (CC-L, CM-L) de 3 exemplares de *Rhamdia quelen* coletados no Rio Doce/Cenibra em fevereiro/01; \*  $p < 0,05$ .

Exemplares de *Rhamdia quelen* coletados no rio Doce/Cenibra, apresentaram maior número de células mucosas na região interlamelar (CM-RI), com diferença significativa ( $p < 0,05$ ), quando comparadas às da região da lamela secundária (CM-L).

#### F) Rio Matipó

Os resultados das contagens de células de exemplares de *Astyanax scabripinnis* e *Geophagus brasiliensis* coletados no rio Matipó em setembro/01, encontram-se na Figura 82.

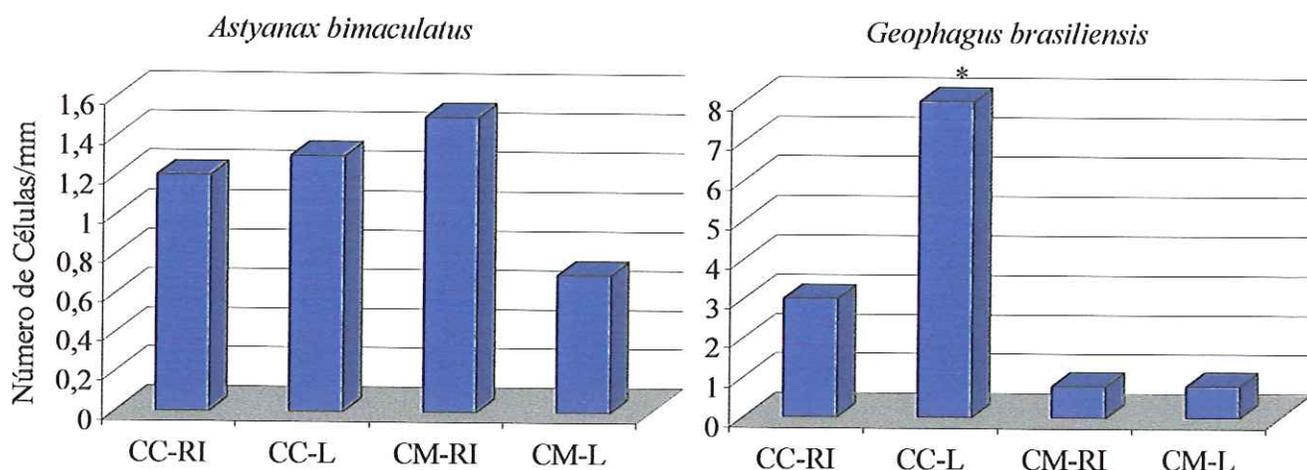


Figura 82- Número de células cloreto e mucosas nas regiões interlamelar (CC-RI, CM-RI) e da lamela secundária (CC-L, CM-L), de 5 exemplares de *Astyanax scabripinnis* e 1 exemplar de *Geophagus brasiliensis*, coletados no rio Matipó, em setembro/01; \*  $p < 0,05$ .

*Astyanax bimaculatus* não apresentou diferença significativa com relação às contagens de células realizadas. *Geophagus brasiliensis* apresentou diferença significativa ( $p < 0,05$ ) no número de células cloreto na região da lamela secundária (CC-L), comparado às da região interlamelar (CC-RI). Já o número de células mucosas nas regiões interlamelar e da lamela secundária não apresentaram diferenças significativas.

#### 8.4.3- Comparação entre o Número de Células Cloreto e Mucosas em Peixes da mesma Espécie Coletados em Diferentes Locais do Trecho Médio da Bacia do Rio Doce-MG.

Esta comparação permitiu verificar se dentro de uma mesma espécie ocorreram alterações significativas com relação ao número de células cloreto e mucosas em duas regiões branquiais distintas: região interlamelar (CC-RI, CM-RI) e região da lamela secundária (CC-L, CM-L), nas brânquias de espécies de peixes coletados em diferentes pontos de coleta no trecho médio da bacia rio Doce-MG.

A espécie *Geophagus brasiliensis* foi coletado no reservatório de Guilman-Amorim, no rio Casca e ribeirão do Turvo, em fevereiro/01. Os resultados estão apresentados na Figura 83.

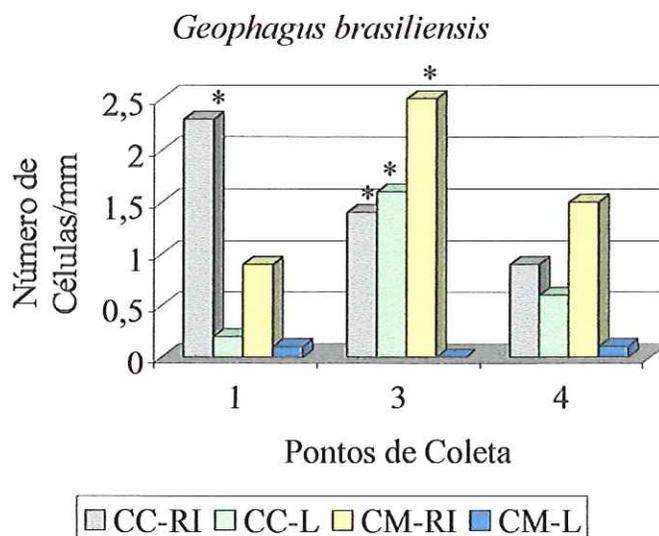


Figura 83- Comparação entre o número de células cloreto e mucosas na região interlamelar e na região da lamela secundária de *Geophagus brasiliensis* coletados em fevereiro/01. Os pontos de coleta referem-se ao reservatório de Guilman-Amorim (1), rio Casca (3) e ribeirão do Turvo (4); \*  $p < 0,05$ . Onde: CC-RI células cloreto na região interlamelar, CC-L células cloreto na região da lamela secundária, CM-RI células mucosas na região interlamelar e CM-L células mucosas na região da lamela secundária.

Com a aplicação do teste de Tukey, os resultados demonstraram que o número de células cloreto na região interlamelar (CC-RI), apresentaram diferença significativa ( $p < 0,05$ ) quando comparados os pontos 1 e 4, e os pontos 3 e 4. O número de células cloreto na região da lamela secundária também apresentaram diferença significativa ( $p < 0,05$ ) quando comparados os pontos 3 e 1, e os pontos 3 e 4. Com relação as células mucosas os resultados mostraram diferença significativa (número mais elevado de células mucosas na região interlamelar), quando comparados os pontos 3 e 1. Células mucosas na região da lamela secundária não apresentaram diferenças significativas.

Em setembro de 2001 esta mesma espécie foi coletada no reservatório de Guilman-Amorim, ribeirão do Turvo e no rio Matipó. Os resultados estão demonstrados na Figura 84.

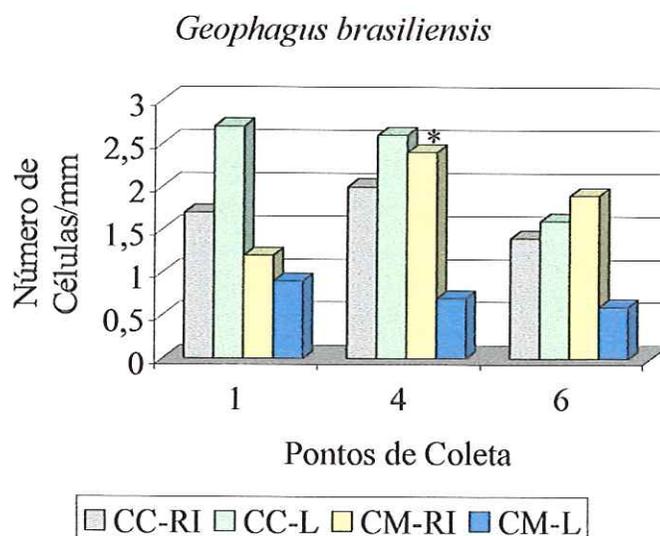


Figura 84- Comparação entre o número de células cloreto e mucosas na região interlamelar e na região da lamela secundária, de *Geophagus brasiliensis* coletados em setembro/01. Os pontos de coleta referem-se ao reservatório de Guilman-Amorim (1), ribeirão do Turvo (4) e rio Matipó (6); \*  $p < 0,05$ . Onde: CC-RI células cloreto na região interlamelar, CC-L células cloreto na região da lamela secundária, CM-RI células mucosas na região interlamelar e CM-L células mucosas na região da lamela secundária.

Os resultados demonstraram que o número de células cloreto na região interlamelar (CC-RI) e o número de células cloreto na região da lamela secundária (CC-L) não apresentaram diferenças significativas para esta espécie, neste período de coleta. Com relação as células mucosas verificou-se diferença significativa (número mais elevado de células), quando comparamos a contagem de células mucosas na região interlamelar dos peixes coletados no ponto 4 com peixes coletados no ponto 1. Já as células mucosas na região da lamela secundária não apresentaram diferenças significativas.

Exemplares de *Astyanax scabripinnis* foram coletados no rio Casca, ribeirão do Turvo e rio Matipó, em setembro/01. Os resultados estão apresentados na Figura 85.

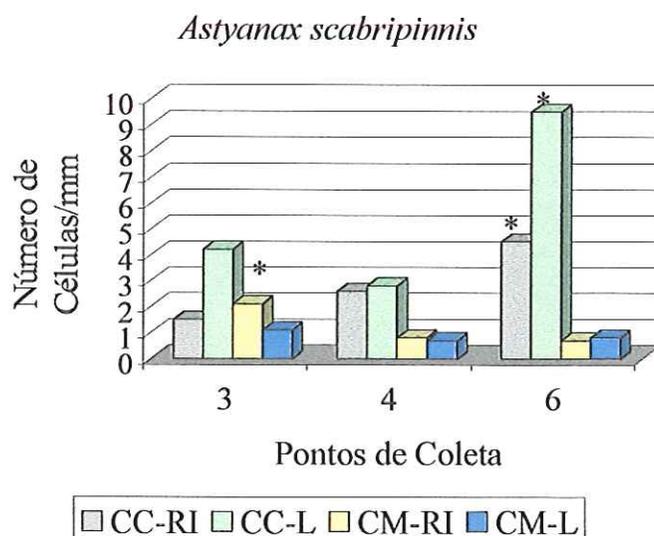


Figura 85- Comparação entre o número de células cloreto e mucosas na região interlamelar e na região da lamela secundária, de *Astyanax scabripinnis* coletados em setembro/01. Os pontos de coleta referem-se ao rio Casca (3), ribeirão do Turvo (4) e rio Matipó (6); \*  $p < 0,05$ . Onde: CC-RI células cloreto na região interlamelar, CC-L células cloreto na região da lamela secundária, CM-RI células mucosas na região interlamelar e CM-L células mucosas na região da lamela secundária.

Os resultados mostraram maior número de células cloreto na região interlamelar ( $p < 0,05$ ), quando comparados o ponto 6 com os pontos 3 e 4. Células cloreto na região da lamela secundária também apresentaram diferença significativa ( $p < 0,05$ ) quando comparados o ponto 6 com os pontos 3 e 4. O número de células mucosas na região interlamelar de *A. scabripinnis* também apresentou diferenças significativas neste período, quando comparamos a contagem de células nos peixes coletados no ponto 3 com a dos demais pontos. Entretanto, as células mucosas na região da lamela secundária não apresentaram diferenças significativas.

Exemplares de *Astyanax bimaculatus* foram coletados no reservatório de Guilman-Amorim e ribeirão do Turvo em fevereiro e setembro/01, os resultados estão representados nas Figuras 86 e 87 respectivamente.

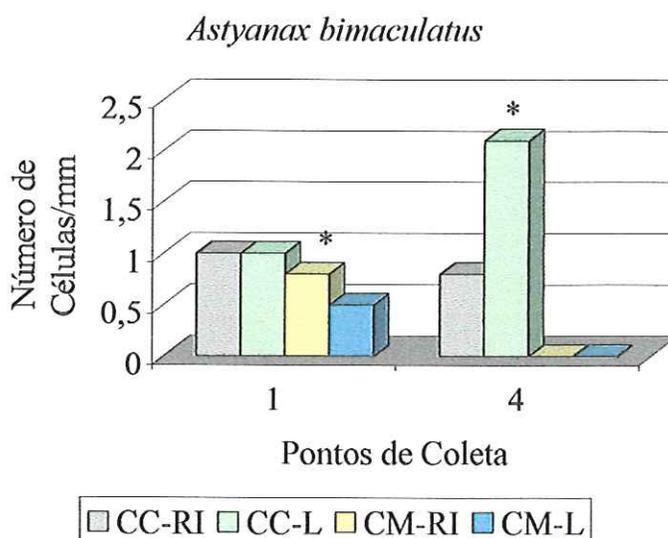


Figura 86- Comparação entre o número de células cloreto e mucosas na região interlamelar e na região da lamela secundária, de *Astyanax bimaculatus* coletados em fevereiro/01. Os pontos de coleta referem-se ao reservatório de Guilman-Amorim (1) e ribeirão do Turvo (4); \*  $p < 0,05$ . Onde: CC-RI células cloreto na região interlamelar, CC-L células cloreto na região da lamela secundária, CM-RI células mucosas na região interlamelar e CM-L células mucosas na região da lamela secundária.

Os resultados demonstraram que o número de célula cloreto na região interlamelar não apresentou diferença significativa. Na região da lamela secundária em contagens realizadas em fev/01 apresentou diferença significativa (número mais elevado de células) quando comparamos o ponto 4 com o ponto 1 para a espécie *A. bimaculatus*. As células mucosas na região interlamelar não apresentaram diferença significativa, ao contrário da região da lamela secundária que apresentou um número mais elevado células ( $p < 0,05$ ) no ponto 1 quando comparamos com o ponto 4.

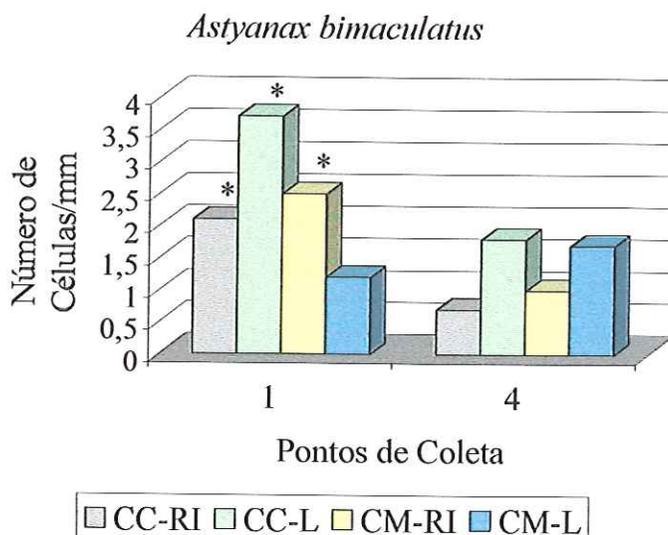


Figura 87- Comparação entre o número de células cloreto e mucosas na região interlamelar e na região da lamela secundária, de *Astyanax bimaculatus* coletados em setembro/01. Os pontos de coleta referem-se ao reservatório de Guilman-Amorim (1) e ribeirão do Turvo (4); \*  $p < 0,05$ . Onde: CC-RI células cloreto na região interlamelar, CC-L células cloreto na região da lamela secundária, CM-RI células mucosas na região interlamelar e CM-L células mucosas na região da lamela secundária.

Os resultados demonstram diferenças significativas no número de células cloreto na região interlamelar e na região da lamela secundária quando comparamos os ponto 1 e 4, com relação a espécie *A. bimaculatus* coletados em set/01. Para células mucosas os resultados demonstram diferença significativa ( $p < 0,05$ ) na contagem de células mucosas na região interlamelar quando comparamos os peixes coletados no ponto 1 com peixes coletados no ponto 4. Células mucosas na região da lamela secundária não apresentaram diferença significativa.

A espécie *Rhamdia quelen* em fevereiro/01 foi coletada no rio Casca e no rio Doce-Cenibra. Os resultados das contagens de células cloreto e mucosas nas regiões interlamelar e da lamela secundária estão apresentados na Figura 88.

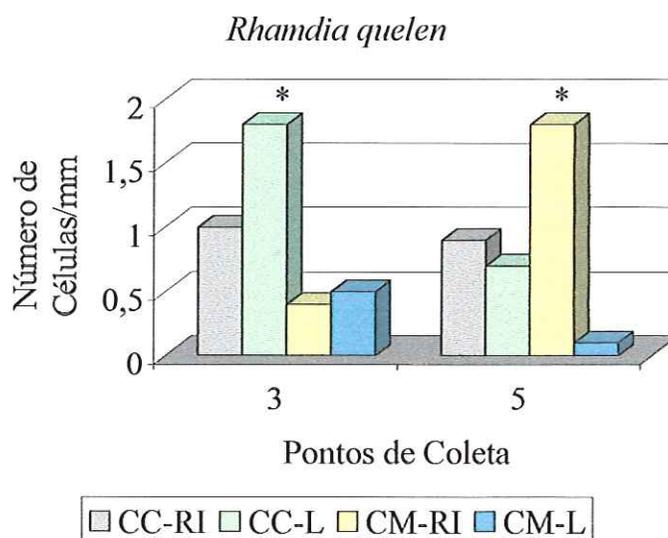


Figura 88- Comparação entre o número de células cloreto e mucosas na região interlamelar e na região da lamela secundária, de *Rhamdia quelen* coletados em fevereiro/01. Os pontos de coleta referem-se ao rio Casca (3) e rio Doce/Cenibra (5); \*  $p < 0,05$ . Onde: CC-RI células cloreto na região interlamelar, CC-L células cloreto na região da lamela secundária, CM-RI células mucosas na região interlamelar e CM-L células mucosas na região da lamela secundária.

Os resultados mostram diferenças significativas ( $p < 0,05$ ) nas contagens de células cloreto na região da lamela secundária (CC-L), onde no ponto 3 observamos um número mais elevado de células. Células cloreto na região interlamelar não apresentaram diferença significativa. Com relação as células mucosas, os resultados demonstraram diferença significativa ( $p < 0,05$ ) no número de células mucosas na região interlamelar (maior número de células nos peixes coletados no ponto 5). Células mucosas na região da lamela secundária não apresentaram diferença significativa.

## 8.5- DISCUSSÃO

Com o desenvolvimento tecnológico, diferentes substâncias passaram a ter efeito sobre o equilíbrio natural dos ecossistemas aquáticos: nutrientes (em excesso), agrotóxicos,

materiais radioativos e metais pesados dentre muitos outros. A presença de tais substâncias (poluentes) representa sempre um risco aos seres vivos, não existindo o que se poderia chamar “risco zero” quando ocorre exposição a qualquer uma dessas substâncias (CAIRNS, 1980). Leis e resoluções nacionais e internacionais tem sido estabelecidas para a detecção, monitoramento e controle da poluição química, entretanto o controle das fontes contaminantes estão baseadas na precisão e acuracidade das medidas químicas sob condições padronizadas. No entanto as concentrações químicas dentro de um ecossistema aquático muitas vezes não são suficiente para proteger sua biota, pois muitos mecanismos relacionados aos efeitos letais e subletais não estão ainda totalmente compreendidos (BAUDO, 1987).

A assimilação e o acúmulo de substâncias tóxicas por organismos aquáticos pode ocorrer a partir da água, sedimento e alimento. A partir da água, esta assimilação e acúmulo de substâncias tóxicas pelos organismos ocorre devido ao íntimo contato da substância em solução ou suspensão com a superfície do animal e, em peixes ocorre principalmente através da superfície branquial, pois um grande volume de água passa sobre o epitélio branquial respiratório para que o oxigênio necessário às atividades metabólicas de uma dada espécie possa ser absorvido do meio aquático. Por outro lado, o processo de assimilação é influenciado por vários fatores tais como a estrutura química da molécula, as condições físicas e químicas do meio aquático e os próprios peixes, devido ao seu conteúdo lipídico, tamanho, estágio de desenvolvimento e atividades fisiológicas (MORON et al., 1996; MURTY, 1988).

Segundo MALLAT (1985), os efeitos morfológicos da ação de tóxicos nas brânquias podem ser divididos em duas categorias: danos causados pelo acúmulo e por respostas compensatórias. Em níveis moderados de exposição, os danos causados pelo acúmulo são edemas, deslocamento do epitélio do filamento branquial, proliferação celular e, em níveis mais severos de exposição causam necroses, rupturas (aneurismas) e fusão lamelar. Já as respostas compensatórias incluem hipertrofias, hiperplasias, aumento de células cloreto e mucosas.

No presente estudo, foram detectadas alterações histopatológicas como a presença de aneurismas (condição caracterizada por um acúmulo excessivo de sangue nas lamelas secundárias) no epitélio do filamento branquial de *Tilapia rendalli* coletados no ribeirão

Timotinho, em fevereiro de 2001. A ocorrência de aneurismas nos peixes, além de prejudicar a função branquial (respiratória e eletrolítica), pode também interferir na composição sangüínea do animal. Se a condição adversa persistir por tempo prolongado poderá ocorrer o rompimento do aneurisma e conseqüente extravasamento de células sangüíneas (focos hemorrágicos) no peixe podendo levar a uma condição de anemia, além de uma porta de entrada para agentes patogênicos como bactérias e fungos. Estes efeitos precedem a morte dos animais e a longo prazo podem levar a uma diminuição na densidade populacional (RAND & PETROCELLI, 1976; POLEKSIC & MITROVIC-TUTUNDZIC, 1994; MAZON, 1997).

Outra alteração histopatológica na morfologia do epitélio branquial foi detectada em *Rhamdia quelen*, caracterizada pela fusão das lamelas secundárias, nos peixes coletados no rio Doce/Cenibra, em fevereiro de 2001. Segundo RAJBANSHI & GUPTA (1988), a fusão lamelar pode levar a uma notável redução da superfície respiratória pelo desaparecimento das lamelas secundárias, que conseqüentemente pode dificultar a troca de gases e outras funções branquiais. Neste ponto de coleta, foram encontradas altas concentrações de nutrientes, metais pesados na água e biodisponíveis no sedimento, os quais podem estar contribuindo para o aparecimento da alteração morfológica encontrada. Estas alterações do epitélio branquial parecem ser uma resposta generalizada para a maioria das alterações no tecido branquial de peixes causados por agentes tóxicos como metais pesados e nutrientes em excesso (ex. nitrito), como demonstrado em vários estudos (CHLIAMOVITCH & KUNN, 1977; MÜELLER et al., 1991; MATEY & KOMOV, 1992; GALVEZ, 1993; ORONSAYE & BRAFILELD, 1994; SÁ, 1998; COSTA, 2001).

A quantificação de células cloreto e mucosas realizadas no presente estudo apresentou uma divisão considerando duas regiões distintas no epitélio do filamento branquial: a região interlamelar e a região da lamela secundária. Esta divisão teve como objetivo evidenciar a diferença no número de células nestas duas regiões, uma vez que a presença de um número mais elevado de células cloreto na região da lamela secundária pode interferir nas trocas gasosas ( $O_2/CO_2$ ).

A lamela secundária é uma região primordial para a função respiratória, sendo chamada também de epitélio respiratório. As células cloreto são consideradas como uma das principais células do epitélio branquial em peixes de água doce e marinha devido ao papel

na regulação iônica e estão localizadas principalmente na região interlamelar (LAURENT & DUNEL, 1980).

Segundo RAJBANSHI & GUPTA (1988), o aumento do número de células cloreto na lamela secundária pode ser uma resposta à poluição. SARDET et al. (1979), relatam que as células cloreto podem ser a principal rota de acesso de metais nas brânquias. Das espécies analisadas, *Geophagus brasiliensis* coletados reservatório de Guilmam-Amorim, ribeirão do Turvo e rio Matipó e *Astyanax bimaculatus* coletados no reservatório de Guilmam-Amorim apresentaram um número mais elevado destas células na região da lamela secundária, o qual foi observado sempre em setembro de 2001, período em que, em geral, ocorreram as maiores concentrações de metais pesados.

As células mucosas caracterizam-se pela presença de grânulos de secreção que ocupam a maior parte do citoplasma. Quando esses grânulos são secretados, originam uma camada de muco exposta na superfície das brânquias sendo considerada como uma importante barreira de proteção contra agentes patogênicos, na regulação iônica e em contribuir para aumentar a difusão iônica (SHEPARD, 1982; LAURENT, 1984; HANDY et al., 1989).

Alterações no número de células mucosas nas brânquias têm sido consideradas como uma das respostas às alterações na composição iônica, na concentração de cálcio e poluição do meio aquático (LAURENT, 1984; LAURENT et al., 1985; PERRY & WOOD, 1985; AVELLA et al., 1987; LAURENT & HEBIBI, 1989; WANDELAAR BONGA et al., 1989).

Estudos realizados por CARPENTER (1927), demonstraram que peixes expostos à elevadas concentrações de metais apresentavam aumento da produção de muco nas brânquias. Em geral, o número e a distribuição de células mucosas varia de acordo com as espécies de peixes e com as condições ambientais (LAURENT, 1984). Segundo ULTSCH & GROS (1979), a intensa proliferação de células mucosas tem sido observada como uma resposta a agentes poluentes.

Segundo LAURENT & DUNEL (1980), *Anguilla anguilla* apresenta um número maior de células mucosas na borda externa do filamento branquial, sendo raramente encontradas nas lamelas secundárias, sendo que a variação na concentração de íons no meio aquático altera a distribuição dessas células. AHUJA (1970), estudando as espécies *Gambusia Affinis affinis* e *Catla catla*, observou o desaparecimento das células mucosas quando as espécies foram adaptadas em água contendo cloreto. MORGAN & TOVELL (1973), relataram que

em *Oncorhynchus mykiss*, as células mucosas ocorrem em grande número na lamela secundária.

De acordo com MORON (2000), as células mucosas em *Hoplerytinus unitaeniatus*, são encontradas na lamela secundária, o que não ocorre normalmente em *Hoplias malabaricus*. Por outro lado, em *Hypostomus plecostomus* adaptado à altas concentrações de íons ( $\text{NaCl}$  e  $\text{Ca}^{2+}$ ), verificou-se um aumento significativo de células mucosas na lamela secundária, enquanto a transferência destes organismos para água destilada resultou em uma diminuição no tamanho e no número dessas células (PERNA-MARTINS, 1997). MAZON (1997) estudando o efeito dos íons cobre no epitélio branquial de *Prochilodus scrofa* verificou um aumento na secreção de muco sobre os filamentos branquiais, não havendo, no entanto, aumento no número de células mucosas.

No presente estudo, *Geophagus brasiliensis* e *Oligosarcus argenteus*, coletados no reservatório de Guilman-Amorim e *Loricariichtys castaneus*, coletados no rio Casca, apresentaram número significativamente maior de células mucosas na região da lamela secundária em setembro de 2001, comparado ao número de células mucosas na região interlamelar. *Astyanax bimaculatus*, *Geophagus brasiliensis* e *Rhamdia quelem* coletados, no mesmo período, no reservatório de Guilman-Amorim, ribeirão do Turvo e rio Doce/Cenibra, respectivamente, apresentaram número significativamente maior de células mucosas na região interlamelar.

Quando comparadas as mesmas espécies coletadas em diferentes pontos do trecho médio da Bacia do rio Doce-MG, quanto ao número de células cloreto e mucosas, observou-se uma variação na distribuição dessas células na região interlamelar e da lamela secundária.

Entretanto, maiores estudos são necessários para uma melhor compreensão dos mecanismos compensatórios utilizados pelos peixes para manter a regulação iônica. Além disso, maiores esforços de captura dos peixes devem ser feitos, para que uma mesma espécie possa se repetir em todos os pontos de coleta em diferentes épocas do ano.

## 8.6- CONCLUSÕES

- Alterações histopatológicas foram observados em duas espécies: *Tilapia rendalli* (aneurismas) e *Rhamdia quelen* (fusão lamelar) coletados nos pontos 2 (ribeirão Timotinho) e 5 (rio Doce/Cenibra) do trecho médio da Bacia do rio Doce-MG.
- Maior número de células cloreto (estatisticamente significativo) observado na região da lamela secundária deve dificultar a função respiratória das brânquias das espécies analisadas.
- As células mucosas apresentaram distribuição variada nas regiões interlamelares e da lamela secundária nas várias espécies de peixes estudados, não tendo sido observado um padrão geral para as espécies.
- A intensidade dos danos causados no tecido branquial de *Tilapia rendalli* e *Rhamdia quelen* demonstraram que estas e outras espécies estão seriamente expostas a poluentes. Consequentemente, se as lesões persistirem causarão a mortalidade dos animais, o que ressalta a importância da melhoria da qualidade da água e das condições ambientais, particularmente no ribeirão Timotinho e rio Doce/Cenibra.

## 9- REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABEL, P.D. 1989. **Water Pollution Biology**. Chichester: Ellis Horwood Limited.

ADAMS, S.M. et. al. 1999. Ecological risk assessment in a large river-reservoir: 6. Bioindicators of fish population health. **Environmental Toxicology and Chemistry**, v. 18, n. 4, p. 628-640.

ADAMS, W.J.; KIMERLE, R.; BARNETT JÚNIOR, J.W. 1992. Sediment quality and aquatic life assesment. **Environ. Scien. And Technol.**, v.26, n.10, p. 1865-1873.

ADAMS, W.J. 1995. Aquatic toxicology testing methods. In: HOFFMAN, D.J.; RATTNER, B.A.; BURTON, G.A.Jr.; CAIRNS, J.Jr. (Eds.). **Handbook of Ecotoxicology**. Boca Raton: Lewis Publishers.

- AHUJA, S. K. 1970. Chloride-cell and mucus cell response to chloride and sulphate enriched media in the gills of *Gambusia Affinis affinis* (Baird and Girard) and *Catla catla* (Hamilton). **J. Exp. Zool.** v.273, p. 231-250.
- ALABSTER, J.; LLOYD, R. 1982. **Water Quality Criteria for Fresh-water Fish.** 2<sup>nd</sup> ed., Butterworth,-London/Boston, p 103-125.
- ALMEIDA, P.R. 1947. Ensaio de laboratório sobre a toxidez do DDT aos peixes Guarús (*Peralloceros caudimaculatus*-HENSEL). **Arq. Inst. Biol.**, São Paulo, v.18, n.2, p.31-37.
- AMBUHL, H. 1978. Der Anteil der Waschmittel – Phosphate bei Eutrophierung der seen. **Jarb. Schweiz. Naturforsch. Gesell., Wiss.** p. 279-283.
- AMERICAM PUBLIC HEALTH ASSOCIATION (APHA); AMERICAN WATER WORK ASSOCIATION; WATER CONTROL FEDERATION 1995. Standard Methods for The Examination of Water and Wastewaer. 19 ed. New York. 1268p.
- AMERICAN WATER WORS ASSOCIATION (AWWA). 1964. Água tratamento e qualidade- Missão Norte Americana de Cooperação Econômica e Técnica no Brasil. Rio de Janeiro, USAID, p.35.
- ANDERSEN, J.M. 1976. Na ignition method for determination of total phosphorus in lake sediments. **Water Resources**, v. 10, p. 329-331.
- ANKLEY, G.T.; DÍTORO, D.M.; HANSEN, D.J.; BERRY, W.J. 1996. Technical basis and proposal for deriving sediment quality criteria for metals. **Environ. Toxicol. Chem.** v.15, n.12, p. 2056-2066.
- ARAÚJO, F.G. 1998. Adaptação do índice de integridade biótica usando a comunidade de peixes para o rio Paraíba do Sul. **Rev. Brasil. Biol.**, v.58, n.4, p.547-558.

- AU, D.W.T., WU, R.S.S., ZHOU, B.S., LAM, P.K.S. 1999. Relationship between ultrastructural changes and EROD activities in liver of fish exposed to benzo [a] pyrene. **Environmental Pollution**. v.104, p.235-247.
- AVELLA, M.; MANSONI, A.; BORNANCIN, M.; MAXER-GOSTAN, N. 1987. Gill morphology and sodium influx in the rainbow trout (*Salmo gairdneri*) acclimated to artificial freshwater environments. **J. Exp. Zool.** v.241, p.159-169.
- BARRETTO, A.S. 1999. **Estudo da distribuição de metais em ambientes lóticos, com ênfase na assimilação pelas comunidades biológicas e na sua quantificação no sedimento e água**. 276p. Tese (Doutorado). Escola de Engenharia de São Carlos-Universidade de São Paulo.
- BARRON, M.G. 1995. Bioaccumulation and bioconcentration in aquatic organisms. In: HOFFMAN, D.J.; RATTNER, B.A.; BURTON, G.A.Jr. e CAIRNS, J.Jr. (eds). **Handbook of Ecotoxicology**. Lewis Publisher- CRC Oress, p.652-666.
- BAUDO, R. 1987. Ecotoxicological testing with *Daphnia*. In: PETERS, R.H. & DE BERNARDI, R. (Eds). **Daphnia**. Memorie Dell Instituto Italiano Di Idrobiologia Dr Marco de Marchi, Corsiglio nazionale Delle Richerche, Verbania, Pallanza. v.45, p. 461-482.
- BAUDO, R. 1989. Uncertainty in description of sediment chemical composition. **Hydrbiol, Sediment/Water Interaction**, v. 176/177, p. 441-448.
- BINDON, S.D.; FENWICK, J.C.; PERRY, S.F. 1994. Branchial Chloride Cell proliferation in the rainbow trout, *Oncorhynchus mykiss*: implications for gas transfer. **Can. J. Zool.**, v.72, p.1395-1402.
- BOUDOU, A.; RIBEYRE, F. 1989. **Aquatic Ecotoxicology Fundamental Concepts and Methodologies**. v.2. Boca Ranton: CRC Press.

- BRAGA, B.; PORTO, M.; TUCCI, C.M. 1999. Monitoramento da Quantidade e Qualidade das Águas. In: REBOUÇAS, A.C.; BRAGA, B.; TUNDISI, J.G., orgs. **Águas Doces no Brasil: capital ecológico, uso e conservação**. São Paulo, Escrituras. cap.19, p. 637-651.
- BRAGA, T.M. 1995. **Políticas públicas e meio ambiente: notas sobre estrutura da Feam/Copam junto ao controle da poluição industrial na bacia do médio rio Doce**. Relatório Temático.
- BRANCO, S.M. 1960. Observações sobre o comportamento de peixes em presença de certos compostos metálicos dissolvidos na água. **Ver. DAE**, São Paulo, v.21, n.37, p.38-41.
- BRANCO, S.M. 1986. **Hidrobiologia aplicada à engenharia sanitária**. 3ª ed. São Paulo, CETESB, ASCETESB.
- BRANCO, S.M. 1999. A Água, Meio Ambiente e Saúde. In: REBOUÇAS, A.C.; BRAGA, B.; TUNDISI, J.G., orgs. **Águas Doces no Brasil: capital ecológico, uso e conservação**. São Paulo, Escrituras. cap. 7, p. 227-247.
- BRAUMBECK, T. 1994. Detection of environmentally relevant concentrations of toxic organic compounds using histological and cytological parameters: substance-specificity in the reaction of rainbow trout liver. In: MULLER, R., LLOYD, R. **Sublethal and chronic effects of pollutants on freshwater fish**. United nation, Fishing News Books. Cap. 2, p.15-29.
- BRAYNER, F.M.M. 1998. **Determinação de taxas de retenção de metais-traço por sedimento orgânico em um viveiro de piscicultura em área estuarina e urbana**. São Carlos, 103p. Tese (Doutorado) - Escola de Engenharia de São Carlos-Universidade de São Paulo.

- BRONDI, S.H.G. 1994. **Eutrofização da represa de Barra Bonita e comportamento da comunidade fitoplanctônica**. São Carlos. 172 p. Dissertação (Mestrado). Escola de Engenharia de São Carlos- Universidade de São Paulo.
- BROWN, J. F. 1973. **Some aspects of osmotic and ionic regulation in the European eel (*Anguilla anguilla*, L.)**. University of Nottingham, PhD Dissertation.
- BURTON, G. A. Jr 1992. **Sediment toxicity assessment**. 1ed. Lewis Publishers.
- BURTON, G. A. Jr. 1995. Critical issues in sediment bioassays and toxicity testing. **J. Aquat. Ecos. Health**. v.4, p.151-156.
- BURTON, G.A.Jr.; MACPHERSON, C. 1995. Sediment Toxicity Testing Issues and Methods. In: HOFFMAN, D. J.; RATTNER, B. A.; BURTON, G. A. Jr.; CAIRNS J. Jr. (Eds.). **Handbook of Ecotoxicology**. Lewis Publisher: CRC Press, p.70-103.
- CAIRNS, J.Jr. 1980. Estimating hazard. **Bioscience**. v.30, n.2, p. 102-107.
- CAIRNS, J.Jr. 1982. **Biological monitoring in water pollution**. Pergamon Press. p. 941-952.
- CALIJURI, M.C.; TUNDISI, J.G. 1990. Limnologia Comparada das Represas do Lobo (Broa) e Barra Bonita-Estado de São Paulo, Mecanismos de Funcionamento e Bases Para o Gerenciamento. **Braz. J. Biol.** v.50, n.4, p.893-913.
- CAMARGO, O.A.; MONIZ, A.C.; JORGE, J.A.; VALADARES, J.M.A.S. 1986. Métodos de análise química, mineralógica e física de solos do Instituto Agrônômico de Campinas. Instituto Agrônômico, Campinas, **Boletim Técnico** nº 106. 94p.

- CAMERON, J.N.; WOOD, C.M. 1978. Renal function and acid-base regulation in two Amazonian Erythrinid fishes: *Hoplias malabaricus*, a water-breather, and *Hoplerythrinus unitaeniatus*, a facultative air-breather. **Can. J. Zool.** v.56, p. 917-930.
- CAMPBELL, P.G.C.; LEWIS, A.G.; CHAPMAN, P.M.; CROWDER, A.A.; FLETCHER, W.K.; IMBER, B.; LUOMA, S.N.; STOKES, P.M.; WINFREY, M. 1988. **Biologically available metals in sediments**. Publications NRCC/CNRC, Ottawa, Canada, 298p.
- CARPENTER, K.E. 1927. The lethal action of soluble metallic salts on fishes. **Br. J. Exp. Biol.** v. 4, p. 378.
- CETEC, 1988. **Levantamento da poluição hídrica da bacia do Rio Piracicaba**. Relatório final, Belo horizonte, Cetec.
- CHAPMAN, D. 1992. **Water quality assessment: a guide to the use of biota sediments and water in environmental monitoring**. 1.ed. UNESCO/WHO/UNEP: Chapman & Hall.
- CHAPMAN, D.V. 1989. **Concepts and strategies for biological monitoring**. London: GEMS Monitoring and Assessment Research Center.
- CHILIAMOVITCH, Y.P.; KÜNN, C. 1977. Behavioural, haematological and histological studies on acute toxicity of bis (tri-n-butyltin-oxide) on *Salmo gairdneri* Richardson e *Tilapia rendalli* Boulenger. **J. Fish. Biol.** v. 10, p. 575-580.
- COFFMAN, W.P. 1995. Conclusions - Ecological diversity of the Chironomidae, p. 436-447. In: ARMITAGE, P.D., CRANSTON, P.S., PINDER, L.C.V. (Eds). **The CHIRONOMIDAE: biology and ecology of non-biting midges**. Chapman & Hall, 572 p.

- COHEN, D.M. 1970. How many recent fishes are there? **Proc. Calif. Acad. Sci**, v.37, p.265-273.
- COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL - CETESB. 1991. Água - Teste de toxicidade aguda com *Daphnia similis* Claus, 1876 (Cladocera, Crustacea) - Método de ensaio. 33p.
- COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL - CETESB. 1992. Água - Método de avaliação da toxicidade de poluentes a organismos aquáticos (série didática).
- COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL- CETESB. 1986. Legislação Federal - Resolução CONAMA nº 20.
- COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL- CETESB. 1996. Avaliação do complexo Billings: comunidades aquáticas, água e sedimento (out/92 a out/93). Relatório Técnico. 53 p.
- CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE – CONAMA. 1986. Resolução nº 20 de junho de 1986.
- COONEY, J.D. 1995. Freshwater test. In: RAND, G.M, ed. **Fundamentals of aquatic toxicology: affects, environmental fate, and risk assesment**. Washington, Taylor & francis. cap.2, p. 71-98.
- COSTA, O.T.F. 2001. Nitrito, tolerância, hematologia, bioacumulação e morfologia em tambaqui, *Colossoma macropomum* (characiformes, Serrasalmidae). São Carlos, 106 p. Tese (Doutorado)- Universidade Federal de São Carlos.
- COWGILL, U.M. 1987. Critical analysis of factors affecting the sensitivity of zooplankton and the reproducibility of toxicity test results. **Wat. Res.** v.21, n.12, p. 1453-1462.

- DA SILVA, M.R.; SILVA, E. 1999. Teores de metais pesados e caracterização de sedimentos de superfície no Rio Itajai-Açu e seus afluentes na região de Blumenau: um estudo preliminar. **Revista de Estudos Ambientais**, v.1, n.2, p.95-107.
- DAMIANI, V. 1987. A case study: Bay of Pozzuoli (Gulf of Napples, Italy). **Hydrobiol.** v.149, Ecological effects of in situ sediment contaminants. p.171-203.
- DE PAULA, J.A. 1997. **Biodiversidade, poluição e economia: uma região de mata atlântica**. UFMG/Cedeplar; ECMXC; PADCT/CIAMB, 672 p.
- DELAVECHIA, M.L. 1981. **Tolerância a íons cúpricos em Acará, *Geophagus brasiliensis* (Quay & Gaimardi, 1924) (PISCES)**. São Carlos, 272p. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de São Carlos.
- DIKISHITH, T.S.S. 1998. **Risk evaluation on environmental chemicals**. In: KRUIJF, H. A.M.; ZWART, D. Manual on aquatic ecotoxicology. cap. 26, p. 163- 166.
- DÍTORO, D. M. 1990. Toxicity of cadmium in sediments. The role of acid volatile sulfide. **Environ. Toxicol. Chem.** v.9, p. 1487-1502.
- ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. 1989. Rapid Bioassessment Protocols for Use in Streams and Rivers: Benthic Macroinvertebrates and Fishes. EPA/444/4-89/001. Office of Water Regulations and Standards. p.23.
- ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. 1992. Methods for the Determination of Metals in Environmental Samples Method 200.3 Sample preparation procedure for Spectrochemical Determination of Total Recoverable Elements in Biological Tissues. By C. K. Smoley, United States EPA, Cincinnati, Ohio: CRC Press. p.25-34.

- ESPÍNDOLA, E.L.G. 1994. **Dinâmica da associação congênica das espécies de notodiatonas (Copepoda, Calanoida) no Reservatório de Barra Bonita-São Paulo.** 363p. Tese (Doutorado). São Carlos. Escola de Engenharia de São Carlos-niversidade de São Paulo.
- ESPÍNDOLA, E.L.G.; PASCOAL, C.M.R.B.; TONISSI, F.B.; MAGALHÃES, R. 1998. Avaliação ecotoxicológica de sedimento como um instrumento de controle para a qualidade da água do reservatório de Salto Grande (Americana/SP). simpósio de Ecossistemas Brasileiros. Águas de Lindóia, SP. **Anais.** v.4, p. 99-111.
- ESTEVES, F.A. 1988. **Fundamentos de Limnologia.** Rio de Janeiro. Interciências FINEP. 602 p.
- ESTEVES, F.A. 1998. **Fundamentos de Limnologia.** 2ed. Editora Interciência. 578 p.
- EVANS, D.H. 1984. The roles of gill permeability and transport mechanisms in euryhalinity. In: **Fish Physiology.** HOAR, W.S. AND RANDALL, D.J. (Eds), Academic Press, New York, v. XB, p. 239-83.
- FENWICK, J.C. 1989. Calcium exchange across fish gills. In: PANG, P.K.T.; SCHREIBMAN, M.P. (eds). **Vertebrate endocrinology: fundamentals and biochemical implications.** New York: Academic Press, v.3. p. 319-342.
- FERNANDES, M.N. 1996. Morpho-funtional adaptations of gills in tropical fish. In: VAL, A.L.; ALMEIDA, V.M.F; RANDALL, D.J. (Eds.). **Physiology and biochemistry of the fishes of the Amazon.** Manaus: INPA, p.181-190.
- FERNANDES, M.N.; MORON, S.E. ; OBA, E. 1998. Chloride cells and the adaptation to environment in erythrinid fish. In: International Symposium on Fish Physiology, 7., Uppsala, Sweden, **Proceedings.** p. 27.

- FERREIRO, M.F.S. 1979. Impactos dos poluentes metálicos em ecossistemas aquáticos. In: I Seminário Sobre poluição por metais pesados, 1., Brasília, **Anais**. 170p.
- FONSECA, A.L. 1991. **A biologia das espécies *Daphnia laevis ceriodaphnia silvestri* (Crustacea Cladocera) e *Poecilia reticulata* (PISCES, Poeciliidae) e o comportamento destes em testes de toxicidade aquática com efluentes industriais.** São Carlos, 210p. Dissertação (Mestrado). Escola de Engenharia de São Carlos-Universidade de São Paulo.
- FONSECA, A.L. 1997. **Avaliação da qualidade da água na bacia do Rio Piracicaba/SP, através de testes de toxicidade com invertebrados.** 216p. Tese (Doutorado). Escola de Engenharia de São Carlos-Universidade de São Paulo.
- FORSTNER, U.; WITTMANN, G.T.W. 1979. **Metal pollution in the aquatic environment.** New York, Springer-Verlag, 486 p.
- FORSTNER, U.; WITTMANN, G.T.W. 1983. **Metal pollution in the aquatic environment.** Springer-Vrelag. 486p.
- FUNDAÇÃO CENTRO TECNOLÓGICO DE MINAS GERAIS – CETEC, 1980. Estudos de metais pesados no estado de Minas Gerais: Relatório final. Belo Horizonte, 151 p.
- FUNDAÇÃO DE AMPARO A TECNOLOGIA DO MEIO AMBIENTE (FATMA). 1981. Presença de metais pesados na bacia de Babitonga. Santa Catarina, p. 47-53. (Diagnostico preliminar).
- GALVEZ, F.; WEBB, N.; HOGSTRAND, C.; WOOD, C.M. 1993. Zinc binding to the gills of rainbow trout: the effect of long-term exposure to sublethal zinc. **J. Fish. Biol.** v.52, p. 241-250.

- GIANOTTI, E.P. 1985. **Contaminação das águas pelo zinco; estudo de alguns aspectos relacionados com a sua toxicidade a peixes**. São Carlos, 150 p. Dissertação (Mestrado). Escola de Engenharia de São Carlos-Universidade de São Paulo.
- GIESY, J.P.; HOKE, R.A. 1989. Freshwater sediment toxicity bioassessment rationale for species selection and test design. **J. Great. Lakes. Res.** v.15, n. 4, p. 539-569.
- GOLDMAN, C.R.; HORNE, A.J. 1983. **Limnology**. International Student, McGraw-Hill, Tokyo, 464p.
- GOLTERMAN, H.L. 1975. **Physiological limnology**. Na approach to the physiology of lake ecosystems. Elsevier Scientific Publisher.
- GOLTERMAN, H.L.; CLYMO, R.S.; OHNSTAD, R. 1978. **Methods for physical and chemical analysis of freshwater**. 2 ed. IBP. Oxford, Handbook, 8, Blackwell. Science. Publishers.
- GOSS, G.G.; WOOD, C.M.; LAURENT, P.; PERRY, S.F. 1994. Morphological responses of the rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) gill to hyperoxia, base ( $\text{NaHCO}_3$ ) and acid (HCl) infusions. **Fish. Physiol. Biochem.** v. 12, n. 6, p. 465-477.
- GUERESCHI, R.M. & MELÃO, M.G.G. 1998. Monitoramento biológico da bacia hidrográfica do rio Monjolinho pelo uso de macroinvertebrados bentônicos. In: SEMINÁRIO REGIONAL DE ECOLOGIA, 8., São Carlos. **Anais**. São Paulo. vol. III, p.1199-1216, PPG-ERN, UFSCar.
- GUERRA, C.B. 1993. **Impactos ambientais na bacia do Rio Piracicaba-MG**. Belo horizonte: F.M.V. Editora Gráfica. 77p.
- GUERRA, C.B. 1995. **Meio Ambiente e trabalho no mundo do eucalipto**. Belo Horizonte: Associação Agência terra.

- HAHN, N.S.; AGOSTINHO, A.A.; GOMES, L.C.; BINI, L.M. 1998. Estrutura Trófica da Ictiofauna do Reservatório de Itaipu (Paraná-Brasil nos Primeiros Anos de sua Formação). **Interciencia**. v.23, n. 5, p. 299-305.
- HANDY, R.D.; EDDY, F.B.; ROMAIN, G. 1989. In vitro evidence for the ionoregulatory role of rainbow trout mucus in acid, acid/aluminum and zinc toxicity. **J. Fish. Biol.** v. 35, p. 737.
- HAVENS, K.; DE COSTA, J. 1985. The effect of acidification in inclosures on the biomass and population size structure of *Bosmina longirostris*. **Hidrobiologia**. v.122, p.153-158.
- HAWKINS, W.E.; WALKER, W.W.; OVERSTREET, R.M. 1995. **Carcenogenicity tests using aquarium fish**. In: RAND, G. M. 2ed., **Fundamentals of aquatic toxicology: effects, environmental fate, and risk assessment**. Taylor & francis. cap. 14, p. 421-446.
- HEATH, G.H. 1987. **Water Pollution and Fish Physiology**. Boca Raton: CRC Press, 245p.
- HEATH, G.H. 1995. **Water Pollution and Fish Physiology**. Boca Raton: CRC Press, 245p.
- HEISLER, N. 1984. Acid-base regulation in fishes. In: HOAR, W.S. AND RANDALL, D.J. (Eds). **Fish Physiology**. Academic Press, New York, v. XA, p. 315-401.
- HODSON, P.V. 1988. The effect metal metabolism on uptake, disposition and toxicity in fish. **Aquat. Toxicol.** v. 11, p. 3-18.
- HODSON, P.V.; BLUNT, B.R.; SPRY, D.J. 1978. Chronic toxicity of water-borne and dietary lead to rainbow-trout (*Salmo gairdneri*) in lake Ontario water. **Wat. Res.** v. 12, p. 869-878.

- HOFFMAN, J. 1995. Wildlife toxicity testing. In: HOFFMAN, J. et al. **Handbook of ecotoxicology**. Boca Raton, Lewis Publishers. cap 4, p. 47-69.
- HUGHES, G.M.; GRAY, I.E. 1972. Dimensions and ultrastructure of toadfish. **Biol. Bull.** v. 143, p. 150-161.
- HUGHES, G.M.; MITTAL, A.K. 1980. Structure of the gills of (*Barbus sophor*) (Ham), a cyprinid with tertiary lamellae. **J. Fish Biol.** v. 16, p. 461-467.
- HUGHES, G.M.; SHELTON, G. 1962. Respiratory mechanisms and their nervous control in fish. In: LOWENSTEIN, O. (Eds). **Advances in Comparative Physiology and Biochemistry**. Academic Press, London. v. I, p. 275-364.
- HUGHES, G.M. 1972. Morphometrics of fish gills. **Respir. Physiol.** v. 14, p. 1-25.
- HUGHES, G.M. 1984. Measurement of gill area in fishes. Practices and Problems. **J. Mar. Biol. Assoc. U. K.** v. 64, p. 637-655.
- JAGER, S.; DEKKERS, W.J. 1975. Relations between gill structure and activity in fish. **Neth. J. Zool.** v. 25, p. 276-308.
- JARDIM, W.F. 1983. Metais pesados um dano irreparável. **Rev. Bras. Tecnol. Brasília.** v.12, n. 2, p. 41-45.
- JARDIM, W.F. 1992. A contaminação dos recursos hídricos por esgoto doméstico e industrial. **Qui. Nova.** v.15, p.144-146.
- KARADEDE, H.; ÜNLÜ, E. 2000. Concentrations of some heavy metals in water, sediment and fish species from the Atatürk Dam Lake (Euphates), Turkey. **Chemosphere**, v. 41, p. 1371-1376.

- KEATING, K.I.; CAFFREY, P.B.; DAGBUSAN, B.C. 1996. Buffers in Daphnid cultures and bioassays. **Environmental Toxicology and Chemistry**. v.15, n. 3, p. 348-352.
- KOROLEFF, F. 1976. Determination of nutrients. In: GRASSOHOF, K. ed. **Methods of seawater analysis**. Verlag. Chemie. Weinheim. p. 117 – 181.
- KROGH, A. 1938. The active absorption of in some freshwater animals. **Z. Vergl. Physiol**. v. 25, p. 335-50.
- KRUG, F.J. 1996. Pré-tratamento de amostras. In: WORKSHOP ON METHODS OF SAMPLE DECOMPOSITION, 1., Piracicaba, 1996. **Anais.**, CENA/USP, 108p.
- LAGE FILHO, A.L. 1996. **Características ecológicas e limnológicas da bacia hidrográfica do ribeirão das Antas, no período de menores precipitações (Poços de Caldas-MG)**. 192p. Dissertação (Mestrado). Escola de Engenharia de São Carlos-Universidade de São Paulo.
- LAURENT, P.; DUNEL-ERB, S. 1980. Morphology of gill epithelia in fish. **Am. J. Physiol**. v. 238, p. 147-519.
- LAURENT, P.; HEBIBI, N. 1989. Gill morphometry and fish osmoregulation. **Can. J. Zool**. v. 67, p. 3055-3063.
- LAURENT, P.; PERRY, S.F. 1990. The effects of cortisol on gill chloride cell morphology and ionic uptake in freshwater trout, *Salmo gairdneri*. **Cell Tissue Res**. v. 259, p. 429-442.
- LAURENT, P. 1984. Internal morphology of the gill. In: HOAR, W.S.; RANDALL, D.J. (Eds). **Fish Physiology**. Academic Press, Orlando, Flórida. v. X, p. 73-183.

- LAURENT, P.; HÖBE, H.; DUNEL-ERB, S. 1985. The role of environmental sodium chloride relative to calcium in gill morphology of freshwater salmonid fish. **Cell Tissue Res.** v. 240, p. 675-692.
- LAWS. 1993. **Aquatic pollution: an introductory text.** 2 ed. Wiley Interscience.
- LEEUWEN, C. J. 1988. Short term toxicity testing. In: KRUIJF, H.A.M., ZWART, D. **Manual on aquatic ecotoxicology.** Cap. 18, p. 108-112.
- LIMA, N.R.W. 1990. Análise dos níveis de metais pesados no sistema hídrico da Estação Ecológica do Jataí, SP. **Acta Limno Bras.** v.3, p. 1001-1022.
- LLOYD, R. 1992. **Pollution and freshwater fish.** Oxford: Fishing News books, 176p.
- LONG, E.R.; HONG, C.B.; SEVERN, C. 2001. Relationships between acute sediment toxicity in laboratory tests and abundance and diversity of benthic infauna in marine sediments: a review. **Environ. Toxicol. Chem.** v.20, p. 46-60.
- LUOMA, S.N. 1989. Can we determine the biological availability of sediment-bound trace elements? **Hydrobiol.** v.176/177, p. 379-396.
- MACKERETH, S.J.H.; HERON, J.; TALLING, J.S. 1978. Water analysis some revised methods for limnology. Kendal, freshwater **Biol. Assoc. Sci.** V.36, Wilson and Sons, 117p.
- MAETZ, J.; GARCIA-ROMEU, F. 1964. The mechanism of sodium and chloride uptake by the gills of a fresh water fish, *Carassius auratus* II. Evidence for  $\text{NH}_4^+/\text{Na}^+$  and  $\text{HCO}_3^-/\text{Cl}^-$  exchange. **J. Gen. Physiol.** v. 47, p. 1209-1227.
- MAIER, M.A. 1978. Considerações sobre as características limnológicas de ambientes lóticos. **B. Inst. Pesca.** v. 5, n.2, p. 75-90.

- MALINS, D.C.; OSTRANDER, G.K. 1994. **Aquatic Toxicology: Molecular, biochemical and cellular perspectives**. Boca Raton: Lewis Publishers.
- MALLAT, J. 1985. Fish gill structural changes induced by toxicants and other irritants: A statistical review. **Can. J. Fish. Aquat. Sci.** v. 42, p. 630-648.
- MANAHAM, S.E. 1992. **Toxicological Chemistry**. 2.ed., Lewis Publishers. p.259-251.
- MANAHAM, S.E. 1994. **Environmental Chemistry**. 6 ed. Lewis Publishers. 811p.
- MARGALEF, R. 1983. **Limnologia**. Ed. Omega, Barcelona, 1010 p.
- MASON, C.F. 1996. **Biology of freshwater pollution**. 3.ed., Longman Group. p.1-47.
- MATEY, V.E.; KOMOV, V.T. 1992. The effect of aluminum and low pH of water on gill ultrastructure and electrolyte content in blood plasma of juvenile *Salmo salar*. **J. Evol. Biochem. Physiol.** v. 28, n. 5, p. 453-460.
- MAZON, A.F. 1997. **Efeitos do íon cobre sobre *Prochilodus scroffa*, curimba, (Steintachnerr, 1881)**. 163p. Dissertação (Mestrado). Universidade Federal de São Carlos.
- MAZON, A.F; FERNANDES, M.N.; NOLASCO, M.A. e SEVERI, W 1997. Function morphology of gills and respiratory area two active rheophilic fish species, *Plagioscion squamosissimus* and *Prochilodus scrofa*. **J. Fish Biol.** v. 50.
- MELÃO, M.G.G. 1997. **A comunidade planctônica (fitoplâncton e zooplâncton) e produtividade secundária do zooplâncton de um reservatório oligotrófico**. São Carlos. 151 p. Tese (Doutorado). Universidade Federal de São Carlos.

- MELETTI, P.C. 1997. **Avaliação da qualidade da água na bacia do rio Piracicaba através de testes de toxicidade aguda com peixes**. São Carlos. 148p. Dissertação (Mestrado). Escola de Engenharia de São Carlos-Universidade de São Paulo.
- MEYBECK, M.; CHAPMAN, D.V.; HELMER, R. 1990. **Global freshwater quality; a first assessment**. Balchwell. 306p.
- MILTON, P. 1971. Oxygen consumption and osmoregulation in the shinnny *Blennius pholis*. **J. Mar. Biol. Assoc. U.K.** v. 51, p. 247-265.
- MOORE, J.W.; RAMAMOORTHY, S. 1984. **Heavy metals in natural waters: Applied Monitoring and Impact Assesment**. 1. Ed. Springer-Verlag, NY.
- MORGAN, M.; TOVELL, P.W.A. 1973. The structure of gill of the trout, *Salmo gairdneri* (Richardson). **Z. Zellforsh.** v. 142, p. 147-162.
- MORON, S.E. 1994. **Organização estrutural das brânquias de traíra, *Hoplias malabaricus*, (Teleostei, Erythridae) (BLOCH, 1974)**. 95p. Dissertação (Mestrado). Universidade Federal de São Carlos.
- MORON, S.E. 2000. **Efeitos das concentrações de íons Na<sup>+</sup>, Ca<sup>2+</sup> e Cl<sup>-</sup> na morfologia branquial e nos parâmetros fisiológicos de *Hoplias malabaricus* E *Hoplerythrinus unitaeniatus* (TELEOSTEI, ERYTHRINIDAE)**. 82p. Tese (Doutorado). Universidade Federal de São Carlos.
- MORON, S.E.; FERNANDES, M.N. 1997. Effect of exposure to deionized and hard water on gill epithelia of *Hoplias malabaricus* and *Hoplerythrinus unitaeniatus* (Erythrinidae). **INTERNACIONAL SYMPOSIUM BIOLOGY OF TROPICAL FISHES. Anais**, Manaus, Brazil, p. 183.

- MORON, S.E.; FERNANDES, M.N. 1996. Pavement cells ultrastructural differences of gill epithelia of *Hoplias malabaricus*. **J. Fish. Biol.**, v. 49, p. 357-362.
- MOYLE, P.B.; LEIDY, R.A. 1992. Loss of biodiversity in aquatic ecosystems: evidence from fish faunas. In: FIEDLER, P.L.; JAIN, S.K. (Ed.). **Conservation biology: the theory and practice of nature conservation, preservation and management**. New York: Chapman & Hall, p.128-169.
- MOZETO, A.A.O. 1996. **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).
- MUELLER, M.E.; SANCHEZ, D.A.; BERGMAN, H.L.; McDONALD, D.G.; RHEM, R.G.; WOOD, C.M. 1991. Nature and time course of acclimation to aluminum in juvenile brook trout (*Salvelinus fontinalis*). II. Histology. **Can. J. Fish. Aquat. Sci.** v. 48, p. 2016-2017.
- MURPHY, P.G.; MURPHY, J.V. 1971. Correlation between respiration and direct uptake of DDT in the mosquitofish, *Gambusia affinis*. **Bull. Environ. Contam. Toxicol.** v. 6, p. 581-588.
- MURTY, A.S. 1988. **Toxicity of pesticides to fish**. Department of Zoology, University Ngarjunanagar, Nagarjuna, India, 3rd ed., v. 1, p. 178.
- NAVAS-PEREIRA, D.; De PÁDUA, H.B.; EYSINK, G.G.J.; PIVA-BERTOLETTI, S.A.E. 1985. **Níveis de contaminação por metais pesados e pesticidas na água, sedimento e peixes da Represa de Barra Bonita**. 21p.
- NEMCSOK, J.; BENEDESZKY, I. 1990. Effects of sublethal concentration of phenol on some enzyme activity and blood sugar level of carp (*Cuprinus carpio* L.). **Environ. Monit. Assess.** v. 14, p. 377-383.

- NEWMAN, M.C.; JAGOE, C.H. 1994. Ligands and the bioavailability of metals in aquatic environments. In: HAMELINK, J.L.; et al., (Eds). **Bioavailability, physical, chemical, and biological interactions**. SETAC special publication. Lemis Publisher. p. 39-62.
- NUSH, E.A. 1980. Comparison of different methods for chlorophyll and phaeopigments determination. **Arch. Fur. Hydrobiol.**, v.14, p. 14- 36.
- OBERDÁ, S.M. 1996. **Estudos de metais pesados presentes na bacia do Rio Piracicaba e sugestão biotecnológica de descontaminação**. Belo Horizonte, 109p. Dissertação (Mestrado). Universidade Federal de Minas Gerais. ICEX/DQ.
- OLIGOELEMENTOS ON LINE. <http://www.oligoelementos.br>
- OLIVEIRA, M.D. 1993. **Produção primária e estrutura da comunidade fitoplanctônica no Reservatório do Lobo (SP): uma comparação entre fatores ecológicos na represa e nos seus principais tributários**. 178p. Dissertação (Mestrado). Escola de Engenharia de São Carlos-Universidade de São Paulo.
- OLIVEIRA-RIBEIRO, C.A.; TURCATTI, N.M.; CARVALHO, C.S.; CARDOSO, R.I.; FANTA, E. Efeito tóxico do cloreto de mercúrio na estrutura dos arcos branquiais de *Trichomycterus brasiliensis* (PISCES, SILUROIDEI). In: SIMPÓSIO SOBRE MEIO AMBIENTE, 2., São Gonçalo-RJ, 1994. **Anais**. São Gonçalo-RJ: Universidade Salgado de Oliverira, p.49-57.
- ORONSAYE, J.A.O.; BRAFILELD, A.E. 1994. The effect of dissolved cadmium on the chloride cells of the gills of the stickleback, *Gasterosteus aculeatus* L., **J. Fish. Biol.** v. 25, p. 253-258.

- PASCOE, D.; EDWARDS, R.W. 1989. Single species toxicity testes. In: BOUDOU, A.; RIBEYRE, F., eds. **Aquatic ecotoxicology: fundamental concepts and methodologies**. Florida. Boca Raton. v. 2, cap.2, p. 93-126.
- PEDROSO, F.; BONETTO, C. 1987. Nitrogen and phosphorus transport in the Bermejo River (South America). **Ver. Hydrobiol. Trop.** v.20, n. 2, p. 91-99.
- PELÁEZ RODRIGUES, M. 2001. **Avaliação da qualidade da água da bacia do Alto Jacaré-Guaçu/SP (Ribeirão do Fejão e Rio do Monjolinho) através de variáveis físicas, químicas e biológicas**. 145p. Tese (Doutorado). Escola de Engenharia de São Carlos-Universidade de São Paulo.
- PEREIRA, J.C. 1995. **Avaliação da contaminação do meio ambiente por metais pesados na região do Vale do Aço- MG**. 117 p. Dissertação (Mestrado). Viçosa. Universidade Federal de Viçosa.
- PEREIRA, N.D. et al. 1987. Bioensaios: um programa a serviço do controle da poluição resultados iniciais. **Ambiente**, São Paulo, v.1, n.1, p.32-36.
- PERNA, S.A. 1991. **Estudo morfofuncional das brânquias e do aparelho ventilatório de cascudo, *Hypostomus plecostomus* (Teleostei, Loricariidae). Aspectos adaptativos e ecológicos**. 156p. Dissertação (Mestrado). Universidade Federal de São Carlos.
- PERNA-MARTINS, S.A. 1997. **Efeitos das concentrações de íons  $\text{Na}^+$ ,  $\text{Cl}^-$  e  $\text{Ca}^{2+}$  sobre a morfologia e ultra-estrutura das brânquias de cascudo, *ypostomus plecostomus* (Teleostei, Loricariidae)**. 127p. Tese (Doutorado). Universidade Federal de São Carlos.
- PERRY, S. 1997. The chloride cell: struture and function in the gills of freshwater fishes. **Annu. Ver. Physiol.** v. 59, p. 325-247.

- PERRY, S.F.; LAURENT, P. 1993. Environmental effects on fish gill structure and function. In: RAKIN, J.C. AND JENSEN, F.B. (Eds). **Fish Ecophysiology**. Chapman and Hall, London, p. 231-264.
- PERRY, S.F.; WOOD, C.M. 1985. Kinetics of branchial calcium uptake in the rainbow trout: effects of acclimation to various external calcium levels. **J. Exp. Biol.** v. 116, p. 411-433.
- PERSONE, G.; JANSSEN, C.R. 1993. Freshwater invertebrate toxicity test. In: CALOW, P., (ed). **Handbook of Ecotoxicology**. cap 4. Blackwell Science. Ltda, Oxford.
- POLEKISIC, V.; MITROVIC-TUTUNDIZIC, V. 1994. Fish gills monitor of sublethal and chronic effects of pollution. In: MULLER, R.; LLOYD, R. (Eds). **Sublethal and chronic effects of pollutants on freshwater fish**. United Nation, Fishing News Books. cap. 30, p. 339-352.
- PHILLIPS, D.J.H. 1977. The use of biological indicator organisms to monitor trace metal pollution in marine and estuarine environments: A review. **Environ. Pollut.** v.13, p. 281-317.
- PHILLIPS, D.J.H. 1993. Bioaccumulation. In: CALOW, P. (ed). **Handbook of Ecotoxicology**. Blackwell Sci. Publ., Oxford. v.1, cap.19, p. 378-396.
- PHILLIPS, G.R. & BUTHLER, D.R. 1978. The relative contributions of methylmercury from food or water to rainbow trout (*Salmo gairdneri*) in a controlled laboratory environment. **Trans. Am. Fish. Soc.** v. 107, p. 853-861.
- PROTEÇÃO Nº 30. Junho de 1994. V. 6, p. 178- 186.
- RAJBANSHI, V.K.; GUPTA, A.K.1988. Alterations in the architecture of gill surface produced by water-borne copper in *Hepteteroneustes fossilis* (Block). **Acta Hydrochim. Hydrobiol.** v. 16, n. 3, p. 325-332.

- RAND, G.M., PETROCELLI, S.R. 1976. **Fundamentals of Aquatic Toxicology-Methods and Applications**. Hemisphere Publishing Corporation NY USA.
- REBOUÇAS, A.C. 1999. Água Doce no Mundo e no Brasil. In: REBOUÇAS, A.C.; BRAGA, B.; TUNDISI, J.G., (Eds). **Águas Doces no Brasil: capital ecológico, uso e conservação**. São Paulo, Escrituras. cap.1, p.1-30.
- REYNOLDSON, T.B. 1987. Interactions between sediment contaminants and benthic organisms. Ecological effects of in situ sediment contaminants. **Hydrobiol.** v.149, p. 53-66.
- REYNOLDSON, T.B.; DAY, K.E. 1993. Freshwater Sediments. In: TUNDISI, J.G.; STRASKRABA, M., (Eds). **Theoretical Reservoir Ecology and its Applications**. Rio de Janeiro, Brazilian Academy of Science and Backhuys Publishers. P. 439-456.
- REYNOLDSON, T.B. & DAY, K.E. 1995. Freshwater sediments. In: CALOW, P. (ed). **Handbook of Ecotoxicology**. Blackwell Sci. Publ., Oxford, p. 83-100.
- RIETZLER, A.C. 1995. **Alimentação, ciclo de vida e análise da coexistência de espécies de Cyclopoida na represa de Barra Bonita, São Paulo**. São Carlos. 385 p. Tese (Doutorado). Escola de Engenharia de São Carlos-Universidade de São Paulo.
- RIETZLER, A.C., FONSECA, A.L., LOPES, G.P. 2001. Heavy metals in tributaries of Pampulha reservoir, Minas Gerais. **Braz. J. Biol.** v. 63, n.3, p. 363-370.
- RODGHER, S. 2001. **Estudos Ecotoxicológicos e Limnológicos nos Reservatórios em Cascata do Médio e Baixo Rio Tietê: uma análise espacial e temporal**. 213p. Dissertação (Mestrado). Escola de Engenharia de São Carlos-Universidade de São Paulo.

- ROOS, J.C.; PIETERSE, A.J.H. 1995. Nutrients, dissolved gases and pH in the Vaal river at Balkfontein, South Africa. **Arch. Hydrobiol.** v. 133, n. 2, p.173-196.
- SÁ, O.R. de 1994. **Peixe como indicador da contaminação ambiental: avaliação da toxicidade de agrotóxicos.** 187p. Dissertação (Mestrado). São Carlos. Escola de Engenharia de São Carlos-Universidade de São Paulo.
- SÁ, O.R. de 1998. **Toxicidade do herbicida roundup (glifosfato) e do acaricida omite (propargito) nas fases iniciais de ontogenia do Bagre, *Rhamdia hilarii* (VALENCIENNES, 1840) (PIMELODIDAE, SILURIFORMES).** 307p. Tese (Doutorado). Universidade Federal de São Carlos.
- SABARÁ, M.G. 1994. **Avaliação dos impactos do plantio de *Eucalyptus spp.*, sobre dois lagos naturais do sistema do médio rio Doce-MG: propostas de mitigação e manejo.** Dissertação (Mestrado). Universidade Federal de Minas Gerais.
- SAIJO, Y.; MITAMURA, O.; BARBOSA, F.A.E. 1997. Chemical studies on sediments of four lakes. In: TUNDISI, J.G., SAIJO, Y. **Limnological Studies on The Rio Doce Valley Lakes, Brasil**, cap. V, p. 161-168.
- SALOMONS, W.; FORSTNER, U. 1984. **Metals in hydrocycle.** Springer: Verlag. 349p.
- SANTOS, C.T.C. 1994. **Morfologia e morfometria das brânquias de cascudo preto *Rhinelepis strigosa* (Agassiz, 1829) (Osteichthyes, Loricaridae), relacionados à função respiratória e ao modo de vida.** Dissertação (Mestrado). Universidade Federal de São Carlos.
- SARDET, C.; PISAM, M.; MAETZ, J. 1979. The surface epithelium of teleostean fish gills. Cellular and junctional adaptations of the chloride cell in relation to salt adaptation. **J. Cell. Biol.** v. 80, p. 96-117.

SÉ, J.A. da S. 1992. **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.** 381p. Dissertação (Mestrado). Escola de Engenharia de São Carlos-Universidade de São Paulo.

SETAC-SOCIETY OF ENVIRONMENTAL TOXICOLOGY AND CHEMISTRY-Europe. 1993. Guidance document on sediment toxicity tests and bioassays for freshwater and marine environments. In: HILL, I.R.; MATTHIESSEN, P.; HEIMBACH, F. **WORKSHOP ON SEDIMENT TOXICITY ASSESSMENT**, 8-10 nov., Renesse, The Netherlands.

SEVERI, W. 1991. **Aspectos morfométricos e estruturais das brânquias de pacu, *Piaractus mesopotamicus* (HOLMBERG, 1887) (Osteichyes, Serrasalminidae).** 151p. Dissertação (Mestrado). Universidade Federal de São Carlos.

SEVERI, W.; RANTIN, F.T.; FERNANDES, M.N. 1997. Respiratory Gill Surface of the Serrasalminid Fish, *Piaractus mesopotamicus*. **J. Fish. Biol.** v. 50, p.127-136.

SHEPHARD, K.L. 1982. The influence of mucus on the diffusion of ion across the esophagus of fish. **Physiol. Zool.** v. 55, p. 23.

SILVÉRIO, P.F. 1999. **Partição, Biodisponibilidade e Toxicidade de Metais Pesados a Organismos Bentônicos em Sedimentos.** 77p. Dissertação (Mestrado). Universidade Federal de São Carlos.

SLOTTON, D.G.; REUTER, E. 1995. Heavy metals in intact and resuspended of a California reservoir, with emphasis on potential bioavailability of copper and zinc. **Mar. Freshwater Res.** v. 46, p. 257-265.

- SMITH, V.H.; TILMAN, G.D.; NEKOLA, J.C. 1999. Eutrophication: impact of excess nutrient inputs on freshwater, marine and terrestrial ecosystems. **Environmental Pollution**. v. 100, p. 179-196.
- SPARLING, D.D.W. 1995. Acid Deposition: A review of biological effects. In: HOFFMAN, D.J.; RATTNER, B.A.; BURTON, G.A.J.; CAIRNS, J.J., (Eds). **Handbook of Ecotoxicology**. 1 ed, London, Lewis Publishers. cap. 14, p. 301-329.
- STRASHRABA, M.; TUNDISI, J.G. 1999. **Reservoir water quality management**. Guidelines of lake management. International Lake Environment Committee. 229p.
- STRICKLAND, J.G.; PARSON, T.R. 1965. **A manual of sea water analysis: with a special reference to more common micronutrients and particulate**.
- STUMM, W.; MORGAN, J.J. 1981. **Aquatic Chemistry: an introduction emphasizing chemical equilibrium in natural waters**. NY: John Wiley & Sons.
- TEIXEIRA, C.; TUNDISI, J.G.; KUTNER, M.B. 1978. Plankton studies in mangrove environmental. II. The standing stock and some ecological factors. **Bolm. Ins. Oceanogr**. v. 24, p. 23-41.
- TEIXEIRA, D. 1993. **Caracterização limnológica dos sistemas lóticos e variação temporal e espacial de invertebrados bentônicos na bacia do ribeirão do Feijão (São Carlos-SP)**. 193p. Dissertação (Mestrado). Escola de Engenharia de São Carlos-Universidade de São Paulo.
- TONISSI, F.B. 1999. **Avaliação ecotoxicológica do reservatório de Salto Grande Americana (SP), como subsídio para a análise da qualidade ambiental do sistema**. São Carlos. 130p. Dissertação (Mestrado). Escola de Engenharia de São Carlos-Universidade de São Paulo.

- TORRES, H.G. 1992. Industrialização em Minas Gerais: forte concentração de indústrias sujas e intensivas em recursos naturais. In: **ENCONTRO SOBRE A ECONOMIA MINEIRA**. Belo Horizonte: Universidade Federal de Minas Gerais/Cedeplar.
- TRINDADE, M. 1980. **Nutrientes em sedimentos da represa do Lobo (Brotas-Itirapina)**. São Carlos. 219p. Dissertação (Mestrado). Universidade Federal de São Carlos.
- TUNDISI, J.G. 1997. **Limnological studies on the Rio Doce Valley Lakes, Brazil**. São Carlos: Brazilian Academy Sciences. 513 p.
- TUNDISI, J.G. **Limnologia no século XXI: perspectivas e desafios**. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE LIMNOLOGIA, 7., Florianópolis, 1999. **Anais**. Florianópolis: Instituto Internacional de Ecologia. 24p.
- TUNDISI, J.G.; BARBOSA, F.A.R. 1995. Conservation of aquatic ecosystems: present status and perspectives. In: TUNDISI, J.G.; BICUDO, C.E.M.; MATSUMURA-TUNDISI, T. (Eds). **Limnology in Brazil**. Rio de Janeiro: ABC/SBL, p. 372-376.
- ULTSCH, G.R.; GROS, G. 1979. Mucus as a diffusion barrier to oxygen: Possible role in O<sub>2</sub> uptake at low pH in carp (*Cyprinus carpio*) gills. **Comp. Biochem. Physiol.** v. 621, p. 685-689.
- UNITED STATES ENVIROMENTAL PROTECTION AGENCY. 1984. **Ambient Water Quality Criteria for Copper**. United States Environmental Protection Agency, Washington, DC.
- UNITED STATES ENVIROMENTAL PROTECTION AGENCY. 1994. USEPA/600/R – 94/024. **Methods for measuring the toxicity and bioaccumulation of sediment associated contaminants with freshwater invertebrates**. Washington. D.C., 133p.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. 1995. **Water Quality Standards Handbook**. Government Institutes. USA.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. 2000. USEPA/600/R-99/064. **Methods for measuring the toxicity and bioaccumulation of sediment associated contaminants with freshwater invertebrates**. 2 ed. Washington. D.C.

VAN DAN, L. 1938. **On the utilization of oxygen and regulation of breathing in some aquatic animals**. 143 p. Dissertation, University of Groningen, Netherlands.

VIEIRA, F.; MARQUES, S.; BORGES, M.A.Z. 1997. Estrutura das comunidades de peixes do reservatório de Peti, bacia do Rio Piracicaba, MG. In: XII ENCONTRO BRASILEIRO DE ICTIOLOGIA, 12, **Anais**. São Paulo. p. 135.

WALUGA, D. 1966. Phenol effect on the anatomicohistopathological changes in bream (*Abramis brama*). **Acta Hydrobiol.** v. 8, p. 55-78.

WATSON, T.P. 1994. Analytical Methods for the Determination of Trace Metals and other Elements. In: **OFFICIAL AND STANDARD METHODS OF ANALYSIS**. New York, McGRAW-Hill, p. 446-671.

WENDERLAAR-BONGA, S.E.; VAN DER MEIJ, C.J.M. 1989. Deterioration and death, by apoptosis and necrosis the pavement and cells the teleost *Oreochromis mossambicus*. **Cell Tissue Res.** v. 255, p. 235-243.

WETZEL, R. G. 1983. **Limnology**. 2ed., College Publishing. 767p.

WETZEL, R.G. 1993. **Limnologia**. Fundação Caloust Gulbenkian. 2 ed. Portugal.

- YOUNG, L.B.; HARVEY, H.H. 1989. Concentrations and distribution of Fe, Zn and Cu in tissues of white sucker (*Catostomus commersoni*) in relation to elevated levels of metals and low pH. **Hydrobiol.** v. 176/177, p. 349-354.
- ZAGATTO, P.A., GOLDSTEIN, E.G., BERTOLETTI, E., LOMBARDI, C.C., MARTINS, M.H.R.B. 1985. Ensaio biológico com organismos aquáticos: toxicidade de águas e sedimento de rios da região de Cubatão. In: 13<sup>o</sup> CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL. Maceió. **Anais**, p 1-11.
- ZAGATTO, P.A. 1988. Sensibilidade de *Daphnia similis*: controle de qualidade de cultura. **Revista Ambiental.** V. 2, n.2, p. 79-83.
- ZAGATTO, P.A. 1999. Ecotoxicologia aquática. In: **CONGRESSO BRASILEIRO DE LIMNOLOGIA.** Florianópolis, 1999. Mini-curso, Florianópolis, Universidade Federal de Santa Catarina. 124p.

## ANEXOS

Tabela 1- Concentração de metais ( $\text{mg.L}^{-1}$ ) na água dos diferentes pontos de coleta. (fevereiro de 2001). nd = não detectado. - valores acima do CONAMA 20/86. Limite de detecção (SpectrAA 220 Varian) para Zn =  $0,001 \text{ mg.L}^{-1}$ , Mn =  $0,002 \text{ mg.L}^{-1}$ , Fe =  $0,006 \text{ mg.L}^{-1}$ , Cd =  $0,002 \text{ mg.L}^{-1}$ , Cu =  $0,003 \text{ mg.L}^{-1}$ , Ni =  $0,01 \text{ mg.L}^{-1}$ , Pb =  $0,01 \text{ mg.L}^{-1}$  e Cr =  $0,006 \text{ mg.L}^{-1}$ .

Pontos de coleta e limites estabelecidos pelo CONAMA 20/86	Zn	Mn	Fe	Cd	Cu	Ni	Pb	Cr
1- Reservatório de Guilman-Amorim	0,075	0,410	14,837	nd	0,057	0,012	0,086	0,047
2- Ribeirão Timotinho	0,182	3,125	30,880	0,009	0,086	0,189	0,212	0,250
3- Rio Casca	0,060	0,252	26,313	0,004	0,056	0,014	0,069	0,076
4- Ribeirão do Turvo	0,045	0,713	17,196	0,007	0,045	nd	0,064	0,034
5- Rio Doce/Cenibra	0,166	2,698	4,327	nd	0,088	0,045	0,119	0,160
Conama 20	0,18	0,10	0,3	0,01	0,02	0,025	0,03	0,05

Tabela 2- Concentração de metais ( $\text{mg.L}^{-1}$ ) na água dos diferentes pontos de coleta. (setembro de 2001). nd = não detectado. - valores acima CONAMA 20/86. Limite de detecção (SpectrAA 220 Varian) para Zn =  $0,001 \text{ mg.L}^{-1}$ , Mn =  $0,002 \text{ mg.L}^{-1}$ , Fe =  $0,006 \text{ mg.L}^{-1}$ , Cd =  $0,002 \text{ mg.L}^{-1}$ , Cu =  $0,003 \text{ mg.L}^{-1}$ , Ni =  $0,01 \text{ mg.L}^{-1}$ , Pb =  $0,01 \text{ mg.L}^{-1}$  e Cr =  $0,006 \text{ mg.L}^{-1}$ .

Pontos de coleta e limites estabelecidos pelo CONAMA 20/86	Zn	Mn	Fe	Cd	Cu	Ni	Pb	Cr
1- Reservatório de Guilman-Amorim	0,098	0,290	5,009	nd	0,037	0,054	0,396	0,110
2- Ribeirão Timotinho	0,301	3,444	17,636	0,046	0,078	0,471	1,014	0,249
3- Rio Casca	0,046	0,149	3,781	0,003	0,052	nd	0,515	0,084
4- Ribeirão do Turvo	0,116	0,767	11,745	0,008	0,056	0,017	0,595	0,094
5- Rio Doce/Cenibra	0,235	0,313	6,721	0,022	0,047	0,010	0,587	0,123
6- Rio Matipó	0,068	0,375	10,723	0,018	0,048	0,054	0,758	0,130
Conama 20	0,18	0,10	0,3	0,01	0,02	0,025	0,03	0,05

Tabela 3- Concentração de metais biodisponíveis ( $\text{mg.Kg}^{-1}$ ) no sedimento dos diferentes pontos de amostragem, do trecho médio da Bacia rio Doce- MG. (fevereiro de 2001). nd = não detectado. Limite de detecção (SpectrAA 220 Varian) para  $\text{Zn} = 0,001 \text{ mg.L}^{-1}$ ,  $\text{Mn} = 0,002 \text{ mg.L}^{-1}$ ,  $\text{Fe} = 0,006 \text{ mg.L}^{-1}$ ,  $\text{Cd} = 0,002 \text{ mg.L}^{-1}$ ,  $\text{Cu} = 0,003 \text{ mg.L}^{-1}$ ,  $\text{Ni} = 0,01 \text{ mg.L}^{-1}$ ,  $\text{Pb} = 0,01 \text{ mg.L}^{-1}$  e  $\text{Cr} = 0,006 \text{ mg.L}^{-1}$ ,  $\text{Co} = 0,001 \text{ mg.L}^{-1}$  e  $\text{Ca} = 0,005 \text{ mg.L}^{-1}$ .

Pontos de Coleta	Zn	Mn	Fe	Cd	Cu	Ni	Pb	Cr	Co	Ca
1- Reservatório de Guilman-Amorim	0,045	0,978	2,140	nd	0,029	nd	0,086	0,006	0,002	3,015
2- Ribeirão Timotinho	0,771	2,613	46,919	nd	0,102	0,179	0,212	0,060	0,015	90,540
3- Rio Casca	0,087	1,685	8,391	nd	0,052	nd	0,069	nd	0,034	3,987
4- Ribeirão do Turvo	0,032	20,338	46,001	nd	0,042	0,041	0,064	0,092	0,022	111,297
5- Rio Doce/Cenibra	0,041	1,512	4,357	nd	0,024	nd	0,119	0,010	0,006	3,502

Tabela 4- Concentração de metais biodisponíveis ( $\text{mg.Kg}^{-1}$ ) no sedimento dos diferentes pontos de amostragem, do trecho médio da Bacia rio Doce- MG. (setembro de 2001). nd = não detectado. Limite de detecção (SpectrAA 220 Varian) para  $\text{Zn} = 0,001 \text{ mg.L}^{-1}$ ,  $\text{Mn} = 0,002 \text{ mg.L}^{-1}$ ,  $\text{Fe} = 0,006 \text{ mg.L}^{-1}$ ,  $\text{Cd} = 0,002 \text{ mg.L}^{-1}$ ,  $\text{Cu} = 0,003 \text{ mg.L}^{-1}$ ,  $\text{Ni} = 0,01 \text{ mg.L}^{-1}$ ,  $\text{Pb} = 0,01 \text{ mg.L}^{-1}$  e  $\text{Cr} = 0,006 \text{ mg.L}^{-1}$ ,  $\text{Co} = 0,001 \text{ mg.L}^{-1}$  e  $\text{Ca} = 0,005 \text{ mg.L}^{-1}$ .

Pontos de Coleta	Zn	Mn	Fe	Cd	Cu	Ni	Pb	Cr	Co	Ca
1- Reservatório de Guilman-Amorim	0,024	0,747	5,194	nd	0,022	nd	0,327	0,030	0,032	0,621
2- Ribeirão Timotinho	0,113	2,611	59,130	nd	0,039	0,351	0,444	0,214	0,049	5,292
3- Rio Casca	0,070	1,626	7,555	nd	0,035	0,021	0,308	0,055	0,042	0,276
4- Ribeirão do Turvo	0,023	1,902	6,065	nd	0,016	0,010	0,318	0,103	0,032	0,362
5- Rio Doce/Cenibra	0,038	0,560	2,928	nd	0,013	0,025	0,351	0,060	0,035	0,114
6- Rio Matipó	0,218	7,890	24,592	nd	0,114	0,037	0,423	0,146	0,114	0,856

Tabela 5- Concentração de metais totais ( $\text{mg.Kg}^{-1}$ ) no sedimento dos diferentes pontos de amostragem, do trecho médio da Bacia rio Doce- MG. (fevereiro de 2001). nd = não detectado. Limite de detecção (SpectrAA 220 Varian) para Zn =  $0,001 \text{ mg.L}^{-1}$ , Mn =  $0,002 \text{ mg.L}^{-1}$ , Fe =  $0,006 \text{ mg.L}^{-1}$ , Cd =  $0,002 \text{ mg.L}^{-1}$ , Cu =  $0,003 \text{ mg.L}^{-1}$ , Ni =  $0,01 \text{ mg.L}^{-1}$ , Pb =  $0,01 \text{ mg.L}^{-1}$  e Cr =  $0,006 \text{ mg.L}^{-1}$ , Co =  $0,001 \text{ mg.L}^{-1}$  e Ca =  $0,005 \text{ mg.L}^{-1}$ .

Pontos de Coleta	Zn	Mn	Fe	Cd	Cu	Ni	Pb	Cr	Co	Ca
1- Reservatório de Guilman-Amorim	0,560	2,466	17,188	0,033	0,055	2,919	0,662	0,431	0,114	3,648
2- Ribeirão Timotinho	1,429	4,748	110,015	0,035	0,172	3,958	0,576	0,819	0,147	76,186
3- Rio Casca	0,332	2,241	16,354	0,029	0,110	1,408	0,297	0,656	0,129	3,728
4- Ribeirão do Turvo	0,198	25,52 6	21,095	0,036	0,061	4,372	0,415	1,049	0,137	214,868
5- Rio Doce/Cenibra	0,244	3,058	20,078	0,027	0,063	1,970	0,318	0,535	0,111	4,064

Tabela 6- Concentração de metais totais ( $\text{mg.Kg}^{-1}$ ) no sedimento dos diferentes pontos de amostragem, do trecho médio da Bacia rio Doce- MG. (setembro de 2001). nd = não detectado. Limite de detecção (SpectrAA 220 Varian) para Zn =  $0,001 \text{ mg.L}^{-1}$ , Mn =  $0,002 \text{ mg.L}^{-1}$ , Fe =  $0,006 \text{ mg.L}^{-1}$ , Cd =  $0,002 \text{ mg.L}^{-1}$ , Cu =  $0,003 \text{ mg.L}^{-1}$ , Ni =  $0,01 \text{ mg.L}^{-1}$ , Pb =  $0,01 \text{ mg.L}^{-1}$  e Cr =  $0,006 \text{ mg.L}^{-1}$ , Co =  $0,001 \text{ mg.L}^{-1}$  e Ca =  $0,005 \text{ mg.L}^{-1}$ .

Pontos de Coleta	Zn	Mn	Fe	Cd	Cu	Ni	Pb	Cr	Co	Ca
1- Reservatório de Guilman-Amorim	0,244	0,983	9,892	0,033	0,029	2,324	0,313	0,194	0,087	3,582
2- Ribeirão Timotinho	0,326	5,739	105,550	0,036	0,085	4,987	0,505	1,131	0,142	99,940
3- Rio Casca	0,020	2,339	10,133	0,035	0,080	2,871	0,306	0,284	0,121	3,546
4- Ribeirão do Turvo	0,091	4,159	7,225	0,033	0,009	2,760	0,305	0,357	0,092	2,121
5- Rio Doce/Cenibra	0,125	0,875	7,954	0,030	0,022	2,078	0,272	0,174	0,082	0,774
6- Rio Matipó	0,475	30,328	117,080	0,047	0,172	4,518	0,305	0,901	0,265	3,223

Tabela 7- Concentração de metais ( $\text{mg.Kg}^{-1}$ ) no tecido muscular das espécies coletadas no ponto 1 reservatório de Guilmam/Amorim em fevereiro/01. nd- não detectado.

Espécies	Zn	Mn	Fe	Ni	Pb	Cr	Cd	Cu
<i>A. bimaculatus</i>	0,781	0,121	0,535	nd	0,586	0,035	0,036	0,031
<i>A. scabripinis</i>	0,704	0,095	0,430	0,005	0,488	0,034	0,036	0,021
<i>G. carapo</i>	0,535	0,064	0,681	0,007	0,620	0,055	0,059	0,029
<i>O. argenteus</i>	0,653	0,061	0,484	nd	0,687	0,039	0,068	0,025

Tabela 8- Concentração de metais ( $\text{mg.Kg}^{-1}$ ) no tecido muscular das espécies coletadas no ponto 1 reservatório de Guilmam-Amorim em setembro/01. nd- não detectado.

Espécies	Zn	Mn	Fe	Ni	Pb	Cr	Cd	Cu
<i>A. bimaculatus</i>	1,337	0,042	0,418	0,782	1,784	nd	0,003	nd
<i>O. argenteus</i>	0,994	0,166	0,368	nd	1,206	0,423	0,047	0,026
<i>H. malabaricus</i>	0,292	0,030	0,232	nd	1,100	nd	0,018	0,029
<i>H. lacerdae</i>	0,266	0,023	0,361	nd	1,177	0,832	0,026	0,011
<i>G. brasiliensis</i>	0,940	0,195	0,581	nd	1,184	0,222	0,031	0,016
<i>T. rendalli</i>	0,907	0,184	1,386	1,358	1,732	nd	0,001	nd

Tabela 9- Concentração de metais ( $\text{mg.Kg}^{-1}$ ) no tecido muscular da espécie coletada no ponto 2 ribeirão Timotinho em fevereiro/01.

Espécie	Zn	Mn	Fe	Ni	Pb	Cr	Cd	Cu
<i>T. rendalli</i>	0,514	0,022	0,543	nd	0,643	0,031	0,046	0,025

Tabela 10- Concentração de metais ( $\text{mg.Kg}^{-1}$ ) no tecido muscular das espécies coletada no ponto 2 ribeirão Timotinho em setembro/01. nd- não detectado.

Espécies	Zn	Mn	Fe	Ni	Pb	Cr	Cd	Cu
<i>T. rendalli</i>	0,494	nd	0,567	0,722	0,726	nd	0,020	nd
<i>Leporinus sp</i>	0,441	0,052	0,372	0,696	0,548	0,096	0,106	0,027

Tabela 11- Concentração de metais ( $\text{mg.Kg}^{-1}$ ) no tecido muscular das espécies coletadas no ponto 3 rio Casca em fevereiro/01. nd- não detectado.

Espécies	Zn	Mn	Fe	Ni	Pb	Cr	Cd	Cu
<i>A. bimaculatus</i>	0,932	0,129	0,743	nd	0,805	0,018	0,060	0,020
<i>G. brasiliensis</i>	0,676	0,033	0,916	nd	0,755	0,021	0,058	0,026
<i>H. affinis</i>	0,313	0,015	1,062	nd	0,769	0,028	0,060	0,021
<i>P. striatulus</i>	0,618	0,027	0,768	nd	0,718	0,019	0,054	0,033

Tabela 12- Concentração de metais ( $\text{mg.Kg}^{-1}$ ) no tecido muscular das espécies coletadas no ponto 3 rio Casca em setembro/01. nd- não detectado.

Espécies	Zn	Mn	Fe	Ni	Pb	Cr	Cd	Cu
<i>A. bimaculatus</i>	1,445	0,143	0,498	3,189	1,521	nd	0,017	nd
<i>G. brasiliensis</i>	0,785	0,097	0,579	5	1,368	nd	0,019	nd
<i>L. castaneus</i>	0,583	0,079	0,312	1,109	1,589	nd	0,001	nd

Tabela 13- Concentração de metais ( $\text{mg.Kg}^{-1}$ ) no tecido muscular das espécies coletadas no ponto 4 ribeirão do Turvo em fevereiro/01. nd- não detectado.

Espécies	Zn	Mn	Fe	Ni	Pb	Cr	Cd	Cu
<i>A. bimaculatus</i>	0,486	0,172	2,463	0,010	0,443	0,061	0,039	0,016
<i>G. brasiliensis</i>	0,337	0,051	1,376	0,018	0,409	0,054	0,027	0,015
<i>R. quelen</i>	nd	0,041	0,627	nd	0,681	nd	nd	0,027
<i>P. nattereri</i>	0,332	0,063	3,586	0,006	0,412	0,056	0,037	0,016

Tabela 14- Concentração de metais ( $\text{mg.Kg}^{-1}$ ) no tecido muscular das espécies coletadas no ponto 4 ribeirão do Turvo em setembro/01. nd- não detectado.

Espécies	Zn	Mn	Fe	Ni	Pb	Cr	Cd	Cu
<i>A. bimaculatus</i>	1,107	0,291	0,532	0,649	0,805	nd	0,018	nd
<i>A. scabripinnis</i>	1,145	0,300	0,388	0,600	1,636	nd	nd	nd
<i>G. brasiliensis</i>	0,880	0,770	0,847	0,580	1,031	nd	nd	nd
<i>L. castaneus</i>	0,467	0,659	0,439	0,561	1,439	0,113	0,009	nd

Tabela 15- Concentração de metais ( $\text{mg.Kg}^{-1}$ ) no tecido muscular das espécies coletadas no ponto 5 rio Doce- Cenibra em fevereiro/01. nd- não detectado.

Espécies	Zn	Mn	Fe	Ni	Pb	Cr	Cd	Cu
<i>A. bimaculatus</i>	0,752	0,159	0,937	0,007	0,733	0,076	0,065	0,026
<i>G. brasiliensis</i>	0,757	0,660	0,800	0,005	0,766	0,096	0,065	0,025
<i>R. quelen</i>	0,659	0,096	0,991	0,002	0,762	0,050	0,064	0,045
<i>Leporinus sp</i>	0,669	0,122	0,681	nd	0,721	0,080	0,067	0,021

Tabela 16- Concentração de metais ( $\text{mg.Kg}^{-1}$ ) no tecido muscular das espécies coletadas no ponto 5 rio Doce- Cenibra em setembro/01. nd- não detectado.

Espécies	Zn	Mn	Fe	Ni	Pb	Cr	Cd	Cu
<i>A. bimaculatus</i>	1,038	0,096	0,693	0,387	1,730	0,020	0,140	0,014
<i>H. affinis</i>	0,719	0,012	0,898	0,306	1,407	nd	0,130	0,009
<i>Leporinus sp</i>	0,678	0,026	0,721	0,490	2,146	nd	0,172	0,013

Tabela 17- Concentração de metais ( $\text{mg.Kg}^{-1}$ ) no tecido muscular das espécies coletadas no ponto 6 rio Matipó em setembro/01. nd- não detectado.

Espécies	Zn	Mn	Fe	Ni	Pb	Cr	Cd	Cu
<i>A. scabripinnis</i>	2,060	0,569	0,477	4,705	1,088	0,046	0,068	0,003
<i>G. brasiliensis</i>	0,835	0,481	1,554	5,576	1,196	nd	0,052	nd
<i>R. quelen</i>	0,840	0,022	0,354	nd	0,733	0,078	0,058	0,009
<i>L. copelandii</i>	0,721	0,105	0,385	2,216	1,250	nd	0,041	nd
<i>H. litoralle</i>	0,511	0,313	0,873	nd	0,868	nd	0,060	nd

Tabela 18- Resultado estatístico do teste de sensibilidade realizado com *Daphnia similis* em Maio de 2000.

DATE 17.05.00	TEST NUMBER 1					DURATION 24 h
CHEMICAL Dicromato de potássio						SPECIES <i>Daphnia similis</i>
RAW DATA						
CONCENTRATION (mg/L)	0,02	0,04	0,08	0,16	0,32	
NUMBER EXPOSED	20	20	20	20	20	
MORTALITIES	0	5	11	18	20	
SPEARMAN-KARBER TRIM	0,00					
SPEARMAN-KARBER ESTIMATES	LC50					<b>0,06</b>
95% LOWER CONFIDENCE	0,06					
95% UPPER CONFIDENCE	0,09					

Tabela 19- Resultado estatístico do teste de sensibilidade realizado com *Daphnia similis* em Novembro de 2000.

DATE 21.11.00	TEST NUMBER 2					DURATION 24 h
CHEMICAL Dicromato de potássio						SPECIES <i>Daphnia similis</i>
RAW DATA						
CONCENTRATION (mg/L)	0,02	0,04	0,08	0,16	0,32	
NUMBER EXPOSED	15	15	15	15	15	
MORTALITIES	2	1	4	10	11	
SPEARMAN-KARBER TRIM	26.67					
SPEARMAN-KARBER ESTIMATES	LC50					<b>0,12</b>
95% LOWER CONFIDENCE	0,08					
95% UPPER CONFIDENCE	0,19					

Tabela 20- Resultado estatístico do teste de sensibilidade realizado com *Daphnia similis* em Fevereiro de 2001.

DATE 18.01.01	TEST NUMBER 3					DURATION 24 h
CHEMICAL Dicromato de potássio						SPECIES <i>Daphnia similis</i>
RAW DATA						
CONCENTRATION (mg/L)	0,02	0,04	0,08	0,16	0,32	
NUMBER EXPOSED	15	17	15	16	14	
MORTALITIES	0	2	3	6	12	
SPEARMAN-KARBER TRIM	0,00					
SPEARMAN-KARBER ESTIMATES	LC50					<b>0,15</b>
95% LOWER CONFIDENCE	0,12					
95% UPPER CONFIDENCE	0,20					

Tabela 21- Resultado estatístico do teste de sensibilidade realizado com *Daphnia similis* em Setembro de 2001.

DATE 12.09.01	TEST NUMBER 4					DURATION 24 h
CHEMICAL Dicromato de potássio						SPECIES <i>Daphnia similis</i>
RAW DATA						
CONCENTRATION (mg/L)	0,02	0,04	0,08	0,16	0,32	
NUMBER EXPOSED	15	15	15	15	15	
MORTALITIES	2	1	4	10	11	
SPEARMAN-KARBER TRIM	26.66					
SPEARMAN-KARBER ESTIMATES	LC50					<b>0,12</b>
95% LOWER CONFIDENCE	0,08					
95% UPPER CONFIDENCE	0,19					

Tabela 22- Resultado estatístico do teste de sensibilidade realizado com *Chironomus xanthus* em Maio de 2000.

DATE 31.05.00	TEST NUMBER 1					DURATION 96 h
CHEMICAL Cloreto de potássio						SPECIES <i>Chironomus xanthus</i>
RAW DATA						
CONCENTRATION (g.L <sup>-1</sup> )	1.50	2.25	3.50	5.00	7.50	
NUMBER EXPOSED	18	18	18	18	18	
MORTALITIES	3	0	9	10	18	
SPEARMAN-KARBER TRIM	8.33					
SPEARMAN-KARBER ESTIMATES	LC50					<b>3.97</b>
95% LOWER CONFIDENCE	3.39					
95% UPPER CONFIDENCE	4.66					

Tabela 23- Resultado estatístico do teste de sensibilidade realizado com *Chironomus xanthus* em Agosto de 2000.

DATE 02.08.00	TEST NUMBER 2					DURATION 96 h
CHEMICAL Cloreto de potássio						SPECIES <i>Chironomus xanthus</i>
RAW DATA						
CONCENTRATION (g.L <sup>-1</sup> )	1.50	2.25	3.50	5.00	7.50	
NUMBER EXPOSED	18	18	18	18	18	
MORTALITIES	0	0	0	2	18	
SPEARMAN-KARBER TRIM	0.00					
SPEARMAN-KARBER ESTIMATES	LC50					<b>5.86</b>
95% LOWER CONFIDENCE	5.55					
95% UPPER CONFIDENCE	6.21					

Tabela 24- Resultado estatístico do teste de sensibilidade realizado com *Chironomus xanthus* em Setembro de 2000.

DATE 22.09.00	TEST NUMBER 3					DURATION 96 h
CHEMICAL Cloreto de potássio						SPECIES <i>Chironomus xanthus</i>
RAW DATA						
CONCENTRATION (g.L <sup>-1</sup> )	1.50	2.25	3.50	5.00	7.50	
NUMBER EXPOSED	18	18	18	18	18	
MORTALITIES	2	2	1	5	18	
SPEARMAN-KARBER TRIM	9.26					
SPEARMAN-KARBER ESTIMATES	LC50					<b>5.50</b>
95% LOWER CONFIDENCE	4.97					
95% UPPER CONFIDENCE	6.10					

Tabela 25- Resultado estatístico do teste de sensibilidade realizado com *Chironomus xanthus* em Outubro de 2000.

DATE 05.10.00	TEST NUMBER 4					DURATION 96 h
CHEMICAL Cloreto de potássio						SPECIES <i>Chironomus xanthus</i>
RAW DATA						
CONCENTRATION (g.L <sup>-1</sup> )	1.50	2.25	3.50	5.00	7.50	
NUMBER EXPOSED	18	18	18	18	18	
MORTALITIES	2	3	6	5	18	
SPEARMAN-KARBER TRIM	11.11					
SPEARMAN-KARBER ESTIMATES	LC50					<b>4.77</b>
95% LOWER CONFIDENCE	3.97					
95% UPPER CONFIDENCE	5.74					

Tabela 26. Resultado estatístico do teste de sensibilidade realizado com *Chironomus xanthus* em Dezembro de 2000.

DATE 01.12.00	TEST NUMBER 5					DURATION 96 h
CHEMICAL Cloreto de potássio						SPECIES <i>Chironomus xanthus</i>
RAW DATA						
CONCENTRATION (g.L <sup>-1</sup> )	1.50	2.25	3.50	5.00	7.50	
NUMBER EXPOSED	18	18	18	18	18	
MORTALITIES	2	2	6	5	18	
SPEARMAN-KARBER TRIM	11.11					
SPEARMAN-KARBER ESTIMATES	LC50					4.91
95% LOWER CONFIDENCE	4.20					
95% UPPER CONFIDENCE	5.76					

Tabela 27. Resultado estatístico do teste de sensibilidade realizado com *Chironomus xanthus* em Janeiro de 2001.

DATE 25.01.01	TEST NUMBER 6					DURATION 96 h
CHEMICAL Cloreto de potássio						SPECIES <i>Chironomus xanthus</i>
RAW DATA						
CONCENTRATION (g.L <sup>-1</sup> )	1.50	2.25	3.50	5.00	7.50	
NUMBER EXPOSED	16	18	19	17	17	
MORTALITIES	0	1	0	3	16	
SPEARMAN-KARBER TRIM	5.88					
SPEARMAN-KARBER ESTIMATES	LC50					5.84
95% LOWER CONFIDENCE	5.37					
95% UPPER CONFIDENCE	6.38					

Tabela 28. Resultado estatístico do teste de sensibilidade realizado com *Chironomus xanthus* em Fevereiro de 2001.

DATE 22.02.20	TEST NUMBER 7					DURATION 96 h
CHEMICAL Cloreto de potássio						SPECIES <i>Chironomus xanthus</i>
RAW DATA						
CONCENTRATION (g.L <sup>-1</sup> )	1.50	2.25	3.50	5.00	7.50	
NUMBER EXPOSED	16	16	18	18	18	
MORTALITIES	0	1	2	4	18	
SPEARMAN-KARBER TRIM	0.00					
SPEARMAN-KARBER ESTIMATES	CE50					5.24
95% LOWER CONFIDENCE	4.70					
95% UPPER CONFIDENCE	5.84					

Tabela 29. Resultado estatístico do teste de sensibilidade realizado com *Ceriodaphnia silvestrii* em Setembro de 2001.

DATE 12.09.01	TEST NUMBER 1					DURATION 48 h
CHEMICAL Cloreto de sódio						SPECIES <i>Ceriodaphnia silvestrii</i>
RAW DATA						
CONCENTRATION (g.L <sup>-1</sup> )	1,0	1,3	1,6	2,0	2,0	
NUMBER EXPOSED	15	15	15	15	15	
MORTALITIES	5	4	8	10	11	
SPEARMAN-KARBER TRIM	0.00					
SPEARMAN-KARBER ESTIMATES	CE50					1,45
95% LOWER CONFIDENCE	1,30					
95% UPPER CONFIDENCE	1,60					



Tabela 30- Resultado dos testes de toxicidade aguda com a espécie *Daphnia similis*, apresentando as porcentagens de mortalidade quando expostos a sedimentos coletados em diferentes trechos da Bacia do médio rio Doce-MG nos dois períodos de amostragem.

Pontos de Coleta	% Mortalidade (Fev/01)	% Mortalidade (Set/01)
Controle	6,66	6,66
1- Reservatório de Guilman-Amorim	0	13,33
2- Ribeirão Timotinho	16,66	50
3- Rio Casca	13,33	6,66
4- Ribeirão do Turvo	0	0
5- Rio Doce-Cenibra	11,11	7,14
6- Rio Matipó	-	6,66

Tabela 31- Resultado dos testes de toxicidade aguda com a espécie *Chironomus xanthus*, apresentando as porcentagens de mortalidade quando expostos a sedimentos coletados em diferentes trechos da Bacia do médio rio Doce-MG nos dois períodos de amostragem.

Pontos de Coleta	% Mortalidade (Fev/01)	% Mortalidade (Set/01)
Controle	0	0
1- Reservatório de Guilman-Amorim	27,77	0
2- Ribeirão Timotinho	50	8,3
3- Rio Casca	0	23
4- Ribeirão do Turvo	5,55	41,66
5- Rio Doce-Cenibra	0	83
6- Rio Matipó	-	16,60