A contaminação por Al, As, Cr, Cu, Pb, Cd e Zn na bacia do Taiaçupeba Açu, SP – estudo da biomagnificação dos elementos.

Gerlice Maria Milani

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Saúde Pública da Faculdade de Saúde Pública da Universidade de São Paulo para obtenção do título de Doutor em Saúde Pública.

Área de Concentração: Saúde Ambiental
Orientador: Prof. Dr. Sérgio Colacioppo
Co-Orientador: Prof. Dr. Jaim Lichtig

São Paulo
2004

Aos meus pais,

Orlando Milani e Dalva Violante Milani

(IN MEMORIAN)

Aos meus filhos,

Felipe e Mariane

AGRADECIMENTOS

Ao Prof. Dr. Sérgio Colacioppo, pela orientação.

Ao Prof. Dr. Jaim Lichtig, pela co-orientação e amizade;

Aos professores Dra. Elizabeth de Oliveira e Dr. Jorge César Masini, do Departamento de Química Fundamental do Instituto de Química da USP, pela colaboração na realização desta pesquisa;

Ao Dr. Carlos Eduardo de Mattos Bicudo e Dra. Denise Bicudo, do Laboratório de Ecologia Aquática do Instituto de Botânica da Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo, pela colaboração no enriquecimento desta pesquisa;

Ao Prof. Dr. Heraldo Britski, do Museu de Zoologia da USP, pela colaboração no enriquecimento deste trabalho;

À Profª Dra. Odete Rocha, do Departamento de Ecologia e Biologia Evolutiva da Universidade Federal de São Carlos, pela colaboração no enriquecimento desta pesquisa.

Ao corpo administrativo e técnico do Departamento de Operações da ETA-Taiaçupeba e SABESP - Mirante, pela colaboração e apoio logístico nas coletas;

Ao Prof. Dr. Antonio Fernandes Filho, diretor da Faculdade de Medicina Veterinária, e Profª Elis Regina Barbosa Angelo, diretora da Faculdade de Turismo da Universidade de Santo Amaro, que me possibilitaram conciliar atividades profissionais e pesquisa;

À Maria do Carmo, do Laboratório de Qualidade das Águas da Faculdade de Saúde Pública da USP, pelo apoio técnico.

RESUMO

Milani GM. A contaminação por Al, As, Cr, Cu, Pb, Cd e Zn na bacia do Taiaçupeba Açu, SP – estudo da biomagnificação dos elementos. São Paulo; 2004. [Tese de Doutorado – Faculdade de Saúde Pública da USP].

Objetivo. O estudo da movimentação física e biológica dos metais em ecossistemas aquáticos é importante para promover ações que envolvem o monitoramento e controle da contaminação ambiental. Realizou-se esta pesquisa com o objetivo de avaliar a contaminação e biomagnificação de metais e As na bacia e represa Taiaçupeba, com histórico de contaminação por metais. **Métodos.** As concentrações dos metais foram determinadas no fitoplâncton, zooplâncton, peixes onívoros e detritívoros da represa e, água e sedimento da represa e tributários. Para as determinações de metais em água, biota e sedimento extraído com água régia foi usado o método de espectrometria de emissão atômica com plasma de argônio e detector de estado sólido e para sedimento extraído com acetato de amônio, o método de espectrometria de emissão atômica com plasma de argônio e detector fotomultiplicador. Foram coletadas amostras nas quatro estações do ano, de junho de 2001 a fevereiro de 2002. **Resultados.** As concentrações de Al na água da represa e rio Taiaçupeba Açu ultrapassaram os limites legais. O sedimento do rio Taiaçupeba Açu apresentou concentrações acima dos limites para Cr e Cu; do rio Taiaçupeba Mirim para Cu, Zn e Pb; da represa para Cu e Zn. As e Cd ultrapassaram os limites para sedimento na represa e rios. Ficou evidenciada a biomagnificação do Al e As de fito para zooplâncton, do As de zooplâncton para peixes onívoros e detritívoros e de Cr, Cu, Zn e As de peixes onívoros para detritívoros. **Conclusões.** A biomagnificação é relativa, dependente de inúmeros fatores sinérgicos ambientais e biológicos. O fitoplâncton demonstrou ser um potencial bioconcentrador de metais, podendo atuar como filtro biológico. A revegetação do entorno dos corpos d'água para minimizar o aporte de metais e a implantação de políticas públicas atualizadas, facilitadoras de um monitoramento ambiental eficiente foram sugeridas.

Descritores: Metais pesados. Arsênio. Rede trófica. Biomagnificação. Represa. Rios.

SUMMARY

Milani GM. A contaminação por Al, As, Cr, Cu, Pb, Cd e Zn na bacia do Taiaçupeba Açu, SP – estudo da biomagnificação dos elementos. [Al, As, Cr, Cu, Pb, Cd, and Zn contamination from Taiaçupeba Açu basin, SP – a biomagnification of elements study] São Paulo (BR); 2004. [Tese de Doutorado – Faculdade de Saúde Pública da USP].

Objective. The physic and biological movement study of metals in aquatic ecossistems is important for promoting actions that include monitoring and environmental contamination control. This research was made aiming to evaluate metals and As contamination and biomagnification in Taiaçupeba basin and reservoir, that had contamination history for metals. **Methods.** The metals concentrations were determinated in phytoplankton, zooplankton, omnivorous and detritivorous fishes from reservoir, and water and sediment from reservoir and tributaries. Metals determinations in water, biota and sediment extracted with acqua regia were made by SpectroCiros^{CCD} and sediment extracted with ammonium acetate were made by Spectroflame Modula. The samples were collected in four seasons of the year, starting in June 2001 until February 2002. **Results.** Al concentrations in water from reservoir and Taiaçupeba Açu River higher than legal limits. The Taiaçupeba Açu River sediment presented Cr and Cu concentrations higher than legal limits and same occurred concerning Taiaçupeba Mirim River sediment to Cu, Zn and Pb concentrations as well as reservoir sediment concerning Cu and Zn. The biomagnification was verified to the elements Al and As from phyto to zooplankton, and biomagnification for As from zooplankton to omnivorous and detritivorous fishes and biomagnification for Cr, Cu, Zn e As from omnivorous to detritivorous fishes. **Conclusions.** The biomagnification is dependent of environmental and biological sinergic factors. The phytoplankton showed to be a potencial metals bioconcentrater, to be able to act like a biological filter. The revegetation around water bodies to minimize the metals infiltration and actual public politics to facilitate the efficient environmental monitoring is suggested.

Descriptors: Heavy metals. Arsenic. Food web. Biomagnification. Reservoir. Rivers.

ÍNDICE

1 INTRODUÇÃO **1**

2 OBJETIVOS **11**

2.1 Objetivo Geral 11

2.2 Objetivos Específicos 11

3 MATERIAL E MÉTODOS **12**

3.1 Caracterização da Área de Estudo 12

3.1.1 Dados da Bacia e da Represa 12

3.1.2 Dados Climatológicos 13

3.1.3 Dados Geomorfológicos 14

3.2 Coletas e Análises das Amostras 15

3.2.1 Estações de Amostragem 15

3.2.2 Água 15

3.2.3 Sedimento 21

3.2.4 Biota 23

3.2.4.1 Plâncton 23

3.2.4.2 Peixes 25

3.2.5 Determinação dos Elementos em Peixes por Espectrometria de Emissão Atômica 26

3.2.6 Determinação dos Elementos em Água por Espectrometria de Emissão Atômica 27

3.2.7 Determinação dos Elementos em Plâncton por Espectrometria de Emissão Atômica 28

3.2.8 Determinação dos Elementos em Sedimento por Espectrometria de Emissão Atômica 29

3.3 Análise e Interpretação de Dados 31

4 RESULTADOS **32**

4.1 Parâmetros Climatológicos 32

4.2 Parâmetros Sedimentológicos 32

4.3 Parâmetros Físicos e Químicos da Água na Represa Taiaçupeba 34
4.4 Parâmetros Físicos e Químicos da Água na Bacia do Taiaçupeba Açu 36
4.5 Parâmetros Biológicos da Represa Taiaçupeba 37
4.5.1 Fitoplâncton 37
4.5.2 Zooplâncton 38
4.5.3 Peixes 40
4.6 Concentrações dos Elementos nos Diversos Compartimentos da Represa Taiaçupeba 40
4.6.1 Alumínio 41
4.6.2 Cromo 42
4.6.3 Cobre 43
4.6.4 Zinco 45
4.6.5 Arsênio 46
4.6.6 Cádmio 47
4.6.7 Chumbo 49
4.7 Concentrações dos Elementos na Água e Sedimento da Bacia do Taiaçupeba Açu 50
4.7.1 Alumínio 50
4.7.2 Cromo 51
4.7.3 Cobre 52
4.7.4 Zinco 53
4.7.5 Arsênio 54
4.7.6 Cádmio 54
4.7.7 Chumbo 55
5 DISCUSSÃO 57
5.1 Sobre o Alumínio 60
5.2 Sobre o Cromo 64
5.3 Sobre o Cobre 67
5.4 Sobre o Zinco 69
5.5 Sobre o Arsênio 72

5.6 Sobre o Cádmio 74
5.7 Sobre o Chumbo 76
6 CONCLUSÕES **80**
7 RECOMENDAÇÕES **83**
8 REFERÊNCIAS **85**
ANEXOS
Anexo 1 - Figuras
Anexo 2 - Tabelas
Anexo 3 - Gráficos

1 INTRODUÇÃO

A produção e o consumo de novos compostos lançados no ambiente a cada ano vêm promovendo a crescente degradação do ecossistema límnico, exigindo a revisão e atualização das normatizações para a qualidade das águas e propostas de ações para o controle e preservação deste ambiente.

Muitos são os poluentes presentes nas águas continentais que podem sofrer complexações, reações fotoquímicas e efeitos sinérgicos. Os produtos destas reações podem ser mais tóxicos do que os componentes originais, podendo ainda participar dos processos de bioacumulação, bioconcentração e biomagnificação na rede trófica.

No processo de bioacumulação ocorre um aumento das concentrações de substâncias químicas nos organismos aquáticos em comparação com a água, devido à retirada dessas substâncias da água por todas as vias de exposição (MACKAY e FRASER 2000).

A bioconcentração envolve a retirada de substâncias químicas da água, pelos organismos aquáticos, por meio da absorção pelas vias respiratórias e/ou cutânea, sendo que o resultado dessa concentração no interior do organismo é maior do que na água (MACKAY e FRASER 2000).

Biomagnificação é considerado um caso especial de bioacumulação, onde as concentrações de substâncias químicas nos organismos aumentam conforme a sua dieta, devido à absorção alimentar (MACKAY e FRASER 2000).

A poluição no ambiente límnico altera as características físicas e químicas da água e em conseqüência, pode modificar e contaminar a comunidade aquática, também utilizada para o abastecimento humano de alimentos.

Os elementos químicos na água, quer na forma iônica ou na forma de compostos, podem concentrar-se e acumular-se em organismos aquáticos pela retirada da água por todas as vias de exposição que incluem a absorção dérmica, absorção pela superfície respiratória e absorção alimentar sendo, muitas vezes, de difícil excreção.

Uma vez absorvidos pela biota, as concentrações desses elementos no interior dos organismos aquáticos tornam-se bem maiores do que na água e por sua vez, podem ser também biomagnificados e as concentrações dos elementos nos organismos aumentam na seqüência dos níveis de trofia, devido à absorção alimentar. Porém, uma substância química pode bioacumular, mas não necessariamente biomagnificar (MACKAY e FRASER 2000; MILANI 2000).

Elementos químicos, como os metais, nos ecossistemas aquáticos podem complexar-se com outros compostos ou precipitarem. Uma vez presentes no sedimento, podem ser ressolubilizados pelo revolvimento do fundo ou por alterações físicas e químicas como temperatura, pH, dureza, potencial redox, presença de outros metais, fosfatos, nitrogênio ou outros compostos (LESZCZYNSKA 1997; KAUSCH e LAMPERT 1994), sendo adsorvidos por materiais em suspensão e pela própria biota, além de bioacumulados, bioconcentrados e biomagnificados.

A precipitação ácida em algumas regiões, devido à poluição atmosférica, pode acelerar a lixiviação de metais, bem como a sua migração para a superfície das águas (MOISEENKO e KUDRYAVTSEVA 2001).

A mobilização de elementos químicos no ambiente por meio de processos industriais, mineração, agricultura, intemperismo sobre as rochas e solo podem provocar a contaminação, doenças ou morte de muitos organismos aquáticos e pela rede trófica, afetar o homem que se utiliza destes organismos como fonte nutricional.

Os elementos químicos são requisitados pelos diferentes tipos de organismos em concentrações variáveis. Alguns metais são essenciais para o metabolismo, ou seja, são inerentes aos seres vivos e estão presentes em micro-quantidades, como Cu, Zn, Co, Sr, Se e Ni, mas podem ser tóxicos em concentrações elevadas e resultar em desequilíbrio no ecossistema (BAUMGARTEN *et al.* 1990; STUMM e MORGAN 1996; MOISEENKO e KUDRYAVTSEVA 2001).

Os efeitos tóxicos de altas concentrações de metais sobre a biota podem ser diretos ou conseqüentes da bioacumulação a longo-prazo, incluindo efeitos mutagênicos, embriotóxicos, gonadotóxicos e carcinogênicos. As propriedades toxicológicas dos metais dependem da especiação do metal e da combinação

antagônica ou sinérgica com outros elementos, entre outros fatores (MOISEENKO e KUDRYAVTSEVA 2001).

Cádmio, chumbo, cobre e mercúrio são elementos que constituem grande risco para o ambiente aquático, pois passam por processos químicos na superfície da água e podem ser retidos na fração inorgânica, na matéria orgânica ou, ainda, encontrar-se na forma iônica, facilmente acessível aos organismos vivos (LESZCZYNSKA 1997).

Este estudo contempla um espectro de sete elementos: Al, Cr, Cu, Zn, As, Cd e Pb, presentes na bacia do Taiaçupeba Açu em altas concentrações devido a atividades industriais e agrícolas na região.

O alumínio é o terceiro elemento mais abundante da litosfera e sua importância cresceu nos últimos cem anos de industrialização devido às suas características físicas e propriedades, tornando-se indispensável na indústria de embalagens bem como na vida diária (RANAU, OEHLENSCHLÄGER e STEINHART 2001). Por isso, no meio ambiente torna-se difícil estimar as quantidades de alumínio metálico e compostos de alumínio geogênicos e antropogênicos separadamente (KLÖPPEL, FLIEDNER & KÖRDEL 1997).

Um grande número de produtos de alumínio, provenientes de indústrias automotivas e siderúrgicas, engenharia elétrica, construção civil, embalagens e residências são reciclados devido ao seu alto valor. Contudo, o mau uso do alumínio produz resíduos (chapas, fios, papel alumínio, grânulos, cavacos) que contribuem para sua entrada no ambiente, principalmente na forma elementar (RÖMPP 1989 *apud* KLÖPPEL, FLIEDNER & KÖRDEL 1997).

Apesar das numerosas fontes ambientais de alumínio, este elemento é encontrado em concentrações menores que 0,1 $mg.L^{-1}$ em águas naturais com pH acima de 4,0. As concentrações de alumínio no ambiente aumentam conforme decaem os valores de pH. O limite para alumínio em águas de abastecimento público segundo a World Health Organization (WHO) está fixado em 0,2 $mg.L^{-1}$ (KAGGWA *et al.* 2001).

A química do alumínio na água é extremamente complexa, pois a concentração de cada espécie é dependente, além do pH, da complexação com ligantes, da temperatura e do tempo de reação (STUMM & MORGAN 1996 *apud* KAGGWA *et al.* 2001). Quando os íons alumínio estão presentes em correntes de rios, represas e lagos, podem interferir no ciclo do fósforo, graças à sua habilidade de ligar-se fortemente aos fosfatos, imobilizando-os (REDDY & DeBUSK 1987, REDDY & D'ANGELO 1996 *apud* KAGGWA *et al.* 2001).

Estudos mostraram que a corrosão do alumínio ou de ligas de alumínio é possível em condições físicas e químicas específicas do ambiente aquático, como oxigênio dissolvido, pH, salinidade, temperatura e carbono orgânico dissolvido. Bactérias e substâncias orgânicas produzem um efeito de redução no comportamento de corrosão do alumínio a longo prazo (DEXTER 1988 *apud* KLÖPPEL, FLIEDNER & KÖRDEL 1997).

Se considerarmos a corrosão do alumínio e ligas de alumínio, teremos um acréscimo de sua quantidade e aumentarão seus riscos para o meio ambiente e para o homem.

No tratamento convencional de água para abastecimento público e águas residuais é utilizado sulfato de alumínio como floculante, que pode ser mais um caminho de entrada do alumínio no ambiente. Os efeitos tóxicos dos compostos de alumínio são dependentes principalmente de sua solubilidade. O $AlCl_3$ e $Al(NO_3)_3$ são compostos facilmente solúveis e de alto efeito tóxico agudo, comprovado em testes de toxicidade (STEINEGGER, RICKENBACHER & SCHLATTER 1990 *apud* KLÖPPEL, FLIEDNER & KÖRDEL 1997).

Experimentos realizados em hidrocultura demonstraram que o Al^{3+} possui um alto potencial fitotóxico (ULRICH 1981, HÜTTERMANN & ULRICH 1984, ROST-SIEBERT 1985 e HECHT-BUCHHOLZ & JORNS 1987 *apud* KLÖPPEL, FLIEDNER & KÖRDEL 1997; TAYLOR 1989 *apud* KAGGWA *et al.* 2001).

McBRIDE (1994 *apud* KAGGWA *et al.* 2001) determinou que concentrações de alumínio entre 5 e 200 mg. kg^{-1} de peso seco do tecido vegetal são consideradas como medianamente fitotóxicas em plantas terrestres. Porém, em solos ácidos ricos

em húmus, a mobilidade do alumínio pode ser relativamente não-tóxica, pois é complexado pelas substâncias húmicas (SCHMID 1989 *apud* KLÖPPEL, FLIEDNER & KÖRDEL 1997).

Em organismos aquáticos, a toxicidade do alumínio pode ser observada em testes ecotoxicológicos. Porém, nas condições de pH em que tais testes são realizados, em peixes, íons livres de alumínio não ocorreriam e, sim, complexos hidroxi-estáveis formados durante o teste. Íons livres de alumínio formam-se em pH <4. A polimerização do alumínio se dá em condições de pH entre 5,0 e 6,0. Os polímeros de alumínio formam-se nas brânquias de peixes e provocam a produção excessiva de muco no epitélio destas brânquias, obstruindo-as e causando sérios distúrbios respiratórios. Hidróxidos de alumínio são carregados positivamente e o epitélio das brânquias são carregados negativamente; quando se encontram formam um núcleo que favorece a polimerização. A toxicidade do alumínio na água é atribuída a inúmeros processos, dos quais a polimerização é considerada um mecanismo inicial de toxicidade aguda. Esta pode ser a razão da repentina mortandade de peixes em lagos ricos em alumínio (POLÉO 1995 *apud* KLÖPPEL, FLIEDNER & KÖRDEL 1997).

Testes de toxicidade com representantes do zooplâncton (*Daphnia magna*) sobre o efeito do $AlCl_3$ demonstraram que o EC_{50} para imobilização em exposição aguda foi de 3,9 $mg.L^{-1}$ e após longa exposição, a sensibilidade diminuiu para 1,4 $mg.L^{-1}$ (BIESINGER & CHRISTENSEN 1972 *apud* KLÖPPEL, FLIEDNER & KÖRDEL 1997).

Os resultados de testes realizados com *Selenastrum capricornutum* (alga fitoplanctônica) demonstraram altos níveis de toxicidade a alumínio dissolvido (como $AlCl_3$) com um EC_{50} de 0,576 $mg.L^{-1}$ (CALL *et al.* 1984 *apud* KLÖPPEL, FLIEDNER & KÖRDEL 1997).

Como o alumínio ambiental é geralmente considerado não-tóxico (BÜNNIG 1984 *apud* MÜLLER, ANKE e ILLING-GÜNTHER 1998), sua presença no ambiente tem sido vista como inofensiva para a saúde humana até há pouco tempo atrás.

Na dieta humana, o íon alumínio não é absorvido no intestino delgado porque íons hidratados não penetram na membrana lipo-proteica da mucosa duodenal, mas penetram na forma de quelados com componentes alimentares naturais como ácido cítrico e lático (SHUPING 1996 *apud* RANAU, OEHLENSCHLÄGER e STEINHART 2001). No interior do corpo, os íons alumínio podem inibir diferentes processos metabólicos competindo em reações com outros íons como Ca, Mg e Fe (MACDONALD e MARTIN 1988 *apud* RANAU, OEHLENSCHLÄGER e STEINHART 2001).

Na saúde humana, o alumínio exerce um papel na patogênese de males neuro-degenerativos como a doença de Alzheimer e Esclerose Lateral Amiotrófica (PERL e BRODY 1980, McLACHLAN e de BONI 1980, CANDY *et al.* 1986, CRAPPER McLACHLAN 1986, PERL 1988, KRUCK e McLACHLAN 1988, KRUCK e McLACHLAN 1988, MARTYN *et al.* 1989, McLACHLAN *et al.* 1989, FLATEN 1990 *apud* MÜLLER, ANKE e ILLING-GÜNTHER 1998, ZATTA, LUCCHINI, van RENSBURG e TAYLOR 2003).

Estudos realizados em necrópsias demonstraram altos níveis de alumínio nas regiões cerebrais implicadas na doença de Alzheimer (REISBERG 1983; DAVIES 1989; ZATTA, LUCCHINI, van RENSBURG e TAYLOR 2003). Apesar dos avanços na área da Biologia Molecular terem revelado os genes presentes nos cromossomos 1, 14, 19 e 21, responsáveis por anomalias neuronais, a patogenia dessas alterações ainda não é totalmente conhecida, ou seja, a hipótese da implicação do alumínio em casos de demência ainda não foi descartada (ALMEIDA 1997; NITRINI e BACHESCHI 2003; ZATTA, LUCCHINI, van RENSBURG e TAYLOR 2003).

Além de outra desordem neurológica como a Demência por Diálise em pacientes urêmicos sob diálise (ALFREY, LEGENDRE e KAEHNY 1976; GANROT 1986; MEIRI *et al.* 1992; ALFREY 1997 *apud* RANAU, OEHLENSCHLÄGER e STEINHART 2001; ZATTA, LUCCHINI, van RENSBURG e TAYLOR 2003), pesquisas recentes associaram o alumínio também a uma doença óssea, a Osteomalacia em humanos (BOYCE *et al.* 1982;

BLUMENTHAL e POSNER 1984; BUSHINSKY *et al.* 1995 *apud* RANAU, OEHLENSCHLÄGER e STEINHART 2001).

O arsênio possui propriedades carcinogênicas e em caso de ingestão, provoca envenenamento, porém a toxicidade do arsênio é dependente de sua forma química no ambiente (arsenito e arsenato) e esta é dependente de sua fonte. Podem ter origem mineral, em despejos industriais ou na aplicação de herbicidas. O arsênio orgânico pode ser originário de despejos industriais, inseticidas ou da ação biológica sobre o arsênio inorgânico (APHA 1992).

Um estudo realizado em camundongos, com a ingestão de água com 500 $\mu g.L^{-1}$ de arsenato de sódio levou à incidência de tumor nos intestinos, pulmões, fígado e outros órgãos em menor extensão (CZERCZAK 2002). Experimentos com a ingestão de água com dimetilarsenato, induziu à incidência de tumor na bexiga urinária em ratos (International Programme on Chemical Safety – IPCS 2001a *apud* CZERCZAK 2002).

Concentrações de arsênio em água potável raramente excedem 10 $\mu g.L^{-1}$, contudo, altos valores como 100 $\mu g.L^{-1}$ têm sido encontrados (APHA 1992).

No ambiente natural o cromo ocorre em dois estados de oxidação termodinamicamente estáveis, Cr(VI) e Cr(III), cuja toxicidade depende de tais estados de oxidação. O Cr(VI) é carcinogênico para humanos e outros mamíferos enquanto que o Cr(III) em níveis de traços é um nutriente essencial (SANER 1980, BURROWS 1983, KATZ e SALEM 1994, JAMES 1996, *apud* LI e XUE 2001).

O comportamento do cromo no ambiente é dependente de sua especiação (CrVI ou CrIII), apresentando mobilidade e transporte distintos (LI e XUE 2001).

A presença de cromo total na água é um sinal marcante de poluição por atividade industrial e proximidade de fonte pontual de despejo ou proximidade de área de agricultura. Porém, atividades humanas não são a principal fonte de elevadas concentrações de cromo, pois estes podem carregar ligantes orgânicos naturais nos sistemas aquáticos, promovendo a formação de complexos orgânicos com o Cr(III) (LI e XUE 2001).

Altas concentrações de cromo são encontradas em solos e corpos d'água devido ao seu uso intenso em indústrias de eletrogalvanização e curtumes (NRIAGU e NIEBOER 1988, PALMER e WITTBRODT 1991 *apud* LI e XUE 2001).

Os produtos da hidrólise do Cr(III) em ambientes naturais envolvem formas e reações muito complexas, de cinética muito lenta, que dificultam a compreensão de seu comportamento (BAES Jr. e MESMER 1976 *apud* LI e XUE 2001).

O cobre é essencial para os seres humanos, mas pode ser nocivo para certos organismos aquáticos. Durante décadas em todo o mundo os sais de cobre foram utilizados para controlar o crescimento de microalgas em reservatórios, hoje proibido pela legislação brasileira e internacional vigentes (Portaria n°1469/00 do Ministério da Saúde; WHO 1999). O cobre pode ser introduzido na água também pelos tubos de distribuição de água, pela corrosão dos mesmos ou ainda, atuando na catálise da oxidação do manganês (APHA 1992).

Estudos realizados em diferentes partes de *Tilapia nilotica* revelaram que o fígado acumulou as maiores concentrações de cobre do que qualquer outro tecido (ISHII *et al*. 1985 *apud* RASHED 2001; RASHED 2001).

Em áreas com histórico de efluentes industriais, esgoto doméstico e drenagem da agricultura, vizinhas à corrente do rio Nilo para a represa de Assuã, foram determinadas elevadas concentrações de cobre (0,32 $mg.kg^{-1}$) em peixes da espécie *Tilapia nilotica* (MOHAMED, AWADALLAH e GABER 1990).

O chumbo, responsável pelo mal denominado saturnismo, é um metal altamente nocivo e cumulativo. Porém, as águas naturais raramente contém mais do que 5 $\mu g.L^{-1}$. Valores muito elevados de chumbo podem ser encontrados em águas para abastecimento público, originário de indústrias, minas, despejos de fundições ou pela dissolução de soldas antigas (APHA 1992). No Brasil, durante muitos anos, o chumbo foi utilizado como elemento anti-detonante da gasolina (chumbo tetraetila) e seu lançamento na atmosfera também contribuía para a poluição das águas a partir da precipitação.

O cádmio é considerado altamente tóxico, pois suspeita-se que micro quantidades sejam responsáveis por danos em organismos aquáticos e seres humanos.

Modificações adversas em artérias renais e certos tipos de cânceres em humanos, câncer generalizado em animais de laboratório e toxicidade em certos peixes na pequena concentração de 200 $\mu g.L^{-1}$ são alguns dos efeitos observados. O cádmio pode apresentar-se na água a partir do lançamento de despejos industriais ou pela deterioração de tubos galvanizados (APHA 1992).

O zinco, apesar de nutriente essencial para vários organismos e imprescindível ao crescimento humano, pode ser tóxico em concentrações elevadas. Em águas, concentrações maiores do que 5 $mg.L^{-1}$ podem causar sabor amargo e adstringente e em águas alcalinas provoca opalescência. A origem do zinco em águas de abastecimento público está ligada a processos industriais e em certos casos encontra-se associado ao chumbo e cádmio, estes como impurezas do zinco no processo de galvanização (APHA 1992).

Estudos realizados com peixes da espécie *Tilapia nilotica*, em áreas com a influência de aporte de metais provenientes de efluentes industriais, esgoto doméstico e drenagem de agricultura, coletadas na corrente do rio Nilo para a represa de Assuã mostraram elevadas concentrações de zinco (3,4 $mg.kg^{-1}$) (MOHAMED, AWADALLAH e GABER 1990). O uso de fertilizantes sintéticos e pesticidas contribuem para a poluição da água e para contaminar os peixes com metais potencialmente tóxicos (RASHED 2001).

O crescimento urbano tem aumentado a demanda de água e a escassez em algumas regiões tem potencializado a reutilização de águas residuárias para finalidades menos exigentes, quer para o abastecimento quer para a irrigação.

Os peixes, considerados uma importante fonte de proteínas em alimentos para consumo humano, podem ser contaminados por poluentes originários de várias fontes, como drenagem em campos de agricultura, derramamento acidental de resíduos químicos, precipitação atmosférica periódica contaminada com poluentes, efluentes industriais, resíduos domésticos e combustíveis fósseis (HANDY 1994, JENT *et al.* 1998 *apud* RASHED 2001).

A água bruta, de onde são acumulados inúmeros componentes pelos organismos, nutrientes ou não, não mantém estoque de metais, que são rapidamente

absorvidos ou adsorvidos pela biota (fitoplâncton, zooplâncton e peixes) (MILANI 2000) e sedimento.

O plâncton, base da cadeia alimentar no ecossistema aquático, portanto alimento para peixes, apresenta-se como um bioacumulador de elementos presentes neste ambiente, mesmo sendo potencialmente tóxicos (MILANI 2000)

O sedimento, repositório de inúmeros compostos, onde parte dos ciclos biogeoquímicos se manifestam, são estudados por vários autores na tentativa do entendimento da cinética destes compostos e seu comportamento frente às condições físicas, químicas e biológicas do ambiente aquático.

É imperativo que cada país conheça seus poluentes e suas principais fontes, para poder legislar e promover ações para o controle e mitigação dos impactos.

A bacia do Taiaçupeba Açu, objeto de estudo desta pesquisa, recebe uma carga de poluentes de origem atmosférica, terrestre e de efluentes industriais, residindo aí a sua problemática, pois os tributários são os principais responsáveis pelo aporte de poluentes à represa Taiaçupeba, que é alvo diário de pesca intensiva pela comunidade carente dos arredores.

Poucos estudos foram realizados nesta bacia, a saber o EIA-RIMA elaborado pela CCN Planejamento e Engenharia S/C Ltda. por ocasião da construção da barragem no rio Taiaçupeba Açu, o levantamento preliminar das condições ecológico-sanitárias elaborado pela CETESB, em novembro de 1980, relatórios sobre as características físicas, químicas e biológicas realizados pela SABESP e Andrade Gutierrez em 1995/96 e um estudo envolvendo metais potencialmente tóxicos realizado por MILANI (2000), onde foram avaliadas as concentrações na água e rede trófica da represa Taiaçupeba.

Esta pesquisa pretende contribuir para ampliar os conhecimentos sobre a biomagnificação de Al, As, Cr, Cu, Pb, Cd e Zn na rede trófica, contaminação de sedimento e a influência dos tributários sobre este manancial, em relação aos metais, para a elaboração de propostas de mitigação desses impactos.

2 OBJETIVOS

2.1 Objetivo Geral

Avaliar a contaminação e a biomagnificação dos elementos Al, As, Cr, Cu, Pb, Cd e Zn na Bacia do Taiaçupeba Açu e na represa Taiaçupeba.

2.2 Objetivos Específicos

- Determinar as concentrações de Al, As, Cr, Cu, Pb, Cd e Zn na água, sedimento, fitoplâncton, zooplâncton e comunidade íctica da represa Taiaçupeba.
- Avaliar a contribuição dos rios Taiaçupeba Açu, Taiaçupeba Mirim, Balainho e Canal Jundiaí-Taiaçupeba, na contaminação da represa pelos mesmos elementos, analisando água e sedimento.
- Avaliar o processo de biomagnificação na biota da represa.
- Comparar os dados obtidos com os limites nacionais estabelecidos para a conservação da vida aquática, abastecimento público e irrigação.
- Sugerir ações para o controle da contaminação por estes elementos.

3 MATERIAL E MÉTODOS

3.1 Caracterização da Área de Estudo

3.1.1 Dados da Bacia e da Represa

A bacia do Taiaçupeba-Açu, afluente da margem esquerda do rio Tietê, possui uma área de 232 km^2, com formato quase triangular, caimento de sul para norte e uma extensão aproximada de 19 km desde a entrada da represa até a sua foz. Sua área de drenagem é de 224 km^2 e seus afluentes são os rios Taiaçupeba Mirim, Balainho e Doce.

A barragem no rio Taiaçupeba-Açu foi concluída em 1979 e construída com a finalidade de amortecer as vazões e enchentes do rio Tietê, formando a represa Taiaçupeba que faz parte da Sub-Região Alto Tietê/Cabeceiras do Sistema Produtor Alto Tietê (SPAT).

A represa possui a classificação 3, considerada pela SABESP, de acordo com a Resolução CONAMA nº 20/86, com águas destinadas: a) ao abastecimento público, após tratamento convencional; b) à irrigação de culturas arbóreas, cerealíferas e forrageiras; c) à dessedentação de animais. Está localizada na porção leste do Planalto Paulistano (S 23°34'34,0" e W 46°17'18,4") a 746 m de altitude, entre os municípios de Suzano e Mogi das Cruzes e vem operando com uma cota abaixo da prevista, por impossibilidade de complementar a inundação da área devido à presença de algumas indústrias nesta área. Por isto a profundidade média atual da represa de 3 m, está 2,6 m abaixo de sua profundidade média prevista de 5,6 m. Atualmente conta com uma área de inundação de 19 km^2 e é considerado um manancial de abastecimento para a região do ABC, através do sistema de reversão Taiaçupeba-Billings, e para a zona leste da cidade de São Paulo, com uma vazão média de 10 $m^3.s^{-1}$.

Desde 1992 a represa Taiaçupeba vem operando interligada à represa Jundiaí, com uma vazão média anual (2001) de 7,31 $m.s^{-1}$ pelo canal Jundiaí-Taiaçupeba através do rio Doce e desde 2000 opera interligada a represa Ponte Nova.

A quase totalidade da carga poluidora da bacia e que influencia a represa é de origem industrial. As empresas apresentam atividades variadas como a produção de

caulim, cujo processo químico de branqueamento do caulim emprega zinco metálico e soda cáustica; produção de sulfato de cobalto, a partir de cobalto metálico dissolvido em soluções de ácido sulfúrico e manganês; produção de papel e celulose, refinamento de óleos, frigorífico que contribuem com efluentes contendo óleos e graxas; atividades de impressão em caixas de papelão, gerando efluentes com metais, principalmente chumbo, estimados em 151 kg por mês. Poucas são as indústrias que dedicam algum tipo de tratamento aos seus efluentes (CGE - Compagnie Générale des Eaux, 1994).

Além destas, outras indústrias como as de aditivos para panificação, rações animais, enzimas e adubo foliar, bem como a produção animal, suinocultura e avicultura, em sistema de confinamento intensivo nesta região, geram efluentes orgânicos muito concentrados.

A agricultura da região emprega de forma rotineira defensivos agrícolas do tipo herbicidas, fungicidas e inseticidas, que escoam parcialmente para os mananciais, além de fertilizantes (fontes difusas) (Figura 2).

A oeste, a represa sofre a ação da poluição proveniente do intenso tráfego da Rodovia Índio Tibiriçá, onde predominam áreas urbanas também contribuindo com despejos domésticos e industriais, principalmente na sub-bacia do rio Taiaçupeba Mirim, onde se localizam 97,8% da população total da bacia e 87% das indústrias potencialmente poluidoras (Figura 1).

3.1.2 Dados Climatológicos

Na região do Alto Tietê, o período de águas altas ocorre entre os meses de dezembro e abril e o de águas baixas entre julho e setembro. A precipitação média anual é de 1495,0 mm, correspondente ao Posto Pluviométrico da Cia. Suzano de Papel e Celulose (S 23°31' e W 46°18') localizado no Município de Suzano e de 1517,0 mm, correspondente ao Posto Pluviométrico Estaleiro (S 23°32' e W 46°16') localizado no Município de Mogi das Cruzes.

O clima predominante é o Cwb de Köppen (clima úmido, temperado, com inverno seco), estando limitada ao norte por áreas com clima Cwa (clima úmido, quente, com inverno seco) e ao sul, por região com clima Cfb (clima úmido, temperado, sem

estação seca).

De acordo com os dados fornecidos pela Estação Climatológica de Casa Grande (S 23°38' e W 45°53') localizada no Município de Salesópolis, o regime de ventos na região é caracterizado pela ocorrência de ventos fracos, com velocidade média de 7 $km.h^{-1}$ e direção predominante de sul. A temperatura média anual é de 18°C e a umidade relativa do ar média anual é de 88%.

Os dados apresentados caracterizam um ritmo climático tipicamente tropical.

3.1.3 Dados Geomorfológicos

A bacia do Taiaçupeba Açu está implantada, em sua maior parte, sobre rochas de embasamento cristalino e sobre sedimentos da Formação São Paulo, que ocorrem na sua foz. O embasamento é constituído por migmatitos homogêneos, granitos, xisto e migmatitos estromatíticos.

Na zona de cabeceira do rio Taiaçupeba Açu, os solos são areno-argilosos e argilo-siltosos com espessuras inferiores a 1,2 m. No baixo curso, os solos são argilo-siltosos e argilo-arenosos com espessuras de 5 a 15 m.

Os tipos de solo característicos desta região são o Latossolo Vermelho Amarelo Álico e o Cambissolo Álico que apresentam saturação com Al trocável (alumínio que se disponibiliza facilmente para a coluna d'água à temperatura ambiente). Este fato associado às características geomorfológicas da bacia contribuem para um alto aporte deste metal para a água e sedimento.

Na bacia há predominância de relevos de morrotes paralelos (MTpr), colinas médias e pequenas (Cmp), colinas médias e amplas (Cma), subnivelados entre 760 e 820 m e de extensas e contínuas planícies fluviais (Pf) com ampla sedimentação aluvionar. Os morros, serras e montanhas são terrenos sujeitos a ocorrência de ravinamento, rastejo e movimentos de massa, muito sensíveis a interferência antrópica, que pode intensificar os processos erosivos.

3.2 Coletas e Análises das Amostras

3.2.1 Estações de Amostragem

Na bacia do Taiaçupeba Açu foram feitas amostragens sazonais ao longo de um ano, ao final de cada estação do ano, em um ponto de amostragem no reservatório de Taiaçupeba e um ponto de amostragem em cada rio: Taiaçupeba Açu, Taiaçupeba Mirim, Balainho e canal Jundiaí-Taiaçupeba, próximos à represa.

As coletas na represa e na bacia foram feitas em dias diferentes.

Na represa, foram coletadas amostras de água para as análises dos parâmetros físicos e químicos e dos elementos estudados. Foram coletadas, também, amostras de sedimento, fitoplâncton, zooplâncton e peixes com diferentes hábitos alimentares, para as análises dos elementos estudados .

Nos rios, foram coletadas amostras de água para as análises dos parâmetros físicos e químicos e dos elementos estudados. Foram coletadas também amostras de sedimento para a análise dos elementos estabelecidos para este estudo.

Os pontos de coleta (Figuras 3 a 8) foram os seguintes:

Represa Taiaçupeba – estação de coleta próxima à captação de água da Estação de Tratamento de Água (P1) - S 23°34'34,0" e W 46°17'18,4"

Rios Taiaçupeba Mirim (P2) – S 23°36'40,4" e W 46°17'51,2"

Balainho (P3) – S 23°38'13,7" e W 46°16'29,5"

Taiaçupeba Açu (P4) – S 23°39'26,8" e W 46°15'25,5"

Canal Jundiaí-Taiaçupeba (P5) – S 23°38'14,0" e W 46°15'08,7"

3.2.2 Água

As coletas de água, na represa, foram feitas com o auxílio de um amostrador tipo Van Dorn, na subsuperfície e fundo. As amostras para a determinação dos elementos estudados foram acondicionadas em frascos de polietileno previamente lavados com HNO_3 10% e água desionizada e transportados em banho de gelo, em recipiente de isopor (APHA 1992).

Nos rios e canal, as amostras de água para a determinação dos elementos estudados foram coletadas na subsuperfície, diretamente em frascos de polietileno previamente lavados com HNO_3 10% e água desionizada e preservados em banho de gelo para o transporte, em recipiente de isopor (APHA 1992).

As amostras de água para as análises dos elementos foram preservadas à temperatura de 4°C, até a sua preparação nos laboratórios de Química Analítica Ambiental do DEPARTAMENTO DE QUÍMICA ANALÍTICA DO INSTITUTO DE QUÍMICA DA UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO.

Em campo, foram determinadas:

- Profundidade total da coluna d'água com profundímetro em metros.

- Temperatura do ar e da água de superfície e fundo com termômetro de mercúrio graduado em décimos de graus Celsius (°C).

- Transparência da água com disco de Secchi de 0,25 m de diâmetro, em metros.

Para as análises de oxigênio dissolvido, as amostras de água foram preservadas em campo em frascos de vidro transparente e mantidos à temperatura ambiente até a análise em laboratório.

As amostras para as análises de fósforo total foram acondicionadas em frascos de vidro âmbar e transportados em banho de gelo. Em laboratório, foram conservados à temperatura de 4°C até a análise.

A água para as análises de nitrogênio amoniacal e total foram acondicionadas em frascos de polietileno (previamente tratados com ácido clorídrico diluído e lavados com água destilada e desionizada) e transportados em banho de gelo. Em laboratório, foram conservados à temperatura de 4°C até a análise.

Na Divisão de Laboratório Central de Controle (TCCL) da COMPANHIA DE SANEAMENTO BÁSICO DO ESTADO DE SÃO PAULO - SABESP, foram

realizadas as seguintes análises nas amostras de água da represa, segundo APHA (1992):

- Oxigênio Dissolvido (OD) (mg $O_2.L^{-1}$), utilizando-se o método de Winkler.

- pH, utilizando-se potenciômetro marca Orion, mod. 720A.

- Cor (mg $Pt.L^{-1}$), pelo método de comparação visual cobalto-platina, utilizando-se colorímetro marca Hellige.

- Turbidez (NTU), pelo método nefelométrico, utilizando-se turbidímetro marca Hach, mod. 2100N.

- Condutividade ($\mu S.cm^{-2}$), utilizando-se condutivímetro marca Digimed, mod. DM 31.

- Fósforo Total (mg $P.L^{-1}$), pelo método colorimétrico com molibdato/cloreto de estanho II, utilizando-se espectrofotômetro marca CG, mod. UV-VIS 8000.

- Nitrogênio Amoniacal (mg $N\text{-}NH_3.L^{-1}$), pelo método de Nessler utilizando-se espectrofotômetro marca CG, mod. UV-VIS 8000.

- Sólidos Suspensos Totais ($mg.L^{-1}$), pelo método gravimétrico.

- Demanda Química de Oxigênio (mg $O_2.L^{-1}$), por oxidação com dicromato de potássio, utilizando-se colorímetro marca Hach, mod. DR 690.

- Carbono Orgânico Total ($mgC.L^{-1}$), utilizando-se a técnica de infravermelho não-dispersivo, utilizando-se analisador de carbono orgânico total marca Shimadzu, mod. 500.

As análises de nitrogênio total nas amostras de água da represa, foram realizadas no Laboratório de Qualidade das Águas do DEPARTAMENTO DE SAÚDE AMBIENTAL DA FACULDADE DE SAÚDE PÚBLICA-USP, segundo APHA (1992):

- Nitrogênio Total (mg $N.L^{-1}$), utilizando-se o método de digestão, destilação e titulação (Kjeldahl).

Para as análises de clorofila-*a*, a água de subsuperfície da represa foi transportada em frascos de polietileno de 1 L recoberto com papel alumínio e mantidos em banho de gelo.

Em laboratório, a amostra foi filtrada a vácuo, sob baixa pressão, em papel de filtro Whatman GF/F (0,6-0,7 μm de abertura de poro). A filtração de volumes conhecidos foi realizada no sistema de filtração Millipore® protegido de luz direta.

Os papéis de filtro foram dobrados ao meio, colocados em papel absorvente para a remoção do excesso de água, embalados em papel alumínio, etiquetados, acondicionados em frasco escuro contendo sílica gel e mantidos em congelador até as suas análises.

As análises de clorofila-*a* foram realizadas no Laboratório de Ecologia Aquática da SEÇÃO DE ECOLOGIA DO INSTITUTO DE BOTÂNICA DA SECRETARIA DO MEIO AMBIENTE DO ESTADO DE SÃO PAULO:

- Clorofila-*a* pelo método de extração com etanol a 90% aquecido a 78°C, segundo MARKER, NUSCH, RAI e RIEMAN (1980) e SARTORY e GROBBELLAAR (1984) expressa em $\mu g.L^{-1}$.

Os filtros com o material filtrado foram colocados em tubos de vidro de 10 mL e revestidos com papel alumínio. Foram adicionados 10 mL de etanol a 90% nos tubos, sendo estes colocados num béquer recoberto com papel alumínio e levados ao banho-maria a 78°C durante 5 minutos. Esta temperatura impede que a clorofila-*a* transforme-

se em feopigmentos por ação enzimática, por isso ela nunca deve ser ultrapassada.

A seguir, os tubos foram transferidos para um recipiente com gelo também envolto em papel alumínio, para que a temperatura se aproximasse da temperatura ambiente. Os tubos foram retirados do recipiente e mantidos em geladeira por 24 horas.

Os ensaios foram realizados em ambiente escuro e as absorbâncias lidas em espectrofotômetro Micronal modelo B 380 nos comprimentos de onda de 665 e 750 nm, em cubetas de caminho óptico de 1 cm, utilizando-se o etanol a 90% como branco.

Em seguida, as amostras retornaram aos respectivos frascos. Nos frascos, as amostras foram acidificadas com uma gota de HCl 1 M até o pH atingir valores entre 2,6 e 2,8; após 5 minutos de espera, para permitir totalmente a degradação da clorofila, foram feitas novas leituras nos mesmos comprimentos de onda.

Os cálculos de clorofila-*a* corrigida da feofitina foram baseados em LORENZEN (1967):

$$\text{Clor-}a\ (\mu g.L^{-1}) = \frac{(Eb-Ea).(R/R-1).K.v}{V.L}$$

onde:

Eb = absorbância do extrato a 665 nm, antes da acidificação, menos a absorbância a 750 nm;

Ea = absorbância do extrato a 665 nm, após a acidificação, menos a absorbância a 750 nm;

R = 1,72 (razão de rendimento da clorofila-*a* não acidificada para acidificada, conforme Wetzel e Likens, 1991);

R/R-1 = 2,39;

K = coeficiente de absorção da clorofila-a = 1000/87 = 11,49 (para etanol)

v = volume do solvente utilizado em mL;

L = comprimento da cubeta em cm;

V = volume da água filtrada em L.

Na Divisão de Laboratório Central de Controle (TCCL) da COMPANHIA DE SANEAMENTO BÁSICO DO ESTADO DE SÃO PAULO - SABESP, foram realizadas as seguintes análises nas amostras de água dos rios e canal, segundo APHA (1992):

- pH, utilizando-se potenciômetro marca Orion, mod. 720A.

- Turbidez (NTU), pelo método nefelométrico, utilizando-se turbidímetro marca Hach, mod. 2100N.

- Condutividade ($\mu S.cm^{-2}$), utilizando-se condutivímetro marca Digimed, mod. DM 31.

- Fósforo Total (mg $P.L^{-1}$), pelo método colorimétrico com molibdato/cloreto de estanho II, utilizando-se espectrofotômetro marca CG, mod. UV-VIS 8000.

- Nitrogênio Amoniacal (mg $N\text{-}NH_3.L^{-1}$), pelo método de Nessler utilizando-se espectrofotômetro marca CG, mod. UV-VIS 8000.

- Nitrogênio Total (mg $N.L^{-1}$), pela somatória dos resultados dos seguintes métodos: N-amoniacal e N-albuminóide pelo método de Nessler, nitrato por espectrofotometria (UV) e nitrito pelo método colorimétrico da α-naftilamina, utilizando-se espectrofotômetro marca CG, mod. UV-VIS 8000.

- Carbono Orgânico Total ($mgC.L^{-1}$), utilizando-se a técnica de infravermelho não-dispersivo, utilizando-se analisador de carbono orgânico total marca Shimadzu, mod. 500.

- Demanda Química de Oxigênio (mg $O_2.L^{-1}$), por oxidação com dicromato de

potássio, utilizando-se colorímetro marca Hach, mod. DR 690.

As análises de oxigênio dissolvido na água dos rios e canal, foram realizadas no Laboratório de Qualidade das Águas do DEPARTAMENTO DE SAÚDE AMBIENTAL DA FACULDADE DE SAÚDE PÚBLICA-USP, segundo APHA (1992):

- Oxigênio Dissolvido (OD) (mg $O_2.L^{-1}$), utilizando-se o método de Winkler modificado pela azida.

3.2.3 Sedimento

O sedimento foi coletado com draga Ekman, na represa e com coletor de PVC nos rios. Em ambos procedimentos, a profundidade do sedimento foi de 0,10 m aproximadamente. As amostras de sedimento foram transportadas em bolsas plásticas de 60 L e resfriadas em banho de gelo, em recipiente de isopor (MUDROCK e McKNIGHT 1991).

Em laboratório, foram homogeneizadas e mantidas à temperatura de 4°C até a preparação para as análises nos laboratórios de Química Analítica Ambiental e Espectrometria Emissão e Absorção Atômica do DEPARTAMENTO DE QUÍMICA ANALÍTICA DO INSTITUTO DE QUÍMICA DA UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO.

No Laboratório de Sedimentologia do INSTITUTO DE GEOCIÊNCIAS DA UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO foram realizadas as análises granulométricas das amostras de sedimento, segundo KARVER (1971), conforme o protocolo abaixo descrito.

Para estas análises, cada amostra com massa de aproximadamente 100 g de sedimento bruto foram acondicionadas em recipientes de poliestireno e levadas à estufa a 60°C por 24 h. Após a secagem, as amostras passaram pela etapa de **desagregação** com o auxílio de martelo de borracha, pesados aproximadamente 50 g em béqueres de 500 mL.

A cada uma destas subamostras foram adicionados 1 g de dispersante

(pirofosfato de sódio), acrescentados aproximadamente 150 mL de água destilada e levados ao agitador, por 5 minutos em velocidade média, para otimizar a desagregação das partículas de sedimento, sem flocular.

Em seguida, despejou-se somente o sobrenadante dos béqueres em provetas de 1000 mL. O que ficou depositado nos béqueres foi colocado em almofarizes com um pouco de água destilada para separar totalmente a argila dos outros grãos com um pistilo de borracha e, depois, foram despejados nas respectivas provetas, completando-se o volume com água destilada até 1000 mL.

A seguir, iniciou-se a etapa de **pipetagem**. As amostras contidas nas provetas foram agitadas manualmente. Imediatamente após a agitação, iniciou-se a retirada de 20 mL de cada proveta a profundidades de 10 e 20 cm, com pipeta volumétrica, cronometrando-se da seguinte maneira:

PROFUNDIDADE (cm)	TEMPO
20	0'58"
20	3'52"
10	7'44"
10	31'00"
10	123'00"

Este método segue a Lei de Stokes, de acordo com o tempo de decantação de pequenas partículas em meio fluido e é utilizado para a separação das partículas mais finas, como silte e argila e posterior quantificação.

As alíquotas de cada amostra foram dispensadas em forminhas de alumínio previamente lavadas com água destilada, secas e pesadas em balança analítica. Os conjuntos de forminhas de cada amostra foram levados à estufa a 45°C por 48 h. Após, foram pesadas novamente e descontada da massa inicial, para a obtenção da massa de silte (alíquotas extraídas a 20 cm) e argila (alíquotas extraídas a 10 cm).

Todo o material residual das provetas passou pelo processo de **elutriação**. Despejados em funis com água corrente em fluxo ascendente, o material foi deslamado,

restando apenas as areias (fina, média e grossa). Estas, foram filtradas a vácuo em funis com papel de filtro qualitativo de 12 cm de diâmetro, que foram dobrados e levados à estufa a 50°C por 24 h.

Após a secagem, as amostras de areia foram levadas para o **peneiramento** num jogo de 11 peneiras GRANUTEST acopladas ao recipiente receptor final, com o auxílio do vibrador de peneiras PRODUTEST, por 20 minutos, com regulagem máxima do reostato.

As peneiras obedeceram a seguinte seqüência de abertura de malha:

Malhas (mm)	2,000	0,410	1,000	0,710	0,500	0,350	0,250	0,177	0,125	0,088	0,062

Em seguida, o material de cada peneira foi recolhido em envelopes de papel para pesagem.

As massas de todo o material pesado já separado por tamanhos de grãos (areia, silte e argila) foram transformadas em porcentagem de acordo com a seguinte faixa granulométrica: cascalho de 4 a 2 mm (seixos e grânulos respectivamente), areia muito grossa (2 a 1 mm), areia grossa (1,0 a 0,5 mm), areia média (0,50 a 0,25 mm), areia fina (0,250 a 0,125 mm) e areia muito fina (0,125 a 0,062 mm), silte grosso (0,062 a 0,031 mm), silte médio (0,031 a 0,016 mm), silte fino (0,016 a 0,008 mm) e silte muito fino (0,008 a 0,004 mm) e argila (<0,004 mm).

Estas análises foram realizadas somente nas amostras de sedimento da represa Taiaçupeba (verão) e dos rios Taiaçupeba Açu (outono e primavera), Taiaçupeba Mirim (inverno, primavera e verão) e Balainho (primavera e verão) em virtude da massa de sedimento disponível para tais procedimentos.

3.2.4 Biota

3.2.4.1 Plâncton

O plâncton foi coletado na represa no período da manhã, entre 9 e 10 horas.

O fitoplâncton, coletado por arrastos horizontais de superfície com rede de 20 μm de abertura de malha, foi fixado com solução de lugol a 1% (WEBER 1973). O

zooplâncton foi coletado com arrastos verticais a 1 m do fundo com rede de 68 μm de abertura de malha e fixado com formalina a 4% (WEBER 1973).

Os representantes do fitoplâncton foram identificados em gêneros em microscópio invertido Zeiss Axiovert 25, com aumento de 400 vezes. Foram quantificados em indivíduos por mL, pelo método de sedimentação, no Laboratório de Ecologia Aquática da SEÇÃO DE ECOLOGIA DO INSTITUTO DE BOTÂNICA DA SECRETARIA DO MEIO AMBIENTE DO ESTADO DE SÃO PAULO.

Após a agitação manual para uniformização, cada amostra de fitoplâncton foi pipetada e dispensada numa câmara de sedimentação de 2 cm de altura e volume de 10 mL, até o seu limite e coberta com lamínula. O tempo de sedimentação para cada amostra foi estabelecido em 6 horas (3h por cm de altura da câmara).

A seguir, foi realizada a contagem de indivíduos por gênero, considerando-se uma transeção (faixa que serve como unidade amostral da comunidade) central e duas transversais na câmara, em microscópio invertido Zeiss Axiovert 25, com aumento de 400 vezes. A contagem foi estabelecida de modo a considerar dois campos (do microscópio) não e o terceiro sim, sucessivamente, até esgotar a transeção. Contou-se tantos campos quantos foram necessários para esgotar taxonomicamente a amostra. Cessado o aparecimento de gêneros novos, ainda não contados, foram examinados outros dois campos para se ter certeza do esgotamento taxonômico da amostra.

A partir desta contagem, o número de indivíduos por mL foi calculado segundo ROS (1979) aplicando-se a seguinte fórmula:

$$\text{Indivíduos.mL} = [n / (s.c)].[1.h^{-1}].F$$

onde:

n = número de indivíduos contados;

s = superfície do campo referente ao aumento e microscópio utilizados (mm^2);

c = número de campos efetivamente contados;

h = altura da câmara de sedimentação (mm);

F = fator de correção para mL (10^3).

A comunidade fitoplanctônica foi classificada, após a contagem, em gêneros dominantes (ocorrência superior a 50% do total de indivíduos dos gêneros da amostra) e abundantes (ocorrência superior ao valor médio do total de indivíduos pelo número de gêneros da amostra) segundo os critérios em LOBO e LEIGHTON (1986).

As amostras de zooplâncton, para cada estação do ano, foram analisadas qualitativamente em gêneros observados na varredura de lâminas em lupa Wild Heerbrugg com aumento de 50 vezes (para Cladocera e Copepoda) e microscópio óptico Zeiss modelo Axioskop 2 com aumento de 100 vezes (para Rotifera), no Laboratório de Biologia do DEPARTAMENTO DE ECOLOGIA E BIOLOGIA EVOLUTIVA DA UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS.

As amostras de fitoplâncton e zooplâncton para a determinação dos elementos foram coletadas por bombeamento desde a subsuperfície até 1m antes do fundo. As amostras foram transportadas em frascos de vidro (previamente tratados com ácido nítrico a 10% e lavados com água desionizada) e resfriadas em banho de gelo em recipiente de isopor. Foram mantidas a temperatura de 4°C até a preparação para as análises no laboratório de Química Analítica Ambiental e Espectrometria Emissão e Absorção Atômica do DEPARTAMENTO DE QUÍMICA ANALÍTICA DO INSTITUTO DE QUÍMICA DA UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO.

3.2.4.2 Peixes

Os peixes foram coletados na represa em redes de espera com malhas de 1,5; 3 e 6 cm de abertura e em espinhéis com vários anzóis. A seleção de exemplares para compor a amostra foi realizada em campo, por espécie e com o maior tamanho possível encontrado na época da coleta. Os exemplares foram embalados por espécie em bolsas plásticas, lacradas, resfriados em banho de gelo e transportados em recipiente de isopor (APHA 1985).

Em laboratório, foram medidos (Figura 9), pesados, identificados em espécies e mantidos sob congelamento até a preparação para as análises no laboratório de Química Analítica Ambiental e Espectrometria Emissão e Absorção Atômica do DEPARTAMENTO DE QUÍMICA ANALÍTICA DO INSTITUTO DE QUÍMICA DA

3.2.5 Determinação dos Elementos em Peixes por Espectrometria de Emissão Atômica.

Em laboratório, todas as superfícies das áreas de trabalho foram revestidas com filme de PVC para evitar possíveis contaminações e todos os recipientes e demais materiais utilizados para o contato com os peixes foram previamente descontaminados com HNO_3 a 10% e lavados com água desionizada.

Após o descongelamento, os peixes coletados em cada estação do ano, foram divididos em duas subamostras. Numa subamostra, os peixes foram descamados e retirados os filés da musculatura com pele, de ambos os lados do corpo (Figura 9), representando o modo como é consumido pelo homem. Na outra subamostra, os peixes foram mantidos íntegros, representando a maneira como são consumidos por outros integrantes da rede trófica.

Todos os filés de cada grupo de espécies e os peixes íntegros foram homogeneizados em homogeneizador de amostras (*blender*) e foram retiradas subamostras de aproximadamente 1 g de massa fresca. As subamostras, em duplicata, foram digeridas em béqueres de 25 mL, com 5 mL de HNO_3 P.A. e acrescentado 1 mL de H_2O_2 a 30% por 2 horas, para complementar a digestão (o peróxido de hidrogênio reage com a matéria orgânica, oxidando-a a CO_2 e H_2O). Após esta fase, as subamostras foram submetidas ao forno de microondas SPEX 350 com regulagem para 30 w, potência 1, por 10 minutos.

Retiradas do forno, após esfriar, as amostras foram filtradas em funis analíticos com papéis de filtro quantitativos MN 642 (para precipitados finíssimos com abertura de poro entre 5 e 10 μm) em filtração lenta. Os filtrados foram recolhidos em balões volumétricos de 25 mL, diluídos com água desionizada até completar o volume e transferidos para frascos de polietileno, tampados e preservados em geladeira até a análise no espectrômetro de emissão atômica com plasma de argônio e detector de estado sólido (SpectroCiros^{CCD}).

O espectrômetro de emissão atômica (SpectroCiros^{CCD}) foi operado dentro das

seguintes condições, para as análises das amostras:

- Potência: 1400W
- Fluxo de ar refrigerante: 12 $L.min^{-1}$
- Fluxo de ar intermediário: 1,0 $L.min^{-1}$
- Fluxo de ar nebulizador: 1,0 $L.min^{-1}$
- Nebulizador *crossflow*: 2 $mL.min^{-1}$

Para os elementos analisados, os comprimentos de onda e respectivos limites de detecção (LOD) foram:

Elementos	λ (nm)	LOD** ($mg.L^{-1}$)	LOQ*** ($mg.L^{-1}$)
Al^{3+}	309,271	0,090	0,297
Cr total*	205,552	0,002	0,007
Cu^{2+}	324,754	0,001	0,003
Zn^{2+}	206,191	0,002	0,007
As^{5+}	189,042	0,001	0,003
Cd^{2+}	214,438	0,002	0,007
Pb^{2+}	168,215	0,002	0,007

* Cr III+Cr VI.
**LOD é o limite de detecção instrumental, calculado como três vezes o desvio padrão de dez determinações do branco expresso em concentração.
***LOQ é o limite de determinação obtido pela multiplicação do LOD por 3,3.

3.2.6 Determinação dos Elementos em Água por Espectrometria de Emissão Atômica.

As amostras de água da represa, dos rios e canal, em duplicata, foram filtradas em funís analíticos, em filtração lenta, com papéis de filtro quantitativos MN 642 (para precipitados finíssimos com abertura de poro entre 5 e 10 μm) e acondicionadas em frascos de polietileno, tampados e preservados em geladeira até o momento das análises.

Os ensaios nos filtrados foram feitos no espectrômetro de emissão atômica

(SpectroCiros^{CCD}) nas mesmas condições operacionais descritas no item 3.2.5 e com os seguintes LOD's:

Elementos	λ (nm)	LOD** (mg.L^{-1})	LOQ*** (mg.L^{-1})
Al^{3+}	309,271	0,0017	0,0056
Cr total*	205,552	0,0001	0,0003
Cu^{2+}	324,754	0,0010	0,0033
Zn^{2+}	206,191	0,0004	0,0013
As^{5+}	189,042	0,0087	0,0287
Cd^{2+}	214,438	0,0010	0,0033
Pb^{2+}	168,215	0,0046	0,0152

* Cr III+Cr VI.
**LOD é o limite de detecção instrumental, calculado como três vezes o desvio padrão de dez determinações do branco expresso em concentração.
***LOQ é o limite de determinação obtido pela multiplicação do LOD por 3,3.

3.2.7 Determinação dos Elementos em Plâncton por Espectrometria de Emissão Atômica.

As amostras das frações zooplâncton e fitoplâncton foram filtradas em funís analíticos a vácuo com papéis de filtro quantitativos MN 642 (para precipitados finíssimos com abertura de poro entre 5 e 10 μm) e levadas à estufa a 58°C por 24 horas. Os filtros foram raspados com espátulas revestidas com Teflon® e os materiais raspados foram pesados, obtendo-se massa em torno de 1g.

Foram feitas duplicatas para as amostras da fração zooplâncton, nas estações de primavera e verão. Não foram feitas duplicatas para as amostras da fração fitoplâncton, devido a insuficiência de massa coletada em cada estação do ano.

Em béqueres de 25 mL foram adicionados 5 mL de HNO_3 P.A. às amostras das frações fitoplâncton e zooplâncton e acrescentado 1 mL de H_2O_2 a 30% para complementar a digestão.

Após a digestão, ambas amostras, foram submetidas ao forno de microondas SPEX 350 com regulagem para 30 w, potência 1, por 20 minutos. Retiradas do forno, após esfriarem, foram filtradas em funis analíticos em filtração lenta, os filtrados foram

recolhidos em balões volumétricos de 25 mL, diluídos com água desionizada até completar o volume e transferidos para frascos de polietileno, tampados e preservados em geladeira até as análises.

As amostras foram analisadas em espectrômetro de emissão atômica (SpectroCiros^{CCD}) nas condições operacionais e com os mesmos LOD's descritos no item 3.2.5.

3.2.8 Determinação dos Elementos em Sedimento por Espectrometria de Emissão Atômica.

Das amostras de sedimento *in natura* dos rios, canal e represa foram pesadas subamostras de, aproximadamente, 2 g em frascos Erlenmeyer de 50 mL. Foram realizadas duas extrações não-seqüenciais dos elementos, ou seja, para cada tipo de extração foi utilizada uma subamostra de, aproximadamente, 2 g em duplicata.

As extrações foram denominadas de trocáveis, para os elementos que facilmente se disponibilizam para a coluna d'água e podem ser absorvidos ou adsorvidos pela biota e de potencialmente biodisponíveis, para o total dos elementos que estão disponibilizados para a biota ao redor das partículas de sedimento.

Para cada extração foram utilizados os seguintes procedimentos:

Trocáveis: as subamostras de sedimento foram extraídas com 40 mL de acetato de amônio 1M em pH 7,0 por 30 minutos, à temperatura ambiente (20-25°C) e sob agitação contínua (TSAI *et al.*, 1998).

Potencialmente biodisponíveis: as subamostras de sedimento foram extraídas com 40 mL de água-régia (3HCl:1HNO_3) a quente (ebulição) por 30 minutos (SIN *et al.*, 2001).

Após a extração em ambos processos, as subamostras foram filtradas em funís analíticos, com papéis de filtro quantitativos MN 642 (para precipitados finíssimos com abertura de poro entre 5 e 10 μm) em filtração lenta. Os filtrados foram recolhidos em

balões volumétricos de 50 mL, diluídos com água desionizada e transferidos para frascos de polietileno, tampados e preservados a 4°C até as análises.

Os filtrados de sedimentos extraídos a frio foram analisados em espectrômetro de emissão atômica com plasma de argônio e detector fotomultiplicador (ICP OES Spectroflame Modula), nas seguintes condições operacionais:

- Potência: 1,2 kW
- Fluxo de argônio refrigerante: 12 $L.min^{-1}$
- Fluxo de argônio auxiliar: 1,2 $L.min^{-1}$
- Fluxo de argônio do nebulizador: 1 $mL.min^{-1}$
- Pressão do nebulizador: 26 PSI
- Altura de observação: 12 mm (acima da bobina de cobre)

Para os elementos analisados no ICP OES Spectroflame Modula, os comprimentos de onda e respectivos limites de detecção (LOD) foram:

Elementos	λ (nm)	LOD** ($mg.L^{-1}$)	LOQ*** ($mg.L^{-1}$)
Al^{3+}	394,401	0,011	0,036
Cr total*	284,325	0,049	0,162
Cu^{2+}	327,396	0,008	0,026
Zn^{2+}	202,548	0,002	0,007
As^{5+}	188,979	0,001	0,003
Cd^{2+}	266,502	0,005	0,017
Pb^{2+}	182,200	0,032	0,106

* Cr III+Cr VI.
**LOD é o limite de detecção instrumental, calculado como três vezes o desvio padrão de dez determinações do branco expresso em concentração.
***LOQ é o limite de determinação obtido pela multiplicação do LOD por 3,3.

Os filtrados de sedimentos extraídos à quente foram analisados em espectrômetro de emissão atômica (SpectroCiros^{CCD}) nas mesmas condições operacionais e com os mesmos LOD's descritos no item 3.2.5.

3.3 Análise e Interpretação de Dados

Para as análises dos elementos foram feitas duplicatas de cada matriz amostral, de acordo com a disponibilidade de massa obtida nas coletas.

Os valores encontrados no ICP OES Spectroflame Modula e no ICP OES SpectroCiros^{CCD} foram a média de duas leituras para cada amostra. Destes dados foram calculadas as médias e respectivos desvios-padrão.

As correlações observadas no conjunto de dados obtidos entre as amostras e as variáveis ambientais foram confirmadas a partir do programa computacional Statistical Package for Social Sciences (SPSS 1993), pela Análise Hierárquica de *Clusters* segundo o Método de Ward.

4 RESULTADOS

4.1 Parâmetros Climatológicos

A pluviometria média nas diferentes estações do ano até as datas das coletas na represa Taiaçupeba foram: no outono (de 20/3 a 6/6/2001) de 4,5 mm; no período do inverno (de 21/6 a 20/9/2001) de 1,4 mm; no período da primavera (de 22/9 a 12/12/2001) de 10,2 mm e no período do verão (21/12/2001 a 24/2/2002) de 10,0 mm.

Nas coletas realizadas na bacia do Taiaçupeba Açu, a pluviometria média da estação do outono (de 20/3 a 13/6/2001) de 4,1 mm; na estação do inverno (de 21/6 a 17/9/2001) de 1,4 mm; na primavera (de 22/9 a 3/12/2001) de 8,4 mm e no verão (21/12/2001 a 21/2/2002) de 10,0 mm.

Ocorreram chuvas no dia anterior às coletas na represa nas estações da primavera e verão. Nas coletas na bacia, ocorreram chuvas no dia anterior somente na estação do inverno.

A média da temperatura do ar no período de coleta que abrangeu este estudo de 6/6/2001 a 24/2/2002 foi de 25,5°C.

A temperatura do ar em ambas estações de outono e inverno foi de 24°C, nos dias de coleta na represa Taiaçupeba. Nos dias de coleta na bacia, oscilaram entre 14 e 16°C no outono e entre 15 e 21°C no inverno, conforme a Tabela 9.

Na primavera, no dia de coleta na represa, a temperatura do ar foi de 28°C, enquanto que no dia de coleta na bacia oscilou entre 25 e 27°C.

No verão, a temperatura do ar no dia de coleta na represa foi de 26°C e na bacia variou entre 26 e 28°C.

4.2 Parâmetros Sedimentológicos

A Tabela 17, que apresenta os resultados detalhados das análises granulométricas do sedimento está sintetizada no quadro ao lado (Quadro 1), para melhor compreensão do texto. Para uma avaliação geral da granulometria do sedimento dos rios e da represa, uma vez que apenas algumas amostras puderam ser analisadas por este método, foram

considerados os valores totais de cascalho (seixos e grânulos), areia (de muito grossa a muito fina), silte e argila.

Quadro 1: Granulometria total (porcentagem em massa) do sedimento da represa Taiaçupeba e tributários, 2001/2002.

	RT Verão	TA outono	TA primavera	TM inverno	TM primavera	TM verão	BA Primavera	BA verão
Cascalho Total	0	4	3	0,3	3	1	17	0,1
Areia Total	0,4	74	81	54	87	59	51	79
Silte Total	51	14	9	32	5	12	15	11
Argila	49	9	6	14	6	28	18	10

(RT= represa Taiaçupeba, TA= rio Taiaçupeba Açu, TM= rio Taiaçupeba Mirim, BA= rio Balainho).

Conforme o quadro acima, a amostra de sedimento da represa Taiaçupeba (RT) apresentou predominância de silte e argila em 51 e 49% respectivamente. Sua composição granulométrica não deve apresentar variações sazonais significativas devido a localização do ponto de coleta do sedimento ter sido distante das margens da represa e das desembocaduras dos tributários. Tal suposição se concretiza com a predominância de areia na composição granulométrica do sedimento da bacia, entre 50 a 87% e que não influenciou a composição do sedimento neste ponto da represa (0,4% de areia).

O sedimento dos rios Taiaçupeba Açu (TA), Taiaçupeba Mirim (TM) e Balainho (BA) apresentaram predominância de areia em todas as amostras analisadas em diferentes estações do ano, apesar da proporção areia/silte/argila ter sofrido alterações.

O tipo de sedimento está relacionado com o grau de contaminação da biota aquática. Uma elevada fração de grãos finos no sedimento representa um potencial de disponibilização de metais aos organismos, devido às suas características físicas. Os grãos menores têm maior capacidade de remoção e adsorção de metais do que os grãos maiores, devido a sua área superficial (FLETCHER 1996).

As argilas são silicatos que atraem facilmente os metais pesados para dentro de seus sítios, por isso são consideradas quelantes de metais. Portanto, a presença de argilas na composição do sedimento em porcentual elevado, pode elevar também a

concentração de compostos metálicos ao longo do tempo, em condições naturais ou antrópicas.

4.3 Parâmetros Físicos e Químicos da Água na Represa Taiaçupeba

Conforme os parâmetros físicos e químicos detalhados na Tabela 9, a profundidade no ponto de coleta da represa variou de 3 m no outono a 4,3 m no verão.

As temperaturas da água de superfície e fundo, no outono, foram de 22 e 21°C, respectivamente e, no inverno, foram 21 e 19°C, respectivamente. Nas estações de primavera e verão, as temperaturas da água de superfície e de fundo mantiveram-se iguais em 25°C.

A zona fótica (camada do corpo d'água onde ocorre fotossíntese) atingiu as maiores profundidades nas estações de outono e inverno, variando entre 1,4 e 1,6 m. Na primavera e verão, a zona fótica variou entre 0,9 e 1 m, acompanhando o regime de chuvas que promovem o escoamento superficial do entorno da represa, diminuindo a transparência da água, bem como a floração de algas característica nos meses mais quentes.

Estes valores de transparência da água corresponderam aos valores obtidos para cor e turbidez, mais elevados nas estações de primavera e verão tanto na superfície como no fundo.

Os valores de pH apresentaram-se na faixa ácida nas estações frias (outono/inverno), variando entre 6,5 e 6,8 e nas estações mais quentes (primavera e verão) oscilaram na faixa básica entre 7,2 e 7,8.

A condutividade elétrica apresentou as maiores variações entre superfície e fundo nas estações de inverno e primavera, sendo predominantemente mais elevada nas amostras de água de fundo entre 58 e 63 $\mu S.cm^{-1}$.

Os valores para sólidos suspensos totais (SST) tanto em água de superfície com de fundo foram inferiores a 20 $mg.L^{-1}$ em todas as estações do ano.

Em relação aos nutrientes, as concentrações mais elevadas de fósforo total (PT) na superfície foram obtidas durante as estações de outono e inverno, entre 0,026 e 0,034 mg $P.L^{-1}$.

A concentração de nitrogênio total (NT) mais elevada em amostras de superfície foi observada no verão (6,9 mg $N.L^{-1}$), não correspondendo com a maior concentração de nitrogênio amoniacal obtida no outono (0,22 mg $N\text{-}NH_3.L^{-1}$). As amostras de outono para NT de superfície e fundo e de PT de fundo, perderam-se.

As concentrações de oxigênio dissolvido (OD) em amostras de água de superfície apresentaram-se superiores a 7 mg $O_2.L^{-1}$ em todas as estações do ano e as de fundo variaram entre 6,3 e 8,3 mg $O_2.L^{-1}$.

A demanda química de oxigênio (DQO) de superfície apresentou-se elevada durante as estações de outono e primavera, oscilando entre 19 e 21 mg $O_2.L^{-1}$.

A maior concentração de carbono orgânico total em superfície ocorreu nas estações de inverno e primavera (9 mg $C.L^{-1}$) e no outono e verão oscilaram entre 7 e 6 mg $C.L^{-1}$.

As concentrações de clorofila-*a* na subsuperfície apresentaram um *crescendum* a partir do outono até o verão, sendo 4,9; 10,9; 19,4 e 27,8 μg. L^{-1}. Somente na primavera, as concentrações de clorofila-*a* de subsuperfície foram mais elevadas do que no fundo.

Em relação às concentrações de clorofila-*a* obtidas no fundo, houve variações da ordem de 1,4 a 5,6 μg. L^{-1} sobre as concentrações de subsuperfície, ocorrendo no inverno e verão, respectivamente. Não foram determinadas as concentrações de fundo no outono.

O fato das concentrações de clorofila-*a* de fundo terem sido superiores às de subsuperfície no inverno e verão, deve-se à abundância de diatomáceas (*Aulacoseira sp*), mais pesadas, correspondendo a 8 e 22% do total da amostra, nas respectivas estações do ano (Tabelas 14 e 16). No entanto, ao final da primavera, as concentrações de clorofila-*a* de subsuperfície foram maiores devido à floração de cianobactérias (*Microcystis sp)* compreendendo a 24% da comunidade fitoplanctônica, muito comum em lagos e represas nesta estação do ano, agravando-se conforme o estado de trofia dos mesmos (Tabela 15).

4.4 Parâmetros Físicos e Químicos da Água na Bacia do Taiaçupeba Açu

As profundidades registradas nos pontos de coleta dos rios e canal foram variáveis de acordo com a característica de cada um e da estação do ano, conforme demonstrado na Tabela 9.

As temperaturas da água de superfície foram inferiores às do reservatório em todas as estações do ano. No outono oscilaram entre 13 e 17°C, no inverno variaram entre 16 e 17°C, na primavera elevaram-se para 20 a 24°C e no verão mantiveram-se entre 22 e 24°C.

O pH de superfície apresentou-se abaixo de 7,0 em todos os rios o ano todo, oscilando entre 6,0 e 6,9. No rio Taiaçupeba Açu foram observados os valores mais baixos de pH em todo o período de coletas (6,0).

Os valores para turbidez de superfície variaram entre 7,5 e 28,5 NTU, não apresentando um padrão para cada rio estudado ou para cada estação do ano, o que pode ser um indicativo de lançamento de despejos domésticos ou industriais. Em relação ao canal Jundiaí-Taiaçupeba, pode estar relacionado ao aporte de microalgas da represa Jundiaí.

A condutividade elétrica apresentou-se muito diversa entre os rios, variando entre 35 e 186 $\mu S.cm^{-1}$. Os maiores valores foram determinados nas amostras do rio Taiaçupeba Mirim durante o ano todo, de 131 a 186 $\mu S.cm^{-1}$. Nos rios Balainho, Taiaçupeba Açu e canal Jundiaí-Taiaçupeba a condutividade elétrica apresentou-se entre 35 e 78 $\mu S.cm^{-1}$. Este parâmetro pode ser indicador de poluição, pois às margens do rio Taiaçupeba Mirim localizam-se as principais indústrias poluidoras da região.

Ao longo do ano as concentrações de nutrientes (NT e PT) mais elevadas foram observadas no rio Taiaçupeba Mirim, variando entre 0,061 e 0,165 mg $P.L^{-1}$ para PT, entre 1,62 a 4,87 mg $N.L^{-1}$ para NT e entre 0,92 e 3,74 mg $N.L^{-1}$ para $N\text{-}NH_3$, devido provavelmente ao lançamento de despejos domésticos. Nos rios Balainho, Taiaçupeba Açu e canal Jundiaí-Taiaçupeba as concentrações de nutrientes oscilaram entre 0,026 e 0,067 mg $P.L^{-1}$ para PT, entre 0,26 e 1,04 mg $N.L^{-1}$ para NT e entre <0,02 e 0,15 mg $N.L^{-1}$, durante o ano.

As concentrações de oxigênio dissolvido apresentaram-se baixas em todos os rios no verão, variando entre 3,2 e 5 mg $O_2.L^{-1}$. Marcadamente, no rio Taiaçupeba Mirim as concentrações foram baixas o ano todo, oscilando entre 2,2 e 3,6 mg $O_2.L^{-1}$. As amostras para OD no outono, perderam-se.

A demanda química de oxigênio foi baixa em todos os rios, na primavera (<6 a 7 mg $O_2.L^{-1}$). No rio Taiaçupeba Mirim, no inverno, houve uma DQO de 62 mg $O_2.L^{-1}$. Nos outros rios, a DQO variou entre 10 e 27 mg $O_2.L^{-1}$, durante o outono, inverno e verão.

Na maior parte do ano, as concentrações mais elevadas de carbono orgânico total (COT) foram determinadas nas amostras do canal Jundiaí-Taiaçupeba e do rio Taiaçupeba Mirim, (9 a 17 mg $C.L^{-1}$). Nos demais rios, as concentrações de COT variaram entre 5 e 8 mg $C.L^{-1}$.

4.5 Parâmetros Biológicos da Represa Taiaçupeba

4.5.1 Fitoplâncton

De acordo com as Tabelas 13 a 16, as classes mais comuns foram Chlorophyceae, nas estações de outono, inverno e verão e Cyanophyceae/ Cyanobacteria, na primavera.

Na estação do outono, o gênero dominante foi *Gloeocystis* (Chlorophyceae) correspondendo a 55,6% do total da amostra e *Oscillatoria* (Cyanophyceae/Cyanobacteria) foi o gênero mais abundante com 22,3% do total (Tabela 13).

As amostras de inverno, primavera e verão não apresentaram dominância de gêneros (Tabelas 14, 15 e 16). O gênero mais abundante na amostra de inverno foi *Scenedesmus* (Chlorophyceae) compreendendo 43,8% do total da amostra, seguida de *Gloeocystis* com 18,2%, *Eutetramorus* (Chlorophyceae) com 10,1%, *Aulacoseira* (Bacillariophyceae) com 8,2% e *Staurastrum* (Zygnemaphyceae) com 7,6% (Tabela 14).

O gênero mais abundante na estação da primavera foi *Microcystis* (Cyanophyceae/Cyanobacteria) compondo 23,9% da amostra, seguido de 12,7% de

Oscillatoria, 10,9% de *Scenedesmus*, 9,2% de *Crucigenia* (Chlorophyceae), 6,0% de *Gloeocystis*, 5,6% de *Sphaerocystis* (Chlorophyceae) e 5,3% de *Staurastrum* (Tabela 15).

Scenedesmus e *Aulacoseira* foram os gêneros mais abundantes na estação do verão com 25,7 e 22,3% respectivamente, acompanhados de *Oscillatoria* (16,9%), *Staurastrum* (8,8%), *Gloeocystis* (3,3%) e *Kirchneriella* (Chlorophyceae) (3,3%).

De um modo geral, na estação do inverno ocorreu menor diversidade de gêneros fitoplanctônicos do que nas seguintes e nas estações mais quentes houve maior densidade de organismos.

A abundância de *Aulacoseira* (Bacillariophyceae), gênero cosmopolita do plâncton límnico e mixoalino, é característica de ambientes eutróficos (LOBO e LEIGHTON 1986). Os mesmos autores observaram uma tendência à substituição das espécies de diatomáceas (Bacillariophyceae) por outras de cianoficeas e clorofíceas, ao longo do ano. Neste trabalho, os dados obtidos sobre dominância/abundância sugerem a mesma tendência, porém seria necessária uma avaliação espaço-temporal mais freqüente para que fosse observada a sucessão das espécies.

Os critérios estabelecidos para ambientes eutróficos, em relação ao fitoplâncton, são a dominância ou abundância de Cyanobacteria e, como conseqüência, baixa diversidade (LOBO e LEIGHTON 1986). Neste estudo, tal fato não foi observado. Mesmo na presença de *Microcystis* (abundante) na primavera e *Oscillatoria* (abundante) no outono, primavera e verão, pudemos notar uma riqueza em gêneros que contraria e invalida estes critérios. Tais afirmações podem ser pertinentes para ambientes temperados, mas devem ser revistas para ambientes tropicais e subtropicais, para os quais pode tornar-se inviável sua aplicação.

4.5.2 Zooplâncton

A comunidade zooplanctônica identificada em cada estação do ano apresentou a seguinte composição em gêneros: no outono, Copepoda Cyclopoida (*Thermocyclops*, *Mesocyclops*, copepoditos, náuplios), Copepoda Calanoida (*Notodiaptomus*, copepoditos, náuplios), Cladocera (*Bosmina* - predominante, *Ceriodaphnia*, *Daphnia*,

Bosminopsis, *Diaphanosoma*, *Moina*), Rotifera – poucos indivíduos (*Brachionus* - predominante, *Keratella*, *Kellicottia*, *Trichocerca*, Bdelloideo).

No inverno, Copepoda Cyclopoida (*Thermocyclops*, copepoditos, náuplios), Copepoda Calanoida (*Notodiaptomus*, copepodito, náuplios), Cladocera – muitos indivíduos (*Bosmina* – predominante, *Daphnia*, *Ceriodaphnia*, *Bosminopsis*, *Diaphanosoma*), Rotifera (*Trichocerca* - predominante, *Keratella*, *Brachionus*).

Na primavera, Copepoda Cyclopoida (*Thermocyclops* – predominante, *Metacyclops*, *Mesocyclops*, copepoditos, náuplios), Copepoda Calanoida (*Notodiaptomus*, copepoditos, náuplios), Cladocera (*Bosmina* - predominante, *Ceriodaphnia*, *Diaphanosoma*, *Moina*), Rotifera (*Kellicottia*, *Keratella*, *Polyarthra*, *Trichocerca*, *Filinia*, *Brachionus*).

No verão, Copepoda Cyclopoida (*Thermocyclops*, *Mesocyclops*, copepoditos, náuplios), Copepoda Calanoida (*Notodiaptomus*, copepodito, náuplios), Cladocera (*Bosmina* - predominante, *Ceriodaphnia*, *Daphnia*, *Diaphanosoma*), Rotifera (*Kellicottia* - predominante, *Keratella*, *Polyarthra*, *Trichocerca*, *Brachionus*, *Filinia*).

Os Rotifera não-predadores apresentam hábito alimentar onívoro, como a grande maioria das espécies de *Kellicottia*, *Keratella*, *Brachionus*, *Filinia* e Bdelloidea podendo alimentar-se de algas perifíticas soltas na água, pequenas algas fitoplanctônicas e detritos. Os Rotifera predadores como *Trichocerca* e *Polyarthra*, alimentam-se de outros Rotifera, de protozoários e de pequenos metazoários (PENNAK, 1953; RUPPERT e BARNES, 1996).

Poucos gêneros de Copepoda foram identificados ao longo do ano. Os representantes deste grupo compreendem várias espécies herbívoras, onívoras e carnívoras que se alimentam de detritos, fitoplâncton, pequenos invertebrados e outros microrganismos (RUPPERT e BARNES, 1996).

As algas da classe Chlorophyceae, abundantes no fitoplâncton da represa Taiaçupeba, são o alimento preferido dos Cladocera e Copepoda (RUPPERT e BARNES, 1996). Estes, por sua vez, são alimento para muitos invertebrados, peixes jovens e peixes planctófagos (cujas espécies são inexistentes em represas brasileiras).

A predominância de *Bosmina*, um Cladocera de pequeno porte, em todas as estações do ano pode ser um indicativo da pressão exercida pela predação por peixes sobre a comunidade zooplanctônica.

4.5.3 Peixes

Conforme as Tabelas 10 e 11, os peixes coletados tanto para as amostras em filés como em massa total, pertencem ao grupo dos Perciformes como *Geophagus brasiliensis* e *Tilapia rendalli*, ambos da Família Cichlidae, de hábitos alimentares detritívoro e onívoro, respectivamente e ao grupo dos Characiformes como *Astyanax fasciatus*, da Família Characidae, de hábito alimentar onívoro.

Os exemplares de *Geophagus brasiliensis* e *Astyanax fasciatus* foram pescados nas estações do inverno, primavera e verão e os exemplares de *Tilapia rendalli* foram pescados no outono e inverno.

A massa e o comprimento dos espécimes indicam o estágio de desenvolvimento dos indivíduos.

Os comprimentos médios dos exemplares de *Tilapia rendalli* foram: no outono de 8,4±0,9 e no inverno de 8,4±0,6. Os comprimentos médios dos exemplares de *Geophagus brasiliensis* foram: no inverno 12,7±0,3; na primavera 8,6±0,2 e no verão 8,2±1,2. Os comprimentos médios dos exemplares de *Astyanax fasciatus* foram: no inverno 10,0±0,4; na primavera 9,8±0,2 e no verão 9,6±1,0.

Os comprimentos dos peixes pescados tanto para serem tratados inteiros como em filés, para as três espécies, indicam tratar-se de indivíduos na fase jovem (Tabelas 10 e 11).

4.6 Concentrações dos Elementos nos Diversos Compartimentos da Represa Taiaçupeba

Foram realizados testes para verificação de possíveis interferências nas amostras de sedimento coletadas com draga modelo Ekman, de constituição metálica. Foi utilizada água desionizada como branco, em contato com a draga na mesma duração de

tempo necessário para a coleta de sedimento na represa. Na análise do branco foram constatados valores abaixo do limite de determinação do ICP OES (CCD) para todos os elementos estudados neste trabalho.

Não há, portanto, restrições quanto ao seu uso em pesquisas envolvendo metais e sedimento.

4.6.1 Alumínio

De acordo com os dados apresentados na Tabela 1, 2, 3 e 4, as concentrações de alumínio presentes na água de subsuperfície variaram entre 0,01 e 0,26 $mg.L^{-1}$ e nas amostras de água de fundo apresentaram-se entre 0,03 e 0,24 $mg.L^{-1}$, não demonstrando variações significativas entre subsuperfície e fundo ao longo de cada estação do ano. As concentrações de alumínio em água de subsuperfície e de fundo mais elevadas ocorreram no verão, correspondendo ao período de chuvas intensas (Tabelas 1).

No sedimento, as concentrações de alumínio trocável apresentaram-se entre 0,36 e 0,50 $mg.kg^{-1}$. Na primavera e no verão, as concentrações mantiveram-se abaixo do limite de determinação (0,036 $mg.L^{-1}$). Ao longo do ano, as concentrações de alumínio potencialmente biodisponíveis, no sedimento, mostraram-se em níveis altos entre 4840 e 9802 $mg.kg^{-1}$ (Tabelas 1, 2, 3 e 4).

As frações fitoplâncton e zooplâncton apresentaram concentrações de alumínio muito elevadas, maiores do que qualquer outro elemento estudado em todas as estações do ano.

A fração fitoplâncton apresentou concentrações de alumínio altas e variadas em cada estação do ano, apesar das pequenas concentrações na água. A maior concentração de alumínio na fração fitoplâncton foi obtida no outono com 42778 $mg.kg^{-1}$, maior do que em qualquer outro compartimento do ecossistema. Nas outras estações do ano variou entre 1776 e 6667 $mg.kg^{-1}$ (Tabelas 1, 2, 3 e 4).

Concentrações de alumínio também muito elevadas foram encontradas na fração zooplâncton, variando muito a cada estação do ano. A concentração de alumínio mais elevada determinada nesta fração ocorreu no inverno com 21742 $mg.kg^{-1}$, enquanto que nas outras estações apresentou-se entre 1699 e 5068 $mg.kg^{-1}$ (Tabelas 1, 2, 3 e 4).

Nas amostras de peixes, as concentrações de alumínio foram inferiores às de plâncton. Nas amostras em filés as concentrações de alumínio apresentaram-se abaixo do limite de determinação (0,297 $mg.L^{-1}$) para todas as espécies de peixes estudadas.

Somente nas amostras com massa total de peixe e das espécies *Geophagus brasiliensis* e *Tilapia rendalli* foram encontradas concentrações de alumínio. Em exemplares de *Astyanax fasciatus* (onívoro) inteiros não foram encontrados traços de alumínio (Tabelas 1, 2, 3 e 4).

Nas amostras de *Geophagus brasiliensis*, de hábito alimentar detritívoro, as concentrações variaram entre 5,1; 37,5 e 54,4 $mg.kg^{-1}$, no inverno, verão e primavera respectivamente. As concentrações realizadas em amostras de *Tilapia rendalli*, de hábito alimentar onívoro, apresentaram-se entre 138 e 160 $mg.kg^{-1}$, no inverno e outono respectivamente. Há, portanto, deposição deste elemento em órgãos específicos, pois não foram encontrados na musculatura dos peixes (Tabelas 1, 2, 3 e 4).

4.6.2 Cromo

Nas amostras de água de subsuperfície e fundo, as concentrações de cromo apresentaram-se abaixo do limite de determinação (0,0003 $mg.L^{-1}$) nas estações de outono, primavera e verão. Somente na amostra de água de fundo no inverno foram obtidos níveis muito baixos deste elemento (0,002 $mg.L^{-1}$) (Tabelas 1, 2, 3 e 4).

No compartimento de sedimento, as concentrações de cromo trocável apresentaram-se abaixo do limite de determinação (0,162 $mg.L^{-1}$) em todas as estações do ano. Nas amostras de cromo potencialmente biodisponível foram obtidas concentrações entre 4,04 e 10,8 $mg.kg^{-1}$, sendo que a mais elevada foi observada no verão (Tabelas 1, 2, 3 e 4).

Na biota, foram verificadas concentrações de cromo na fração fitoplâncton entre 2,73 e 18,0 $mg.kg^{-1}$, obtidas no verão e outono respectivamente, apesar das pequenas concentrações presentes na água. Na fração zooplâncton, as concentrações variaram entre 0,48 e 7,13 $mg.kg^{-1}$, encontradas respectivamente no verão e inverno (Tabelas 1, 2, 3 e 4).

Nos peixes, tanto filés quanto massa total, foram encontradas concentrações inferiores às do plâncton. Em filés de *Tilapia rendalli* foram verificadas concentrações entre 0,3 e 0,63 $mg.kg^{-1}$, no outono e inverno respectivamente. Em amostras com massa total desta mesma espécie de peixe, as concentrações variaram entre 0,56 e 0,79$mg.kg^{-1}$, no inverno e outono, respectivamente (Tabelas 1, 2, 3 e 4).

As concentrações de cromo nas amostras de *Geophagus brasiliensis* e *Astyanax fasciatus* em filés apresentaram-se abaixo do limite de determinação (0,007 $mg.L^{-1}$), no verão, correspondendo às mais baixas concentrações de cromo encontradas em fito e zooplâncton ao longo do ano, com 2,73 e 0,48 $mg.kg^{-1}$ respectivamente. Nas amostras com massa total de peixe, nesta mesma estação do ano, também foram obtidas baixas concentrações de cromo em *Geophagus brasiliensis* (0,15 $mg.kg^{-1}$) e *Astyanax fasciatus* (0,24 $mg.kg^{-1}$) (Tabela 4).

No inverno e primavera, as concentrações das amostras de filés de *Geophagus brasiliensis* variaram entre 0,42 e 0,79 $mg.kg^{-1}$ respectivamente, enquanto que nas amostras com massa total foram obtidas concentrações entre 0,45 e 0,93 $mg.kg^{-1}$, também no inverno e primavera, respectivamente (Tabelas 2 e 3).

As concentrações de cromo em filés e massa total de peixe não apresentaram variações significativas, como no caso do alumínio, sugerindo uma distribuição relativamente uniforme no organismo.

Nos exemplares de *Astyanax fasciatus* em filés foram obtidos 2,70 $mg.kg^{-1}$ e em massa total, 0,79 $mg.kg^{-1}$ na primavera. Houve esta discrepância, apesar das amostras terem sido compostas por espécimes adultos (Tabelas 10 e 11). O fato pode estar relacionado a questão da poluição e à alimentação individual de cada organismo, uma vez que não foi realizada análise de conteúdo estomacal dos peixes, porque este tipo de estudo não faz parte dos objetivos deste trabalho.

4.6.3 Cobre

As concentrações de cobre nas amostras de água de subsuperfície ao longo do ano variaram entre 0,006 e 0,010 $mg.L^{-1}$, sendo que as concentrações mais elevadas foram obtidas no outono e verão. As concentrações em amostras de fundo oscilaram

entre 0,007 e 0,015 $mg.L^{-1}$, sendo esta última correspondente ao inverno (Tabelas 1, 2, 3 e 4).

As concentrações de cobre trocável, em sedimento, apresentaram-se abaixo do limite de determinação (0,026 $mg.L^{-1}$) na primavera e verão e no outono e inverno mostraram pequena variação, entre 0,51 e 0,53 $mg.kg^{-1}$ respectivamente. Nas amostras de cobre potencialmente biodisponível, as concentrações apresentaram-se muito variadas ao longo do ano, entre 31,8 e 97,9 $mg.kg^{-1}$, medidas estas obtidas no inverno e verão respectivamente (Tabelas 1, 2, 3 e 4).

Na fração fitoplâncton, a maior concentração de cobre ocorreu no inverno com 143,5 $mg.kg^{-1}$. Nas outras estações do ano houve uma variação de 17,8 a 59,0 $mg.kg^{-1}$, sendo que a menor concentração de cobre ocorreu na primavera (Tabelas 1, 2, 3 e 4).

As concentrações de cobre na fração zooplâncton foram inferiores às encontradas no fitoplâncton, em todas as estações do ano, variando entre 9,6 e 31,6 $mg.kg^{-1}$ na primavera e inverno respectivamente, exatamente o inverso do ocorrido com a fração fitoplâncton (Tabelas 1, 2, 3 e 4).

Nas amostras de peixe foram encontradas concentrações de cobre menores do que no plâncton, tanto em amostras compostas por filés quanto massa total.

As concentrações de cobre nas amostras em filés de *Geophagus brasiliensis* e *Tilapia rendalli* apresentaram-se abaixo do limite de determinação (0,003 $mg.L^{-1}$) nas estações de outono, inverno e verão (Tabelas 1, 2 e 4). Nas amostras de primavera, as concentrações em filés para *Astyanax fasciatus* foram de 4,0 $mg.kg^{-1}$ e para *Geophagus brasiliensis* foram de 0,24 $mg.kg^{-1}$ (Tabela 3). Nas amostras em filés de *Astyanax fasciatus*, no verão, a concentração de cobre foi de 0,79 $mg.kg^{-1}$ (Tabela 4).

Nas amostras com massa total de *Geophagus brasiliensis*, as concentrações de cobre apresentaram-se entre 2,30 e 6,95 $mg.kg^{-1}$, no verão e primavera respectivamente; nas amostras de massa total de *Geophagus brasiliensis* no inverno, a concentração de cobre foi de 0,30 $mg.kg^{-1}$ (Tabelas 2, 3 e 4).

As concentrações de cobre em amostras de massa total de *Tilapia rendalli* variaram entre 2,87 e 8,76 $mg.kg^{-1}$ no outono e inverno respectivamente. Para *Astyanax*

fasciatus as amostras de massa total apresentaram-se entre 1,77 e 11,09 $mg.kg^{-1}$ na primavera e verão, respectivamente (Tabelas 1, 2, 3 e 4).

O fato dos exemplares de *Astyanax fasciatus* apresentarem concentrações de cobre em amostras de filés mais elevadas do que em amostras de massa total pode estar relacionado a questão da poluição e à alimentação individual de cada organismo, uma vez que as amostras foram compostas por indivíduos adultos, porém com pequeno número de indivíduos (Tabelas 10 e 11).

4.6.4 Zinco

As amostras de água apresentaram concentrações de zinco abaixo do limite de determinação (0,0013 $mg.L^{-1}$) tanto na subsuperfície como no fundo, nas estações de outono e inverno. No verão e na primavera, as concentrações apresentaram-se entre 0,02 e 0,03 $mg.L^{-1}$ respectivamente. Em amostras de água de fundo, as concentrações de zinco variaram entre 0,02 e 0,65 $mg.L^{-1}$ no verão e primavera respectivamente, sendo esta última maior do que a concentração de qualquer outro elemento presente na coluna d'água (Tabelas 1, 2, 3 e 4).

As concentrações de zinco trocável, no sedimento, mostraram-se muito baixas na primavera e verão (4,26 e 4,04 $mg.kg^{-1}$ respectivamente) em relação às concentrações obtidas nas estações de outono e inverno (596 e 217 $mg.kg^{-1}$ respectivamente). Este fato também foi observado em alumínio, cobre e chumbo que apresentaram o mesmo comportamento em relação às mesmas estações do ano (Tabelas 1, 2, 3 e 4).

Nas amostras de sedimento para determinação de zinco potencialmente biodisponível, as concentrações mostraram-se entre 392 e 1388 $mg.kg^{-1}$ (inverno e verão respectivamente), portanto muito elevadas e variadas a cada estação do ano, não apresentando correspondência com os valores obtidos para zinco trocável (Tabelas 1, 2, 3 e 4).

As concentrações de zinco nas frações fitoplâncton e zooplâncton apresentaram-se as mais elevadas ao longo do ano, juntamente com o Al.

A fração fitoplâncton concentrou grandes quantidades de zinco, variando de 99 a 612 $mg.kg^{-1}$ na primavera e inverno respectivamente. Nas estações de verão e outono, as

concentrações foram intermediárias entre 293 e 382 $mg.kg^{-1}$ respectivamente (Tabelas 1, 2, 3 e 4).

Na fração zooplanctônica, as concentrações de zinco apresentaram pouca variação na primavera e verão (52,2 e 51,1 $mg.kg^{-1}$ respectivamente). Nas amostras de outono e inverno as concentrações de zinco mostraram-se bem mais elevadas (144 e 260 $mg.kg^{-1}$ respectivamente), correspondendo às altas concentrações encontradas no fitoplâncton (Tabelas 1, 2, 3 e 4).

Nas amostras em filés de *Tilapia rendalli*, as concentrações de zinco variaram entre 24,9 e 10,8 $mg.kg^{-1}$ no outono e inverno respectivamente. Em amostras de *Astyanax fasciatus* em filés foram obtidas concentrações de 27,4 e 21,7 $mg.kg^{-1}$ na primavera e verão respectivamente. Nas amostras de *Geophagus brasiliensis* em filés, as concentrações apresentaram-se em 7,0; 14,2 e 9,7 $mg.kg^{-1}$ no inverno, primavera e verão respectivamente (Tabelas 1, 2, 3 e 4).

Os ensaios realizados em amostras com massa total de *Tilapia rendalli*, apresentaram 66,6 e 20,6 $mg.kg^{-1}$ no outono e inverno, respectivamente. Nas amostras de *Astyanax fasciatus* foram obtidas concentrações entre 46,1 e 34,8 $mg.kg^{-1}$ na primavera e verão, respectivamente. As concentrações de zinco em amostras de *Geophagus brasiliensis* apresentaram-se com 20,7; 51,0 e 40,6 $mg.kg^{-1}$ no inverno, primavera e verão respectivamente (Tabelas 1, 2, 3 e 4).

As concentrações de zinco em amostras de massa total mostraram-se bem mais elevadas do que em filés, sugerindo a permanência deste elemento possivelmente em vísceras.

4.6.5 Arsênio

Ao longo de todo o período de amostragem foram obtidas concentrações de arsênio em amostras de água de subsuperfície somente no outono (0,02 $mg.L^{-1}$).

Nas amostras de sedimento para arsênio trocável, as concentrações no outono, inverno e primavera foram 0,51; 0,43 e 0,26 $mg.kg^{-1}$ respectivamente. No verão, apresentaram-se abaixo do limite de determinação (0,003 $mg.L^{-1}$) (Tabelas 1, 2, 3 e 4).

As concentrações de arsênio potencialmente biodisponível no sedimento apresentaram-se bem mais elevadas, variando ao longo do ano entre 8,3 e 16,7 $mg.kg^{-1}$, sendo que estes extremos foram encontrados nas estações de inverno e outono respectivamente. Na primavera e verão, as concentrações de arsênio potencialmente biodisponível mantiveram-se em 11,2 e 13,6 $mg.kg^{-1}$ respectivamente (Tabelas 1, 2, 3 e 4).

Apesar da presença de arsênio em baixas concentrações na água e de arsênio trocável no sedimento, este elemento foi encontrado na biota em concentrações elevadas principalmente no plâncton.

Dos organismos estudados, o fitoplâncton apresentou as maiores concentrações de arsênio, com aproximadamente 11,3 $mg.kg^{-1}$ na primavera e verão e variando entre 21,5 e 59,6 $mg.kg^{-1}$ no inverno e outono respectivamente. As concentrações de arsênio no fitoplâncton foram superadas somente pelo zooplâncton, no inverno, quando neste foram obtidas concentrações de 30,3 $mg.kg^{-1}$ de arsênio. Nas outras estações do ano, o zooplâncton apresentou concentrações mais baixas, entre 4,4 e 11,1 $mg.kg^{-1}$ (Tabelas 1, 2, 3 e 4).

Nas amostras em filés de peixes de hábito alimentar onívoro, as concentrações de arsênio em *Tilapia rendalli* e *Astyanax fasciatus* oscilaram em torno de 1,0 $mg.kg^{-1}$ ao longo do ano. Em *Geophagus brasiliensis*, de hábito alimentar detritívoro, as concentrações de arsênio variaram entre 0,8 e 2,0 $mg.kg^{-1}$ no inverno, primavera e verão (Tabelas 1, 2, 3 e 4).

Para as mesmas espécies, as amostras de massa total de peixe, tanto de hábito alimentar onívoro como detritívoro, as concentrações de arsênio oscilaram em torno de 4,0 $mg.kg^{-1}$ nas quatro estações do ano, sugerindo um maior acúmulo deste elemento possivelmente nas vísceras (Tabelas 1, 2, 3 e 4).

4.6.6 Cádmio

Este elemento apresentou concentrações muito baixas em relação aos outros elementos estudados, porém esteve presente em quase todos os compartimentos do ecossistema em questão.

As concentrações de cádmio em amostras de água de subsuperfície estiveram abaixo do limite de determinação (0,0033 $mg.L^{-1}$) em todas as estações do ano. Somente na amostra de água de fundo no inverno foi encontrado 0,005 $mg.L^{-1}$. Estes fatos ocorreram igualmente com o cromo (Tabelas 1, 2, 3 e 4).

Entre as amostras de sedimento de cádmio trocável, somente na do inverno foi determinado 0,2 $mg.kg^{-1}$. Nas amostras de sedimento para cádmio potencialmente biodisponível, as concentrações variaram entre 2,3; 1,0; 1,5 e 1,9 $mg.kg^{-1}$ no outono, inverno, primavera, verão e respectivamente (Tabelas 1, 2, 3 e 4).

Apesar das pequenas concentrações obtidas na água e sedimento, as frações fitoplâncton e zooplâncton concentraram cádmio. A fração fitoplâncton apresentou variações de 1,8; 3,4; 0,7 e 1,6 $mg.kg^{-1}$ no outono, inverno, primavera e verão respectivamente. Na fração zooplâncton, as concentrações de cádmio oscilaram entre 0,6; 0,5; 0,1 e 0,3 $mg.kg^{-1}$ no outono, inverno, primavera e verão respectivamente (Tabelas 1, 2, 3 e 4).

Nas amostras de peixes em filés de *Astyanax fasciatus* as concentrações de cádmio apresentaram-se abaixo do limite de determinação (0,007 $mg.L^{-1}$). Em amostras de filés de *Geophagus brasiliensis* foram obtidas concentrações de cádmio de 0,06 $mg.kg^{-1}$ na primavera. As concentrações de cádmio nas amostras em filés de *Tilapia rendalli* mantiveram-se abaixo do limite de determinação (0,007 $mg.L^{-1}$) (Tabelas 1, 2, 3 e 4).

As concentrações de cádmio em amostras com massa total de *Tilapia rendalli* foram de 0,10 $mg.kg^{-1}$ no outono; para *Astyanax fasciatus* foram 0,07 $mg.kg^{-1}$ na primavera e para *Geophagus brasiliensis* foram 0,06 e 0,08 $mg.kg^{-1}$, na primavera e verão respectivamente (Tabelas 1, 3 e 4).

Não houve, no entanto, variações de concentração significativas para o cádmio entre amostras de filés e massa total, indicando que este elemento pode estar presente tanto na musculatura como em outras partes do corpo dos peixes.

4.6.7 Chumbo

Este elemento esteve presente em água de subsuperfície somente no verão na concentração de 0,02 $mg.L^{-1}$. Em amostras de água de fundo, as concentrações oscilaram entre 0,01; 0,03 e 0,02 $mg.L^{-1}$ no inverno, primavera e verão respectivamente (Tabelas 1, 2, 3 e 4).

Nas amostras de chumbo trocável em sedimento foram obtidas concentrações somente no outono e inverno com 1,3 e 0,7 $mg.kg^{-1}$ respectivamente (Tabelas 1 e 2). Nas amostras de sedimento para chumbo potencialmente biodisponível as concentrações variaram em 11,9; 5,7; 7,1 e 11,1 $mg.kg^{-1}$ no outono, inverno, primavera e verão (Tabelas 1, 2, 3 e 4).

Na biota, as concentrações de chumbo apresentaram-se altas. Na fração fitoplâncton variaram em 57,5; 33,2; 31,8 e 6,1 $mg.kg^{-1}$ do outono ao verão respectivamente. Na fração zooplâncton, as concentrações mostraram-se menores que as obtidas para o fitoplâncton, em 14,4; 23,4; 3,3 e 3,6 $mg.kg^{-1}$ respectivamente nas mesmas estações (Tabelas 1, 2, 3 e 4).

Os ensaios feitos em filés de peixe exibiram concentrações de 0,08 $mg.kg^{-1}$ de chumbo para *Tilapia rendalli* no inverno e concentrações de 1,5 $mg.kg^{-1}$ para *Astyanax fasciatus* na primavera (Tabelas 2 e 3). Nas amostras em filés de *Geophagus brasiliensis*, as concentrações de chumbo apresentaram-se abaixo do limite de determinação (0,007 $mg.L^{-1}$) em todas as estações em que foi coletado (Tabelas 2, 3 e 4).

Nas amostras com massa total de *Tilapia rendalli*, as concentrações foram de 0,8 e 1,8 $mg.kg^{-1}$ no outono e inverno. Para *Astyanax fasciatus*, as concentrações foram de 1,6 e 1,5 $mg.kg^{-1}$ na primavera e verão respectivamente. Em amostras de *Geophagus brasiliensis*, as concentrações encontradas foram de 1,5 e 0,7 $mg.kg^{-1}$ no inverno e primavera respectivamente (Tabelas 1, 2, 3 e 4).

4.7 Concentrações dos Elementos na Água e Sedimento da Bacia do Taiaçupeba Açu

No canal Jundiaí-Taiaçupeba foi obtida somente uma amostra de sedimento, coletada na estação do verão. A forte correnteza devido à declividade do canal e à inacessibilidade em suas margens impossibilitaram as amostragens nos outros períodos.

4.7.1 Alumínio

As concentrações deste elemento em água de subsuperfície apresentaram variações em cada ponto da bacia e ao longo do ano, não demonstrando correspondência entre os níveis mais elevados de alumínio na água e a estação mais chuvosa ou a pluviosidade no dia anterior à coleta.

No rio Taiaçupeba Açu, as concentrações de alumínio na água mostraram-se entre 0,04 e 0,16 $mg.L^{-1}$, sendo que estes extremos ocorreram nas estações de outono e primavera respectivamente, não havendo correlação com os períodos de chuvas que poderiam elevar as concentrações de alumínio através do escoamento superficial ou *runoff* do ambiente terrestre (Tabelas 5, 6, 7 e 8).

As concentrações de alumínio na água do rio Taiaçupeba Mirim apresentaram-se entre 0,01 e 0,04 $mg.L^{-1}$ no inverno e verão respectivamente. No rio Balainho, as concentrações de alumínio na água oscilaram entre 0,04 e 0,13 $mg.L^{-1}$ no outono e verão respectivamente. No canal Jundiaí-Taiaçupeba, foram encontradas pequenas concentrações de alumínio na água nas estações de outono, inverno e primavera e uma concentração mais elevada no verão (0,01 e 0,14 $mg.L^{-1}$ respectivamente) (Tabelas 5, 6, 7 e 8).

No sedimento, as concentrações de alumínio trocável apresentaram-se abaixo do limite de determinação (0,036 $mg.L^{-1}$) em quase todos os pontos de coleta e em quase todas as estações do ano.

Foram obtidas concentrações de alumínio trocável no rio Balainho, no outono e inverno (0,3 e 0,2 $mg.kg^{-1}$ respectivamente) e nos rios Taiaçupeba Açu e Taiaçupeba Mirim, ambos no verão, com 0,7 e 0,4 $mg.kg^{-1}$ respectivamente (Tabelas 5, 6 e 8).

Concentrações muito elevadas de alumínio potencialmente biodisponível no sedimento foram encontradas em todos os pontos da bacia, muito maiores do que as concentrações obtidas nos outros elementos estudados.

No rio Taiaçupeba Açu, as concentrações de alumínio potencialmente biodisponível no sedimento variaram entre 4329 e 12373 $mg.kg^{-1}$, limites estes determinados respectivamente na primavera e no verão (Tabelas 5, 6, 7 e 8).

As concentrações nas amostras de sedimento do rio Taiaçupeba Mirim para alumínio potencialmente biodisponível apresentaram-se entre 2350 e 9467 $mg.kg^{-1}$, na primavera e inverno respectivamente (Tabelas 5, 6, 7 e 8).

Nas amostras de sedimento para alumínio potencialmente biodisponível do rio Balainho foram obtidas concentrações entre 4450 e 12647 $mg.kg^{-1}$, no verão e primavera respectivamente (Tabelas 5, 6, 7 e 8).

No verão, foram obtidos 8472 $mg.kg^{-1}$ de alumínio potencialmente biodisponível na única amostra de sedimento do canal Jundiaí-Taiaçupeba (Tabela 8).

Tanto as concentrações obtidas nas amostras de água, como em sedimento apresentaram similaridade às concentrações encontradas na represa.

4.7.2 Cromo

As concentrações deste elemento tanto para as amostras de água de subsuperfície como para as amostras de cromo trocável em sedimento apresentaram-se abaixo do limite de determinação (0,0003 $mg.L^{-1}$) em todos os pontos de amostragem, em todas as estações do ano.

Nas amostras de sedimento para cromo potencialmente biodisponível, as concentrações mostraram-se muito variadas em cada local da bacia, sugerindo possíveis lançamentos de efluentes industriais.

As concentrações obtidas nas amostras de sedimento do rio Taiaçupeba Açu para cromo potencialmente biodisponível variaram entre 24,3 e 65,2 $mg.kg^{-1}$, no verão e primavera respectivamente (Tabelas 5, 6, 7 e 8).

No rio Taiaçupeba Mirim, as concentrações de cromo potencialmente biodisponível no sedimento apresentaram-se mais baixas, entre 3,2 e 11,9 $mg.kg^{-1}$ na primavera e verão respectivamente (Tabelas 5, 6, 7 e 8).

As concentrações nas amostras do rio Balainho, para cromo potencialmente biodisponível no sedimento, variaram entre 8,6 e 23,6 $mg.kg^{-1}$ no verão e primavera respectivamente (Tabelas 5, 6, 7 e 8).

Na amostra de sedimento do canal Jundiaí-Taiaçupeba, no verão, foram obtidos 12,0 $mg.kg^{-1}$ de cromo potencialmente biodisponível (Tabela 8).

Comparativamente, as concentrações de cromo potencialmente biodisponível no sedimento apresentaram-se bem mais elevadas na bacia do que na represa de Taiaçupeba (4,0 a 10,8 $mg.kg^{-1}$), ao longo do ano, sendo que o maior aporte deste metal a represa provem do rio Taiaçupeba Açu (Tabelas 1 a 8).

4.7.3 Cobre

Este metal foi encontrado em amostras de água de subsuperfície no rio Taiaçupeba Mirim o ano todo (0,007; 0,002; 0,004 e 0,003 $mg.L^{-1}$ do outono ao verão, respectivamente) porém, em concentrações inferiores às encontradas na água de subsuperfície do reservatório (Tabelas 1 a 8).

No rio Taiaçupeba Açu, as amostras de água de subsuperfície apresentaram concentrações de 0,02 e 0,002 $mg.L^{-1}$ de cobre (no inverno e verão respectivamente) e no canal Jundiaí-Taiaçupeba 0,008 $mg.L^{-1}$ de cobre, no verão (Tabelas 5, 6, 7 e 8).

As concentrações de cobre trocável no sedimento foram encontradas somente no rio Taiaçupeba Mirim (0,9; 1,1 e 0,3 $mg.kg^{-1}$ no outono, inverno e verão), em concentrações mais elevadas do que as obtidas no reservatório (Tabelas 1 a 8).

Nas amostras de sedimento para cobre potencialmente biodisponível, as maiores concentrações foram obtidas em amostras dos rios Taiaçupeba Açu (18,1 a 49,7 $mg.kg^{-1}$ na primavera e inverno respectivamente) e Taiaçupeba Mirim (4,3 a 61,9 $mg.kg^{-1}$ na primavera e inverno respectivamente) (Tabelas 5, 6, 7 e 8).

Concentrações menores de cobre potencialmente biodisponível no sedimento foram encontradas no rio Balainho (5,6 a 16,6 $mg.kg^{-1}$, no verão e outono

respectivamente) e no canal Jundiaí-Taiaçupeba (8,0 $mg.kg^{-1}$ no verão) (Tabelas 5, 6, 7 e 8).

As concentrações de cobre potencialmente biodisponível obtidas nas amostras de sedimento foram bem maiores do que as encontradas na bacia (31,8 a 97,9 $mg.kg^{-1}$ no inverno e verão respectivamente).

4.7.4 Zinco

Foram obtidas concentrações de zinco na água de subsuperfície do rio Taiaçupeba Mirim em todas as estações do ano, variando entre 0,01 e 0,13 $mg.L^{-1}$ no inverno e outono respectivamente (Tabelas 5, 6, 7 e 8).

No rio Taiaçupeba Açu e canal Jundiaí-Taiaçupeba foram encontradas concentrações de zinco em água de subsuperfície somente no verão, sendo de 0,07 e 0,004 $mg.L^{-1}$ respectivamente (Tabela 8). No rio Balainho, foram obtidas concentrações de zinco em água de subsuperfície somente na primavera e verão com 0,02 e 0,01 $mg.L^{-1}$ respectivamente (Tabelas 7 e 8).

Em sedimento, foram encontradas concentrações de zinco trocável muito variadas no rio Taiaçupeba Mirim, sendo a mais alta com 91 $mg.kg^{-1}$ obtida no inverno e a mais baixa com 0,2 $mg.kg^{-1}$ obtida no verão (Tabelas 5, 6 e 7).

As concentrações de zinco trocável no sedimento dos rios Taiaçupeba Açu, Balainho e canal Jundiaí-Taiaçupeba apresentaram-se entre 0,6 e 3,1 $mg.kg^{-1}$ ao longo do ano (Tabelas 5, 6, 7 e 8).

O rio Taiaçupeba Mirim também apresentou as maiores concentrações de zinco potencialmente disponível no sedimento ao longo das estações do ano, variando entre 21 e 348 $mg.kg^{-1}$ no verão e inverno respectivamente.

Concentrações também elevadas para de zinco potencialmente biodisponível no sedimento foram encontradas no rio Taiaçupeba Açu, entre 16 e 50 $mg.kg^{-1}$ no verão e inverno respectivamente. Nos outros pontos de amostragem, rio Balainho e canal Jundiaí-Taiaçupeba, as concentrações de zinco potencialmente disponível no sedimento mostraram-se entre 7 e 17 $mg.kg^{-1}$ no inverno e primavera respectivamente (Tabelas 5, 6, 7 e 8).

O rio Taiaçupeba Mirim apresentou maior comprometimento em relação a este elemento tanto na água como no sedimento.

4.7.5 Arsênio

As concentrações de arsênio em água de subsuperfície foram encontradas somente em amostras do rio Taiaçupeba Açu e do canal Jundiaí-Taiaçupeba, ambos com 0,01 $mg.L^{-1}$ no outono (Tabela 5). Nos demais pontos de coleta, as concentrações apresentaram-se abaixo do limite de determinação (0,0287 $mg.L^{-1}$) (Tabelas 5, 6, 7 e 8).

Nas amostras de sedimento para arsênio trocável, foram de 0,06 a 0,4 $mg.kg^{-1}$ no rio Taiaçupeba Açu, de 0,01 a 0,7 $mg.kg^{-1}$ no rio Taiaçupeba Mirim e de 0,2 a 0,4 $mg.kg^{-1}$ no rio Balainho, ao longo de todas as estações do ano (Tabelas 5, 6, 7 e 8).

As altas e baixas concentrações de arsênio na água e sedimento não apresentaram correlações com os períodos de chuva ou estiagem.

Na represa Taiaçupeba foram encontradas concentrações equivalentes de arsênio trocável no sedimento às obtidas na bacia (0,3 a 0,5 $mg.kg^{-1}$) (Tabelas 1, 2 e 3).

As concentrações mais elevadas de arsênio potencialmente biodisponível no sedimento foram obtidas nas amostras do rio Taiaçupeba Açu (16,8 a 29,5 $mg.kg^{-1}$ na primavera e verão respectivamente) e no rio Balainho (7,2 a 27,6 $mg.kg^{-1}$ no verão e primavera respectivamente). As variações encontradas ao longo do ano no rio Taiaçupeba Mirim foram de 4,5 a 17,6 $mg.kg^{-1}$ na primavera e inverno respectivamente. A única amostra coletada no Canal Jundiaí-Taiaçupeba apresentou a concentração de 15,3 $mg.kg^{-1}$ de arsênio, no verão.

4.7.6 Cádmio

Este metal apresentou concentrações abaixo do limite de determinação (0,0033 $mg.L^{-1}$) em todas as amostras de água de subsuperfície em todos os pontos da bacia ao longo do ano, da mesma forma como observado na represa (Tabelas 5,6,7 e 8).

Também abaixo do limite de determinação (0,017 $mg.L^{-1}$) mostraram-se as concentrações de cádmio trocável em todos os pontos de amostragem o ano todo

(Tabelas 5,6,7 e 8). Apesar disto, na represa Taiaçupeba foi encontrado, somente no outono, 0,2 $mg.kg^{-1}$ de cádmio trocável (Tabela 1).

Somente nas amostras de sedimento para cádmio potencialmente biodisponível foram obtidas concentrações deste elemento e, mais elevadas do que as encontradas no reservatório.

As maiores concentrações de cádmio potencialmente biodisponível no sedimento foram encontradas no rio Taiaçupeba Açu com variações de 2,9 a 4,0 $mg.kg^{-1}$ no período de amostragem (Tabelas 5,6,7 e 8).

Nas amostras de sedimento do rio Taiaçupeba Mirim, as concentrações obtidas para cádmio potencialmente biodisponível mostraram-se entre 0,05 e 2,5 $mg.kg^{-1}$ ao longo do ano (Tabelas 5,6,7 e 8).

No rio Balainho, as concentrações de cádmio potencialmente biodisponível nas amostras de sedimento apresentaram-se entre 0,5 e 4,0 $mg.kg^{-1}$ (Tabelas 5,6,7 e 8).

A concentração obtida em amostra de sedimento do canal Jundiaí-Taiaçupeba para cádmio potencialmente biodisponível, no verão, foi de 1,4 $mg.kg^{-1}$ (Tabela 8).

Estes valores mostraram-se equivalentes aos encontrados na represa para esta mesma categoria de análise (1,0 a 2,3 $mg.kg^{-1}$) (Tabelas 1,2,3 e 4).

4.7.7 Chumbo

Em água de subsuperfície, a concentração de chumbo mais elevada foi encontrada no rio Taiaçupeba Açu com 0,03 $mg.L^{-1}$ no verão (Tabela 8). No outono, as concentrações de chumbo na água em todos os pontos de amostragem estiveram abaixo do limite de determinação (0,0152 $mg.L^{-1}$) (Tabela 5).

No rio Taiaçupeba Mirim, as concentrações de chumbo na água de subsuperfície apresentou-se em 0,02 $mg.L^{-1}$ na primavera e verão e abaixo do limite de determinação (0,0152 $mg.L^{-1}$) no outono e inverno (Tabelas 5,6,7 e 8).

O rio Balainho apresentou concentrações de chumbo de 0,02 $mg.L^{-1}$ no verão e inverno, na água de subsuperfície e concentrações de 0,01 $mg.L^{-1}$ na primavera. No canal Jundiaí-Taiaçupeba foram verificadas concentrações de 0,02 $mg.L^{-1}$ na primavera

e inverno e abaixo do limite de determinação (0,0152 $mg.L^{-1}$) no outono e verão (Tabelas 5,6,7 e 8).

Não houve correlações entre as concentrações de chumbo obtidas nos diferentes pontos de amostragem com as referidas estações do ano, sugerindo algum tipo de atividade antrópica.

As concentrações de chumbo trocável mais elevadas encontradas em sedimento foram as do rio Taiaçupeba Mirim com 1,1 $mg.kg^{-1}$ no outono e 0,9 $mg.kg^{-1}$ no inverno (Tabelas 5 e 6). No rio Taiaçupeba Açu, a concentração de chumbo trocável no sedimento mais elevada foi obtida no inverno com 0,6 $mg.kg^{-1}$ (Tabela 6) e nos rios Balainho e canal Jundiaí-Taiaçupeba, as concentrações não ultrapassaram 0,2 $mg.kg^{-1}$ (Tabelas 5,6,7 e 8).

O rio Taiaçupeba Mirim apresentou as maiores concentrações de chumbo potencialmente biodisponível com 38 $mg.kg^{-1}$ no inverno. Concentrações elevadas de chumbo potencialmente biodisponível foram obtidas também no rio Taiaçupeba Açu, com variações de 6 a 21 $mg.kg^{-1}$ ao longo do ano.

No rio Balainho, as concentrações de chumbo potencialmente biodisponível variaram ao longo do ano entre 4 e 6 $mg.kg^{-1}$ e o Canal Jundiaí-Taiaçupeba apresentou a concentração de 3,5 $mg.kg^{-1}$ no verão.

Os rios Taiaçupeba Açu e Mirim, marcadamente, apresentaram as concentrações mais elevadas para este elemento em ambos compartimentos estudados, água e sedimento, acentuando a hipótese de ações antrópicas nestes locais.

5 DISCUSSÃO

As concentrações dos diferentes elementos químicos, naturais ou poluentes, presentes em corpos d'água são influenciadas diretamente pela pluviosidade característica da área e da estação do ano. A precipitação proporciona modificações na dinâmica dos rios e represas pelo carreamento de elementos de origem terrestre e atmosférica e pela alteração do volume de água. No caso particular das represas, a freqüência e o volume de chuvas determinam o tempo de residência da água e a sua vazão pelas comportas da barragem, levando materiais a jusante.

Muitos estudos têm sido realizados em represas, mas é de suma importância uma avaliação hidrológica freqüente de seus tributários para um traçado mais preciso sobre a influência destes nas represas. Não há dados hidrológicos recentes realizados nesta área para que possa ser estabelecida a contaminação real por metais provocada pelos rios sobre a represa.

Sobre o perfil térmico da represa Taiaçupeba e suas correlações com a circulação do corpo d'água, não há dados publicados anteriores a este trabalho. Por tratar-se de um ambiente relativamente raso (profundidade média de 3 m; durante o período de amostragem, as profundidades medidas não ultrapassaram 4,3 m, mesmo durante a época de chuvas) associado a constante ação de ventos (noroeste) que auxiliam a circulação, podemos considerá-lo polimíctico, ou seja, com freqüentes ou contínuos períodos de circulação, característicos de ambientes tropicais e subtropicais rasos (WETZEL 1983; ESTEVES 1988). Tanto a circulação da água nas represas como a turbulência nos rios podem influenciar o retorno de elementos dispostos no sedimento.

Alterações físicas e químicas na água podem contribuir para a ressuspensão de compostos para a coluna d'água, tornando-os disponíveis para a absorção ou adsorção pela biota flutuante ou livre-natante, promovendo a bioconcentração ou a biomagnificação ao longo da rede trófica.

De acordo com os dados obtidos neste estudo, observamos que, apesar das baixas concentrações de Al, Cr, Cu, Zn, As, Cd e Pb presentes na água em todas as estações do ano, foram determinadas altas concentrações destes elementos na biota, sobretudo nos

primeiros níveis tróficos. Este fato demonstra que, principalmente os produtores (fitoplâncton) em ambiente aquático límnico, são potenciais bioconcentradores de elementos, mesmo que estes não sejam considerados nutrientes para tais organismos, como é o caso do alumínio, arsênio, cádmio e chumbo.

A absorção de elementos não-nutrientes pelas células deve-se à similaridade química que estes apresentam com os macro ou micronutrientes, possibilitando-os atravessarem os canais de entrada na membrana plasmática e, no interior do organismo, serem transportados por moléculas específicas. A metalotionina, por exemplo, de baixo peso molecular, presente no sangue de animais e transportadora de zinco, forma um complexo instável com o cádmio e transporta-o preferencialmente ao zinco, acumulando-o em vários tecidos e provocando câncer como efeito crônico em humanos (WAALKES 2000).

A duração de vida de algas fitoplanctônicas é de 2 dias em média, enquanto que o zooplâncton apresenta uma variação de 1 semana a 1 ano. Esta grande variação observada no zooplâncton deve-se ao fato de tratarem-se de diferentes grupos de organismos multicelulares, como os cladóceros, rotíferos e copépodos. Dentro de um mesmo grupo, cada espécie apresenta características distintas de reprodução e ainda, uma mesma espécie pode apresentar diferentes formas de reprodução. É importante lembrar que a alta densidade populacional, a quantidade e tipo de alimento disponíveis, o fotoperíodo e a temperatura influenciam diretamente cada uma destas espécies.

Apesar das microalgas fitoplanctônicas apresentarem uma duração de vida curta, com diferentes mecanismos assexuados de reprodução próprios de cada gênero, as concentrações de todos os elementos estudados nestes organismos permaneceram altas em todas as estações do ano, do outono de 2001 ao verão de 2002. O mesmo foi observado na fração zooplanctônica, porém em concentrações proporcionalmente menores do que as determinadas na fração fitoplanctônica, exceto para o arsênio e alumínio no inverno (Tabela 2).

Tais concentrações permanentemente altas ao longo do ano na comunidade planctônica, poderiam ser justificadas pela presença destes elementos no sedimento em grandes quantidades; porém, a maioria das concentrações na comunidade planctônica

superaram as determinações dos elementos trocáveis no sedimento, demonstrando que são realmente bioconcentradores de tais elementos, sobretudo o fitoplâncton. Podemos considerar ainda, que tais magnitudes de bioconcentração sugerem uma conseqüente biomagnificação, uma vez que as coletas foram pontuadas num único dia dentro de cada estação do ano.

Por certo, tratando-se de seres vivos de breve ciclo de vida e ainda somado aos interferentes ambientais, esta biomagnificação poderia ser observada com maior freqüência, caso as coletas fossem contínuas, abrangendo um período maior nas diferentes estações do ano.

O sedimento, repositório de elementos químicos em ambientes aquáticos quer nutrientes quer poluentes, pode reter ou liberar estes elementos para a coluna d'água a partir de variações de potencial redox, condutividade, nitrogênio, fósforo, pH, ácidos fúlvicos e húmicos, sendo que cada elemento apresenta um comportamento particular frente a estes parâmetros físicos e químicos.

O fato das determinações de alumínio, cromo, cobre, zinco, arsênio, cádmio, e chumbo trocáveis no sedimento, ou seja, as concentrações que são facilmente disponibilizadas para os organismos na coluna d'água, apresentarem-se inferiores às obtidas no fitoplâncton, exceto o zinco no inverno (Tabela 2), sugere a movimentação destes elementos devido a variações físicas, químicas e biológicas na água. Já as concentrações dos elementos potencialmente biodisponíveis, isto é, que entram na rede trófica a partir do contato direto com o sedimento, apresentaram-se ora superiores ora inferiores às determinações do fito e zooplâncton.

Em peixes tanto de hábito alimentar detritívoro quanto onívoro foram observadas variações nas concentrações dos elementos, nas amostras em filés e massa total. Este fato deve-se à afinidade dos elementos, nutrientes ou não, a determinados tecidos ou órgãos, sendo que na maioria dos casos as determinações realizadas em massa total apresentaram concentrações mais elevadas do que em filés.

As espécies amostradas neste estudo: *G. brasiliensis* (detritívora), *T. rendalli* e *A. fasciatus* (onívoras) não estão diretamente relacionadas à mesma cadeia alimentar, porém interagem na rede de trofia. Os detritívoros podem se alimentar de sedimento

contendo matéria orgânica em geral, restos de peixes e outros animais, vegetais e até do plâncton depositado no fundo. Os onívoros, podem se alimentar de plâncton, vegetais e outros peixes. Cada espécie apresenta atividade diferente ao longo do dia e ao longo das estações do ano e, comportamentos inerentes a cada estágio de desenvolvimento biológico do peixe.

Neste trabalho, consideramos a seqüência de biomagnificação dos metais na comunidade íctica, de onívoros para detritívoros, estando estes últimos no final da rede trófica.

Como a proposta desta pesquisa foi o estudo da contaminação e biomagnificação de alumínio, cromo, cobre, zinco, arsênio, cádmio, e chumbo, as concentrações destes elementos nos diferentes compartimentos da represa e na bacia foram comparadas aos limites brasileiros correspondentes. Foram utilizadas a Resolução CONAMA n°20/86 para ambientes naturais (águas de Classe 3 – classificação da represa Taiaçupeba – destinadas ao abastecimento público, após tratamento convencional; à irrigação de culturas arbóreas, cerealíferas e forrageiras; à dessedentação de animais) e as Portarias n°55871/65 e n°685/98 do Ministério da Saúde para alimentos de consumo humano.

Ainda não foram estabelecidos limites para metais em sedimento na legislação brasileira. A United States Environmental Protection Agency (USEPA), muito utilizada como referência internacional, também não dispõe de limites para metais em sedimento. Portanto, para os elementos pesquisados neste trabalho, consultamos o ENVIRONMENT CANADA SEDIMENT QUALITY GUIDELINES - EC (1999), também utilizado pela Companhia de Tecnologia e Saneamento Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB) para este quesito.

5.1 Sobre o Alumínio

As determinações deste elemento em todos os compartimentos de estudo, foi compatível com a composição natural do solo da bacia do Taiaçupeba Açu, que apresenta saturação de alumínio.

Pelas legislações ambientais brasileiras, pequenas concentrações de alumínio na água bruta (0,1 $mg.L^{-1}$) são consideradas inofensivas (CONAMA n°20/86).

Na água da represa Taiaçupeba, as concentrações mais elevadas foram determinadas no verão, coincidindo com a época de chuvas freqüentes e intensas, com 0,26 e 0,24 $mg.L^{-1}$ para superfície e fundo respectivamente. Tais concentrações apresentaram-se acima do limite estabelecido pela legislação de 0,1 $mg.L^{-1}$ (CONAMA nº20/86). Nas demais estações do ano, as determinações mostraram-se abaixo deste limite (Tabelas 1, 2, 3 e 4) (Gráfico 4).

Nas águas dos rios Balainho, Taiaçupeba Mirim e Canal Jundiaí-Taiaçupeba não foram observadas concentrações acima do limite estabelecido pela legislação, mesmo nas estações chuvosas. No rio Taiaçupeba Açu, na primavera, foi determinada a concentração de 0,16 $mg.L^{-1}$ alumínio na água, podendo ser considerada estatisticamente superior ao limite permitido pela legislação (Tabelas 5, 6, 7 e 8) (Gráfico 3).

A ausência de vegetação nas margens da represa facilitam o *runoff* ou escoamento superficial de alumínio para o corpo d'água, aumentando a sua concentração. Já nas margens dos rios, há uma vegetação herbácea e arbustiva densa, pelo menos nos trechos visíveis onde se localizam os pontos de coleta, atuando como barreira de proteção contra o arraste de materiais de origem terrestre via escoamento superficial.

No estudo da contaminação do sedimento, encontramos concentrações baixas para alumínio trocável, tanto na represa como nos rios que compõem a bacia, apresentando variações entre 0,24 e 0,65 $mg.kg^{-1}$. Esta última, a mais elevada ao longo do ano, foi determinada em amostras do rio Taiaçupeba Açu no verão (Tabelas 1 a 8) (Gráfico 17). Esta elevada concentração de alumínio trocável neste rio esteve associada ao menor pH (6,1), à menor condutividade elétrica (35 $\mu S.cm^{-2}$), a um dos mais baixos OD (3,2 mg. L^{-1}), a um dos mais baixos PT (0,026 mg $P.L^{-1}$) e ao mais baixo NT determinados em todos os ambientes de coleta o ano todo (3,2 mg $N.L^{-1}$) (Tabela 9).

Na represa, a concentração de alumínio trocável mais elevada foi determinada no outono (0,50 $mg.kg^{-1}$), apresentando nesta época o menor pH de fundo (6,5), uma das menores medidas de condutividade elétrica de fundo (58 $\mu S.cm^{-2}$), o menor OD de fundo (6,3 mg $O_2.L^{-1}$), um dos menores PT de subsuperfície de 0,026 mg $P.L^{-1}$ (o PT de

fundo e o NT não foram determinados nesta estação) (Tabelas 1, 2, 3, 4 e 9) (Gráfico 17).

O alumínio potencialmente biodisponível no sedimento comparado aos outros elementos estudados apresentou as maiores concentrações, tanto na represa quanto nos rios, variando de 4329 a 12647 $mg.kg^{-1}$ (Tabelas 1 a 8) (Gráfico 22).

A concentração mais elevada de alumínio potencialmente biodisponível na bacia foi determinada no rio Balainho, na primavera (12647 $mg.kg^{-1}$) (Tabelas 5 a 8) (Gráfico 22). Em comparação com os parâmetros físicos e químicos, pudemos observar que esta medida esteve associada a um dos maiores pH deste rio (6,7), a maior condutividade elétrica medida neste ambiente (78 $\mu S.cm^{-2}$), ao OD de 6,2 mg $O_2.L^{-1}$, ao maior PT deste ambiente (0,052 mg $P.L^{-1}$) e ao maior NT deste rio (1,04 mg $N.L^{-1}$). O rio Taiaçupeba Açu apresentou concentrações igualmente elevadas de alumínio potencialmente biodisponível no verão (12373 ppm), com pH 6,1, condutividade 35 $\mu S.cm^{-2}$, OD 3,2 mg $O_2.L^{-1}$, PT 0,026 mg $P.L^{-1}$ e NT 0,26 mg $N.L^{-1}$ (Tabela 9).

Na represa, as concentrações de alumínio potencialmente biodisponível mais elevadas foram determinadas no outono e verão (9801 e 8565 $mg.kg^{-1}$ respectivamente) não apresentando correlação com as determinações nos rios no mesmo período. Para o outono, os parâmetros físicos e químicos já foram descritos na página anterior. Para o verão as concentrações de alumínio potencialmente biodisponível estiveram associadas a pH de fundo 7,2, condutividade de fundo 60 $\mu S.cm^{-2}$, OD de fundo 7,4 mg $O_2.L^{-1}$, PT de fundo 0,022 mg $P.L^{-1}$ e NT de fundo 4,5 mg $N.L^{-1}$ (Tabela 9) (Gráfico 22).

Não há limites na legislação brasileira para metais em sedimento e a EC (1999) não contempla este elemento em sua relação de contaminantes prejudiciais à qualidade do sedimento. Portanto, em nosso estudo, deixaremos um alerta para as concentrações deste elemento determinadas nos diferentes compartimentos avaliados.

Dificilmente, no ambiente natural, será possível inferir sobre a poluição antrópica do alumínio ou sobre a contaminação das águas pelos processos naturais dada a presença deste na composição de solos.

O alumínio não é considerado um nutriente necessário ao protoplasma dos seres vivos (GANONG 1999; REYNOLDS 1990) porém, neste estudo, foi observada uma alta

concentração deste elemento nos organismos fitoplanctônicos ao longo do ano, muito superior às concentrações dos próprios nutrientes, como o zinco e cobre, tornando o fitoplâncton um bioacumulador e bioconcentrador deste elemento, principalmente se levarmos em consideração as ínfimas concentrações determinadas na água. As concentrações de alumínio, no fitoplâncton, mais elevadas foram determinadas no outono (42778 $mg.kg^{-1}$) e inverno (6667 $mg.kg^{-1}$), correspondendo às maiores concentrações de alumínio trocável no sedimento e cujos representantes fitoplanctônicos de maior densidade foram Chlorophyceae e Cyanophyceae/Cyanobacteria, no outono e Chlorophyceae no inverno (Tabelas 1, 2, 3, 4, 13 e 14) (Gráfico 29).

A fração zooplâncton também apresentou elevadas concentrações de alumínio no outono, inverno, primavera e verão (Tabelas 1, 2, 3 e 4) (Gráfico 29). A biomagnificação do fito para o zooplâncton foi observada no inverno, época em que foram determinadas 3,3 vezes mais alumínio no zoo do que no fitoplâncton (Tabela 2) (Gráfico 35). Os principais representantes do zooplâncton nesta estação do ano foram os cladóceros bosminídeos cuja preferência alimentar são as clorofíceas, algas mais abundantes no fitoplâncton no inverno (Tabela 14).

As concentrações de alumínio determinadas na primavera, apresentaram-se muito próximas entre o fito e zooplâncton sugerindo a biomagnificação deste elemento também nesta época do ano (Tabela 3) (Gráfico 11). No zooplâncton predominaram os cladóceros do gênero *Bosmina* e as clorofíceas, sua dieta preferencial, foram abundantes, porém as cianobactérias (*Microcystis* e *Oscillatoria*) compuseram 37% da amostra da comunidade fitoplanctônica desta estação (Tabela 15), possível motivo pelo qual a biomagnificação não tenha sido tão evidente.

A biomagnificação do alumínio da fração zooplâncton para o nível trófico seguinte, os peixes, não foi observada em nenhuma das amostras (filés e massa total) (Gráficos 6, 8, 11 e 14). Nas amostras de filés de peixes, como esperado, não foi possível mensurar com precisão suas concentrações, pois apresentaram-se todas abaixo do limite de determinação (0,297 $mg.L^{-1}$), independente da espécie de peixe e do seu hábito alimentar. O alumínio possui afinidades com o tecido nervoso, onde se acumula (GANONG 1999) e pode estar presente em outros tecidos em menores quantidades

enquanto está em circulação pelo corpo dos animais após a sua ingestão. Por isso suas concentrações não foram detectadas na musculatura e, para consumo humano, em relação ao alumínio, não apresentaria riscos à saúde (Tabelas 1, 2, 3 e 4).

Segundo a World Health Organisation (WHO 1989), a ingestão diária deste elemento permitida em alimentos para humanos é de 1 $mg.kg^{-1}$ de peso do corpo (BECKER *et al.* 1990 *apud* RANAU, OEHLENSCHLÄGER & STEINHART 2001).

Nas amostras com massa total de peixes, caracterizados como alimento para a rede trófica do ecossistema, as concentrações mostraram-se muito elevadas ao longo do ano (entre 5 e 160 $mg.kg^{-1}$), tanto para *Tilapia rendalli* como *Geophagus brasiliensis*, de hábito alimentar onívoro e detritívoro (Tabelas 1, 2, 3 e 4) (Gráfico 6, 8, 11 e 14).

Nas amostras com massa total de *Astyanax fasciatus*, de hábito alimentar também onívoro, coletado nas estações de primavera e verão, todas as determinações de alumínio apresentaram-se abaixo do limite de determinação (0,297 $mg.L^{-1}$), ao contrário de *T. rendalli* que apresentou concentrações de 138 e 160 $mg.kg^{-1}$. Em se tratando de organismos de mesmo hábito alimentar, porém de espécies diferentes, deve haver diferenças peculiares em sua dieta que seriam esclarecidas somente com o estudo do conteúdo estomacal ou da própria fisiologia do animal (Tabelas 3 e 4).

É importante citar que a legislação brasileira para alimentos não contempla o alumínio, portanto não há limites nacionais estabelecidos para este elemento em alimentos para consumo humano. O alumínio, consumido por humanos, pode provocar a demência progressiva ou Alzheimer (GANONG 1999), porém é imprevisível estabelecer seus efeitos agudos ou crônicos no restante da cadeia alimentar, principalmente se considerarmos concentrações tão elevadas como as descritas acima.

5.2 Sobre o Cromo

Este metal pode ser encontrado no ambiente tanto na forma trivalente como hexavalente (APHA, 1992), esta última potencialmente tóxica, porém o Cr(VI) é reduzido a Cr(III) em ambientes naturais ao entrar em contato com compostos orgânicos.

As concentrações deste metal na água de subsuperfície e de fundo da represa Taiaçupeba mantiveram-se abaixo do limite de determinação (0,0003 $mg.L^{-1}$) em todas

as estações do ano, exceto no inverno quando foram determinadas concentrações de cromo somente em água de fundo com 0,002 $mg.L^{-1}$, abaixo do limite estabelecido pela legislação tanto para Cr^{6+} de 0,05 $mg.L^{-1}$ como para Cr^{3+} de 0,5 $mg.L^{-1}$ (CONAMA nº 20/86) (Tabelas 1, 2, 3 e 4).

Nas águas dos rios Balainho, Taiaçupeba Mirim e Canal Jundiaí-Taiaçupeba também foram determinadas concentrações de cromo abaixo do limite de determinação (0,0003 $mg.L^{-1}$) ao longo de todo o ano (Tabelas 5, 6, 7 e 8).

Na avaliação da contaminação do sedimento para cromo trocável, também encontramos concentrações abaixo do limite de determinação (0,162 $mg.L^{-1}$) o ano todo, tanto para a represa quanto para a bacia (Tabelas 1 a 8).

As concentrações de cromo potencialmente biodisponível no sedimento da represa foram determinadas ao longo do ano entre 4,0 e 10,8 $mg.kg^{-1}$, bem inferiores ao limite estabelecido para sedimento pelo EC (1999) de 35,3 $mg.kg^{-1}$ de cromo total (Gráfico 23).

Entre os rios, o Taiaçupeba Açu apresentou as concentrações mais elevadas de cromo potencialmente biodisponível no sedimento que variaram entre 24 e 65 $mg.kg^{-1}$. As concentrações de cromo mais elevadas foram determinadas nas estações de outono e primavera, com 53 e 65 $mg.kg^{-1}$ respectivamente, ambas acima do limite permitido pela legislação. Os outros rios da bacia apresentaram concentrações entre 3 e 24 $mg.kg^{-1}$, portanto o rio Taiaçupeba Açu apresentou-se o mais crítico em termos de poluição por cromo (Tabelas 5, 6, 7 e 8) (Gráfico 23).

O cromo não é considerado um nutriente para o fitoplâncton (REYNOLDS 1990), mas o é para os animais, porém em baixas concentrações (GANONG 1999). Nesta pesquisa, apesar de terem sido determinadas baixas concentrações deste metal na água da represa (0,002 $mg.L^{-1}$) e abaixo do limite de determinação (0,162 $mg.L^{-1}$) para cromo trocável no sedimento, ao longo do ano, o fitoplâncton acumulou concentrações entre 3 e 18 $mg.kg^{-1}$, sendo esta última determinada no outono, cujos representantes de maior densidade foram Chlorophyceae e Cyanophyceae/Cyanobacteria (Tabelas 1, 2, 3, 4 e 13). Portanto podemos considerar os organismos fitoplanctônicos como

bioacumuladores e bioconcentradores deste elemento, mesmo não sendo um nutriente (Gráfico 30).

Na fração zooplâncton também foram determinadas altas concentrações de cromo, sobretudo nas estações do outono e inverno (4 e 7 $mg.kg^{-1}$ respectivamente), com predominância de cladóceros bosminídeos em ambas estações (Gráficos 7 e 10). Tais concentrações foram inferiores às do fitoplâncton, ou seja, não ocorreu a biomagnificação deste elemento, porém foi observada uma correspondência às altas concentrações de cromo no fitoplâncton (Tabelas 1, 2, 3 e 4) (Gráfico 30).

Um elemento pode bioconcentrar, mas não necessariamente biomagnificar. A biomagnificação pode ser dependente dos pulsos biológicos de reprodução, da composição da comunidade e dos hábitos alimentares; determinados compostos presentes na água também podem influenciar todos estes aspectos numa comunidade, inibindo a reprodução, por exemplo e interferindo na rede trófica e no processo de biomagnificação.

A biomagnificação do cromo da fração zooplâncton para o nível trófico seguinte foi observada na amostra em filés de peixe onívoro (3 $mg.kg^{-1}$ em *A. fasciatus*), na primavera, pois este elemento concentra-se preferencialmente nos músculos e fígado (GANONG 1999) (Tabela 3) (Gráficos 39). Porém, neste trabalho consideraremos a biomagnificação somente em peixes inteiros.

Com exceção das amostras em filés de peixes onívoro e detritívoro (*A. fasciatus* e *G. brasiliensis* respectivamente) no verão, todas as outras amostras em filés apresentaram concentrações acima do limite de 0,10 $mg.kg^{-1}$, permitido pela legislação (Portaria n° 55871/65 do Ministério da Saúde); tais concentrações variaram entre 0,3 e 2,7 $mg.kg^{-1}$ para *T. rendalli*, *A. fasciatus* e *G. brasiliensis*, que são pescados e consumidos pela população, oferecendo risco à saúde humana (Tabelas 1, 2, 3 e 4) (Gráfico 16).

Nas análises da totalidade da massa de peixes foram determinadas concentrações acima do limite da legislação, em todas as estações do ano, em todas as espécies estudadas (0,2 a 0,9 $mg.kg^{-1}$) (Tabelas 1, 2, 3 e 4) (Gráficos 7, 10, 13 e 16). Ocorreu a

biomagnificação deste metal na primavera de *A. fasciatus* para *G. brasiliensis* (Gráfico 38).

5.3 Sobre o Cobre

Este metal foi determinado na água da represa Taiaçupeba em todas as estações do ano, apresentando pequena variação entre superfície e fundo, com aproximadamente 0,02 $mg.L^{-1}$ ao longo do ano e abaixo do limite estabelecido pela legislação para água bruta de 0,5 $mg.L^{-1}$ (CONAMA nº20/86) (Tabelas 1, 2, 3 e 4) (Gráficos 1, 2, 3 e 4).

Nos rios Balainho, Taiaçupeba Mirim e Canal Jundiaí-Taiaçupeba ao longo do ano, todas as concentrações determinadas na água estiveram abaixo do limite permitido pela legislação (CONAMA nº20/86), pois não ultrapassaram 0,02 $mg.L^{-1}$ (Taiaçupeba Açu, inverno) (Tabelas 5, 6, 7 e 8) (Gráficos 1, 2, 3 e 4).

Nas determinações de cobre trocável no sedimento da represa, foram encontradas concentrações de 0,5 $mg.kg^{-1}$ no outono e inverno. Nestas mesmas estações foram determinadas as mais elevadas concentrações de cobre trocável no sedimento no rio Taiaçupeba Mirim (aproximadamente 1 $mg.kg^{-1}$) em ambas estações (Tabelas 1 a 8) (Gráfico 18).

As concentrações de cobre potencialmente biodisponível apresentaram-se muito elevadas tanto na represa como nos rios. Na represa, as concentrações que excederam os limites estabelecidos pela legislação (EC 1999) de 36 $mg.kg^{-1}$ foram determinadas no outono, primavera e verão com 89 e 98 $mg.kg^{-1}$ respectivamente (Tabelas 1, 2, 3 e 4) (Gráfico 24). Na bacia, as concentrações que excederam os limites da legislação foram determinadas nos rios Taiaçupeba Mirim (38 e 62 $mg.kg^{-1}$, no outono e inverno respectivamente) e Taiaçupeba Açu (50 e 37 $mg.kg^{-1}$, no inverno e verão respectivamente), o que sugere um aporte de cobre maior destes tributários para a represa (Tabelas 5, 6, 7 e 8) (Gráfico 24).

Apesar do sulfato de cobre ter sido utilizado durante longos anos no mundo inteiro como algicida para conter florações em represas de abastecimento público, o cobre é considerado um micronutriente para o fitoplâncton (REYNOLDS 1990) que apresentou, neste estudo, concentrações muito elevadas entre 18 e 144 $mg.kg^{-1}$. As

maiores concentrações de cobre nos organismos fitoplanctônicos corresponderam em sua maioria às concentrações mais elevadas de cobre trocável no sedimento, sendo determinadas no outono (59 $mg.kg^{-1}$), inverno (144 $mg.kg^{-1}$) e verão (52 $mg.kg^{-1}$), portanto, são também bioacumuladores e bioconcentradores deste elemento, sobretudo as Chlorophyceae (outono, inverno e verão), Cyanophyceae/Cyanobacteria (outono e verão) e Bacillariophyceae (verão), representantes de maior densidade na comunidade fitoplanctônica nestas estações (Tabelas 1, 2, 3, 4, 13, 14 e 16) (Gráfico 31).

O cobre não biomagnificou na fração zooplâncton, mas apresentou concentrações elevadas com 20 $mg.kg^{-1}$ (outono), 32 $mg.kg^{-1}$ (inverno), 10 $mg.kg^{-1}$ (primavera) e 14 $mg.kg^{-1}$ (verão), ou seja, proporcionalmente inferiores às determinações no fitoplâncton. As maiores concentrações de cobre no zooplâncton corresponderam à predominância de bosminídeos (Cladocera) na comunidade (Tabelas 1, 2, 3 e 4)(Gráficos 31) .

O cobre é considerado um micronutriente para os animais, porém seu excesso pode acarretar danos cerebrais (GANONG 1999).

Estudos realizados na represa Taiaçupeba por MILANI (2000), nas quatro estações do ano, foram determinadas concentrações inferiores a 0,5 $mg.kg^{-1}$ na musculatura de *T. rendalli*, *A. fasciatus* e *G. brasiliensis*, as mesmas espécies deste trabalho (Gráficos 5, 9, 12 e 15).

Nesta pesquisa, as amostras de peixes das três espécies estudadas, tanto em filés quanto massa total, apresentaram concentrações inferiores às exigidas pela legislação, cujo limite é de 30 $mg.kg^{-1}$ (Portaria n°55871/65 do Ministério da Saúde). Porém, foram mais altas do que as observadas por MILANI (2000) na mesma represa.

As concentrações de amostras em filés variaram entre 0,2 e 4,0 $mg.kg^{-1}$, não oferecendo riscos à saúde pública e as amostras de massa total de peixe variaram entre 0,3 e 11,0 $mg.kg^{-1}$ entre as diferentes espécies estudadas (Tabelas 1, 2, 3 e 4), porém o seu consumo elevado e contínuo poderá trazer implicações à saúde a longo prazo.

Houve a biomagnificação de cobre na primavera de *A. fasciatus* para *G. brasiliensis* (Gráfico 38).

5.4 Sobre o Zinco

Na água da represa Taiaçupeba, este metal foi determinado na superfície e fundo somente nas estações da primavera e verão. Na primavera, houve uma variação sensível entre as concentrações de superfície e fundo, sendo 0,03 e 0,65 $mg.L^{-1}$ respectivamente; no verão, houve pouquíssima variação entre superfície e fundo, apresentando-se em torno de 0,02 $mg.L^{-1}$. Porém, em ambas estações, estas concentrações mantiveram-se bem inferiores ao limite estabelecido pela legislação de 5,0 $mg.L^{-1}$ (CONAMA nº20/86) (Tabelas 1, 2, 3 e 4) (Gráficos 1, 2, 3 e 4).

Situação semelhante foi observada nos tributários, cujas concentrações não superaram as obtidas na represa. As concentrações mais elevadas foram determinadas nos rios Taiaçupeba Mirim, no outono e verão (0,13 e 0,03 $mg.L^{-1}$ respectivamente) e Taiaçupeba Açu, no verão (0,07 $mg.L^{-1}$). Nos demais rios, as concentrações foram inferiores a 0,02 $mg.L^{-1}$ em todas as estações do ano (Tabelas 5, 6, 7 e 8) (Gráficos 1, 2, 3 e 4).

A baixa concentração de metais na coluna d'água é um evento esperado devido a uma rápida complexação destes elementos com o sedimento, sobretudo nas argilas, porém as concentrações mais elevadas de zinco, principalmente no rio Taiaçupeba Mirim, confirmam seu histórico de despejo de zinco por atividade industrial e são reforçadas pelos dados obtidos em sedimento, discutidos a seguir.

A maior disponibilização de zinco do sedimento para a coluna d'água na represa foram determinadas no outono e inverno (596 e 217 $mg.kg^{-1}$ respectivamente), coincidindo com as mais elevadas concentrações de zinco determinadas no fitoplâncton e zooplâncton (Tabelas 1, 2, 3 e 4). Os níveis de zinco para sedimento estabelecidos pela EC (1999) são de 123 $mg.kg^{-1}$ e acima de 315 $mg.kg^{-1}$, é considerado estado de emergência (Gráfico 28).

Na bacia, as maiores concentrações de zinco trocável no sedimento foram determinadas no rio Taiaçupeba Mirim, no outono (49 $mg.kg^{-1}$), inverno (91 $mg.kg^{-1}$) e primavera (14 $mg.kg^{-1}$). Os outros tributários apresentaram concentrações inferiores a 3 $mg.kg^{-1}$ (Gráfico 19).

As determinações de zinco potencialmente biodisponível no sedimento da represa apresentaram-se extremamente elevadas o ano todo (392 a 1388 $mg.kg^{-1}$), ultrapassando o limite crítico previsto pela legislação (EC 1999) em todas as estações do ano (Tabelas 1, 2, 3 e 4) (Gráfico 25).

Na bacia, em todas as estações do ano, as maiores concentrações de zinco potencialmente biodisponível no sedimento foram determinadas no rio Taiaçupeba Mirim, ultrapassando o limite permitido pela legislação no outono (123 $mg.kg^{-1}$) e ultrapassando o limite crítico de emergência no inverno (348 $mg.kg^{-1}$) (Tabelas 5, 6, 7 e 8) (Gráfico 25).

Tal cenário caracteriza o rio Taiaçupeba Mirim como o principal responsável pelo aporte de zinco à represa, sobretudo se levarmos em consideração que sua composição granulométrica é basicamente areia, um tipo de grão com pouca capacidade de quelação e adsorção de metais (Tabela 17). No ambiente aquático, o zinco é um metal originário de despejos industriais e este tributário (Taiaçupeba Mirim) contribui para que o sedimento da represa reserve altas concentrações de zinco, graças à sua própria composição com predominância de grãos fortemente quelantes (silte e argila) (Gráficos 1, 2, 3, 4 e 19).

O zinco é considerado um micronutriente para algas (REYNOLDS 1990) e um macronutriente para animais (GANONG 1999) por isso, entre os metais, seus limites previstos pela legislação são os mais altos, tanto para a água bruta como água tratada, sedimento e alimento.

Devido à alta disponibilização deste metal na água e por intermédio do sedimento, elevadas concentrações foram determinadas nas frações fitoplâncton e zooplâncton, maiores do que qualquer outro nutriente estudado (Gráficos 5, 9, 12 e 15).

Os organismos planctônicos, ao longo do ano, tornaram-se bioacumuladores e bioconcentradores de zinco, sendo que a sua necessidade como nutriente foi potencializada pela disponibilidade no ambiente (Gráfico 28). A fração fitoplâncton apresentou concentrações que variaram entre 99 e 612 $mg.kg^{-1}$ e na fração zooplâncton foram determinadas concentrações de 51 a 260 $mg.kg^{-1}$, porém em nenhuma estação do

ano foi observada a biomagnificação deste elemento neste nível trófico (Tabelas 1, 2, 3 e 4).

A biomagnificação do zinco da fração zooplâncton para os peixes não foi observada em nenhuma das estações do ano. Porém, foram determinadas concentrações elevadas de zinco em todas as amostras de peixes (filés e massa total) e em todas as espécies coletadas, fato não ocorrido com os outros elementos, mesmo sendo nutriente (Tabelas 1, 2, 3 e 4).

O limite previsto para o zinco na legislação brasileira para alimentos é alto, já que trata-se de um nutriente, porém concentrações acima de 50 $mg.kg^{-1}$ são consideradas nocivas à saúde humana, segundo a Portaria nº55871/65 do Ministério da Saúde.

Os peixes são organismos errantes e permeiam tanto a bacia como a represa; como tratam-se de espécies onívoras (*T. rendalli* e *A. fasciatus*) e detritívoras (*G. brasiliensis*) sua dieta envolve inúmeros organismos vivos ou mortos de diferentes locais dentro desta área.

Nas amostras de peixes em filés foram determinadas concentrações elevadas, porém dentro dos limites estabelecidos pela legislação ao longo de todo o ano (de 11 a 25 $mg.kg^{-1}$ em *T. rendalli*, de 7 a 14 $mg.kg^{-1}$ em *G. brasiliensis* e de 22 a 27 $mg.kg^{-1}$ em *A. fasciatus*) (Tabelas 1, 2, 3 e 4).

MILANI (2000) determinou elevadas concentrações de Zn (46 $mg.kg^{-1}$) na musculatura de *A. fasciatus*, na mesma represa.

Em amostras de massa total de peixe, as concentrações encontradas em *T. rendalli* no outono (67 $mg.kg^{-1}$) e em *G. brasiliensis* na primavera (51 $mg.kg^{-1}$) apresentaram-se superiores ao limite previsto, mas *A. fasciatus* também apresentou concentrações muito próximas a este limite, com 46 $mg.kg^{-1}$ na primavera (Tabelas 1 e 3).

A biomagnificação entre os peixes foi observada no inverno, de *T. rendalli* para *G. brasiliensis* e na primavera e verão, de *A. fasciatus* para *G. brasiliensis* (Gráficos 38, 41 e 42).

A poluição por zinco na bacia e represa é um fato e já atingiu níveis críticos, tornando-se urgente o estabelecimento de medidas para a contenção das fontes de despejo deste elemento.

5.5 Sobre o Arsênio

Nas amostras de água da represa Taiaçupeba, o arsênio foi determinado somente no outono em água de subsuperfície, em concentração (0,02 $mg.L^{-1}$) abaixo do limite estabelecido pela legislação de 0,05 $mg.L^{-1}$ (CONAMA nº20/86). Nas demais estações do ano, as concentrações mantiveram-se abaixo do limite de determinação de 0,0087 $mg.L^{-1}$ (Tabelas 1, 2, 3 e 4).

No ambiente aquático, o arsênio é um elemento proveniente de despejos industriais ou de atividades agrícolas, pois os pesticidas arseniais são conhecidamente eficazes herbicidas. Ao longo da bacia do Taiaçupeba Açu estão implantadas inúmeras propriedades rurais com variadas culturas e que podem, através do *runoff* (escoamento superficial) ou da lixiviação, contaminar as águas superficiais ou subterrâneas.

Nas amostras de água dos rios foram determinadas concentrações de arsênio somente no outono (como na represa) no rio Taiaçupeba Açu e no Canal Jundiaí-Taiaçupeba, ambos em torno de 0,01 $mg.L^{-1}$, abaixo do limite da legislação (Tabela 5).

As concentrações de arsênio trocável no sedimento foram inferiores ao limite previsto pela legislação (EC 1999) de 5,9 $mg.kg^{-1}$ tanto na represa (de 0,3 a 0,5 $mg.kg^{-1}$) como nos rios (de 0,1 a 0,7 $mg.kg^{-1}$) em todas as estações do ano (Tabelas 5, 6, 7 e 8). Porém, as concentrações de arsênio potencialmente biodisponível mostraram-se acima do limite para sedimento na represa, em todas as estações do ano, inclusive chegando ao limiar crítico de 17 $mg.kg^{-1}$, segundo a EC (1999), no outono (Tabela 1) (Gráfico 20).

Na bacia, o rio Taiaçupeba Açu apresentou-se como o mais crítico em termos de contaminação por arsênio, pois suas concentrações em todas as estações do ano mantiveram-se acima do limite crítico da legislação (17 $mg.kg^{-1}$) variando entre 17 e 29 $mg.kg^{-1}$ de arsênio potencialmente biodisponível (Tabelas 5, 6, 7 e 8) (Gráfico 40).

Entre os outros rios, os que apresentaram concentrações de arsênio potencialmente biodisponível superiores ao limite da legislação (5,9 $mg.kg^{-1}$) foram o

Taiaçupeba Mirim (9 $mg.kg^{-1}$ no outono e 16 $mg.kg^{-1}$ no verão), o Balainho (14 $mg.kg^{-1}$ no inverno e 7 $mg.kg^{-1}$ no verão) e o canal Jundiaí-Taiaçupeba (15 $mg.kg^{-1}$ no verão). Os rios que apresentaram concentrações acima do limiar crítico foram o Balainho (18 $mg.kg^{-1}$ no outono e 28 $mg.kg^{-1}$ na primavera) e o Taiaçupeba Mirim (18 $mg.kg^{-1}$ no inverno) (Tabelas 5, 6, 7 e 8) (Gráfico 40).

Em relação à biota, o arsênio é considerado nutriente para os animais (GANONG 1999), mas não o é para as algas (REYNOLDS 1990). Porém, neste estudo, foi observada uma alta concentração deste elemento, ao longo do ano, nas frações fitoplâncton e zooplâncton (Tabelas 1, 2, 3 e 4).

O arsênio deve possuir similaridade química com algum dos micro ou macronutrientes necessários às funções celulares, fazendo do fitoplâncton um bioacumulador e bioconcentrador deste elemento. A maior concentração determinada na fração fitoplâncton ocorreu no outono, com 60 $mg.kg^{-1}$ de arsênio, tendo as Chlorophyceae e Cyanophyceae/Cyanobacteria como representantes de maior densidade. Nesta estação do ano, também foram determinadas as concentrações mais elevadas de arsênio trocável (de fácil disponibilização para a biota na coluna d'água) e de arsênio potencialmente biodisponível, na represa (Tabelas 1, 2, 3, 4 e 13) (Gráfico 36).

Na fração zooplâncton, as concentrações de arsênio apresentaram-se proporcionalmente inferiores às determinadas na fração fitoplâncton, nas estações do outono, primavera e verão. Porém, no inverno, está evidente a biomagnificação de arsênio da fração fitoplâncton (21 $mg.kg^{-1}$) para a fração zooplâncton (30 $mg.kg^{-1}$), com predominância de bosminídeos (Cladocera) (Tabelas 1, 2, 3 e 4) (Gráfico 37). Como os organismos zooplanctônicos possuem uma vida média que varia de 6 a 15 meses (RUPPERT e BARNES 1996), é provável que esta biomagnificação no inverno seja o resultado do consumo de fitoplâncton desde a estação anterior (outono) quando esta comunidade atingiu seus níveis máximos de arsênio (Tabela 1).

A biomagnificação do zooplâncton para os peixes foi observada na primavera, envolvendo as espécies *G. brasiliensis* e *A. fasciatus*. (Gráfico 37). Entre os peixes,

também foi observada a biomagnificação de arsênio de *T. rendalli* para *G. brasiliensis* no inverno e de *A. fasciatus* para *G. brasiliensis* na primavera (Gráficos 38 e 42).

Tanto nas amostras em filés como massa total de peixes, as concentrações mostraram-se acima do limite permitido pela legislação para alimentos de 1,0 $mg.kg^{-1}$ (Portaria nº685/98 do Ministério da Saúde) (Tabelas 1, 2, 3 e 4).

As amostras de *T. rendalli*, de hábito alimentar onívoro, apresentaram concentrações de 1,0 $mg.kg^{-1}$ (filés) e 4,0 $mg.kg^{-1}$ (massa total); *G. brasiliensis*, de hábito alimentar detritívoro, apresentou concentrações de 1,4; 1,9 e 0,8 $mg.kg^{-1}$ (filés) e 3,8; 4,3 e 4,9 $mg.kg^{-1}$ (massa total) e *A. fasciatus*, de hábito alimentar também onívoro, apresentou concentrações de 1,0 e 1,2 $mg.kg^{-1}$ (filés) e 4,3 e 4,6 $mg.kg^{-1}$ (massa total), conforme as épocas em que foram coletados como mostram as Tabelas 1, 2, 3 e 4. Estas espécies estão concentrando grandes quantidades de arsênio tanto na musculatura como nas vísceras, oferecendo um grande risco tanto à saúde humana, como para o restante da cadeia alimentar.

5.6 Sobre o Cádmio

Nas amostras de água de subsuperfície e fundo da represa Taiaçupeba e dos rios, as concentrações de cádmio apresentaram-se abaixo do limite de determinação (0,0033 $mg.L^{-1}$), exceto em água de fundo da represa, no inverno, com 0,005 $mg.L^{-1}$. Mesmo assim, esta concentração foi inferior ao limite estabelecido pela legislação de 0,01 mg. L^{-1} para este elemento (CONAMA nº20/86) (Tabelas 1 a 8).

No ambiente aquático, o cádmio pode ser originário de despejos industriais ou da deterioração de tubos galvanizados. Mesmo em concentrações muito baixas, pode ser responsável por sérias alterações na fisiologia humana e de outros animais, principalmente cânceres de diferentes tipos. Além disto, concentrações de 0,2 $mg.L^{-1}$ de cádmio na água são consideradas tóxicas para alguns peixes (APHA 1992).

Tanto na represa como nos rios, as amostras de cádmio trocável no sedimento mantiveram-se abaixo do limite de determinação (0,017 $mg.L^{-1}$), exceto no outono, na represa, com 0,2 $mg.kg^{-1}$, mesmo assim, inferior ao limite previsto pela EC (1999) de 0,6 $mg.kg^{-1}$ (Tabelas 1 a 8) (Gráfico 26).

Concentrações elevadas de cádmio potencialmente biodisponível no sedimento foram determinadas na represa em todas as estações do ano, superando o limite estabelecido pela legislação (EC 1999) de 0,6 $mg.kg^{-1}$. Ao longo do ano, variaram entre 1 e 2,3 $mg.kg^{-1}$ (Tabelas 1, 2, 3 e 4) (Gráfico 26).

Na bacia foram determinadas concentrações de cádmio potencialmente biodisponível no sedimento em todos os pontos de coleta, em todas as estações do ano. No rio Taiaçupeba Açu, nas estações do outono, inverno e verão as determinações superaram o limite de emergência de 3,5 $mg.kg^{-1}$ de cádmio no sedimento, com 3,7; 4,0 e 3,8 $mg.kg^{-1}$ respectivamente (Tabelas 5, 6 e 8) (Gráfico 26).

Foram determinadas concentrações que excederam o limite da legislação (EC 1999) de 0,6 $mg.kg^{-1}$ para cádmio potencialmente disponível no sedimento nos rios Taiaçupeba Mirim no outono (1,2 $mg.kg^{-1}$) e inverno (2,5 $mg.kg^{-1}$), Balainho no outono (1,8 $mg.kg^{-1}$) e inverno (1,5 $mg.kg^{-1}$), Taiaçupeba Açu na primavera (2,9 $mg.kg^{-1}$) e Canal Jundiaí-Taiaçupeba no verão (1,4 $mg.kg^{-1}$) (Tabelas 5, 6, 7 e 8) (Gráfico 26).

Concentrações de cádmio abaixo do limite de determinação nas amostras de água (<0,0033 $mg.L^{-1}$) e de cádmio trocável no sedimento (<0,017 $mg.L^{-1}$), tanto na represa como na bacia, sugerem uma cinética mais rápida deste elemento na complexação estável com os sítios das argilas ou com ácidos fúlvicos e húmicos.

O cádmio não é considerado nutriente para nenhum ser vivo (REYNOLDS 1990; GANONG 1999), porém foi observada a bioconcentração deste elemento nos organismos planctônicos, principalmente no fitoplâncton, com determinações de 0,7 a 3,4 $mg.kg^{-1}$ (Gráfico 33). Esta última, a concentração mais elevada, correspondeu ao inverno, com abundância de algas da classe Chlorophyceae (Tabelas 1, 2, 3, 4 e 14). Como o cádmio apresenta similaridade química com o zinco e, em organismos multicelulares o cádmio é transportado preferencialmente ao zinco, podemos inferir que o mesmo ocorre com as microalgas.

A fração zooplâncton apresentou concentrações proporcionalmente inferiores às da fração fitoplâncton, não ocorrendo a biomagnificação deste elemento em nenhuma estação do ano (Tabelas 1, 2, 3, 4).

A biomagnificação do zooplâncton para os peixes não foi observada, mas estes apresentaram concentrações de cádmio principalmente em amostras de peixes detritívoros, em filés e massa total, porém todas abaixo do limite da legislação para alimentos de 1 $mg.kg^{-1}$, segundo a Portaria nº685/98 do Ministério da Saúde (Tabelas 1, 2, 3, 4) (Gráficos 7, 10, 13 e 16) .

Nas amostras de peixes em filés, caracterizada como alimento para seres humanos, somente *G. brasiliensis* (detritívoro) apresentou concentrações de 0,06 mg. kg^{-1} na primavera (Tabela 3). Na mesma represa, MILANI (2000) determinou concentrações inferiores a 0,06 $mg.kg^{-1}$ na musculatura de peixes, ao longo do ano.

Nas amostras com massa total de peixe, *T. rendalli* (onívoro) apresentou concentrações de 0,1 $mg.kg^{-1}$ no outono, *A. fasciatus* (onívoro) apresentou determinações de 0,07 $mg.kg^{-1}$ na primavera e *G. brasiliensis* apresentou concentrações de 0,06 e 0,08 $mg.kg^{-1}$ na primavera e verão respectivamente, valores estes bem inferiores ao limite exigido pela legislação (Tabelas 1, 3 e 4).

5.7 Sobre o Chumbo

Segundo APHA (1992), este metal, altamente nocivo e acumulativo, é encontrado em águas naturais em concentrações próximas de 0,005 $mg.L^{-1}$), porém em águas para abastecimento público, estas concentrações podem elevar-se, provenientes de despejos de indústrias, despejos de fundições, minas ou pela dissolução de soldas antigas.

Durante o período de coletas, este elemento foi determinado com freqüência na represa e nos rios, porém em concentrações sempre inferiores ao limite estabelecido pela legislação para águas naturais de 0,05 $mg.L^{-1}$ (CONAMA nº20/86) em todos os ambientes estudados (Tabelas 1 a 8).

Na represa, as concentrações mais elevadas de chumbo foram determinadas na primavera, em água de fundo (0,03 $mg.L^{-1}$) e no verão, na subsuperfície (0,02 $mg.L^{-1}$). Nos rios, as concentrações não ultrapassaram as da represa e as mais elevadas foram determinadas no rio Taiaçupeba Açu, no verão (0,03 $mg.L^{-1}$) (Tabelas 1 a 8) (Gráficos 2, 3 e 4).

A contaminação do sedimento mostrou-se mais acentuada no rio Taiaçupeba Mirim nas estações do outono e inverno, ambas com 1 $mg.kg^{-1}$ de chumbo trocável, porém abaixo do limite estabelecido pela legislação de 35 $mg.kg^{-1}$ (EC 1999) (Gráfico 21). Para o chumbo potencialmente biodisponível no sedimento, este mesmo rio apresentou uma concentração crítica que excedeu o limite previsto, com 38 $mg.kg^{-1}$, na estação do inverno. O rio Taiaçupeba Açu também apresentou uma concentração elevada de chumbo potencialmente biodisponível, com de 21 $mg.kg^{-1}$, no verão (Tabelas 5, 6, 7 e 8) (Gráfico 27).

No sedimento da represa foram determinadas concentrações de chumbo trocável superiores às dos rios nas estações do outono (1,3 $mg.kg^{-1}$) e da primavera (2,6 $mg.kg^{-1}$) (Gráfico 21). Tanto as concentrações de chumbo trocável como de chumbo potencialmente disponível, na represa, mostraram-se inferiores ao limite da legislação, pois as determinações deste último não ultrapassaram 12 $mg.kg^{-1}$ nas quatro estações do ano (Tabelas 1, 2, 3, 4) (Gráfico 27).

Assim como o alumínio, cromo, arsênio e cádmio, o chumbo também não é um nutriente para algas fitoplanctônicas (REYNOLDS 1990). Mesmo assim, houve uma bioacumulação e bioconcentração elevadas nesta comunidade sobretudo nas estações do outono (58 $mg.kg^{-1}$), do inverno (33 $mg.kg^{-1}$) e da primavera (32 $mg.kg^{-1}$), épocas do ano em que as concentrações de chumbo trocável no sedimento, que se disponibilizam facilmente para a coluna d'água, foram as mais elevadas (de 0,8 a 2,6 $mg.kg^{-1}$) (Tabelas 1, 2, 3, 4) (Gráfico 34). Nestas estações, houve a maior densidade de algas das classes Chlorophyceae (outono e inverno) e Cyanophyceae/Cyanobacteria (primavera) (Tabelas 13, 14 e 15).

Conforme GANONG (1999), o chumbo também não é nutriente para animais, tanto quanto alumínio e cádmio. Foi determinada uma elevada bioconcentração deste metal na fração zooplâncton, sem que fosse observada a biomagnificação deste elemento, em nenhuma das estações do ano.

As maiores quantidades de chumbo na comunidade zooplanctônica foram determinadas no outono e inverno (14 e 23 $mg.kg^{-1}$, respectivamente), correspondendo a

predominância de cladóceros bosminídeos em ambas estações (Tabelas 1 e 2) (Gráficos 5 e 9).

No outono e inverno, as elevadas concentrações de chumbo no zooplâncton corresponderam às altas concentrações deste elemento no fitoplâncton, pois as classes de algas dominantes e abundantes nestas estações (Chlorophyceae) tratavam-se das preferências alimentares dos organismos zooplanctônicos. Porém, na primavera, esta proporção não foi observada, ou seja, o zooplâncton apresentou concentrações de chumbo bem menores que a do fitoplâncton, sugerindo que houve uma influência do ciclo de vida dos animais, adsorção do metal à superfície corporal ou uma diminuição da densidade de algas das quais se alimentam, pois a maior densidade quantificada nesta estação foi de Cyanophyceae/Cyanobacteria, de caráter impalatável (Tabelas 1, 2, 3, 13, 14 e 15).

As amostras de peixes em filés apresentaram concentrações diferentes, dependendo da espécie de peixe, de seu hábito alimentar e da época do ano. Em *A. fasciatus* (onívoro), na primavera, as concentrações de chumbo (1,5 $mg.kg^{-1}$) chegaram próximo ao limite imposto pela legislação para alimentos de consumo humano de 2 $mg.kg^{-1}$, segundo a Portaria nº685/98 do Ministério da Saúde(Tabela 3). Filés de *G. brasiliensis* (detritívoro), no inverno, apresentaram concentrações que não oferecem riscos à saúde humana (0,1 $mg.kg^{-1}$), bem como as outras espécies de peixe estudadas, cujas determinações mantiveram-se abaixo do limite de determinação (0,007 $mg.L^{-1}$) (Tabela 2).

MILANI (2000) determinou concentrações de chumbo acima dos limites legais na musculatura de *T. rendalli* (9,6 $mg.kg^{-1}$) e *G. brasiliensis* (2,4 $mg.kg^{-1}$) nesta mesma represa.

Nas amostras de massa total de peixe, caracterizados como alimento para outros organismos da rede trófica deste ecossistema, as concentrações de chumbo mostraram-se muito próximas ao limite da legislação, com 1,8 $mg.kg^{-1}$ em *T. rendalli* (onívoro), 1,4 $mg.kg^{-1}$ em *G. brasiliensis*, ambos no inverno e 1,6 e 1,5 $mg.kg^{-1}$ em *A. fasciatus*, na primavera e verão, respectivamente. Estas foram as concentrações mais elevadas determinadas em peixe íntegro ao longo do ano; em *T. rendalli* (outono) e *G.*

brasiliensis (primavera), as determinações foram inferiores a 0,8 $mg.kg^{-1}$ (Tabelas 1, 2, 3 e 4) (Gráficos 5, 9, 12 e 16).

6 CONCLUSÕES

No presente trabalho, observamos que o fitoplâncton é capaz de bioconcentrar outros elementos além dos nutrientes essenciais ao funcionamento de suas atividades celulares, como o Al, Cr, As, Cd e Pb e em quantidades extremamente elevadas.

Podemos apontar, portanto, o fitoplâncton como um bioconcentrador potencial de elementos, exercendo uma função de "limpeza" do ambiente, podendo ser utilizado como um filtro biológico de poluentes em corpos d'água, considerando-se também a possibilidade de sua remoção mecânica.

A questão da biomagnificação dos elementos deve ser revista com cuidado, pois em ambientes naturais, sua ocorrência é relativa. É dependente do tipo de comunidade, de seus aspectos intrínsecos que envolvem os ciclos de vida dos organismos, dos níveis tróficos observados, das variáveis ambientais e, conseqüentemente, da estação do ano, que podem, sinergicamente, provocar ou retardar a biomagnificação. Durante as coletas neste trabalho, houve um período de seca muito agressiva que baixou drasticamente o nível da represa, fato que pode ter interferido na sobrevida dos organismos e por conseqüência, na biomagnificação dos metais.

Neste trabalho foi observada a biomagnificação dos elementos alumínio, cromo, cobre, zinco e arsênio. Alumínio e arsênio biomagnificaram da comunidade fitoplanctônica para a zooplanctônica. Também ocorreu a biomagnificação do arsênio, da comunidade zooplanctônica para peixes onívoros e detritívoros. E entre os peixes, de onívoro para detritívoro, houve a biomagnificação de cromo, cobre, zinco e arsênio.

A biomagnificação simultânea de outros elementos, em todas as estações do ano, não foi observada em função dos fatores sinérgicos ambientais e biológicos anteriormente discutidos, apesar das elevadas concentrações de todos os metais e arsênio determinadas nos diversos níveis de trofia.

As concentrações de alumínio na água da represa e do rio Taiaçupeba Açu ultrapassaram os limites da legislação vigente.

O sedimento da represa e de todos os rios estudados apresentaram concentrações de arsênio e cádmio acima dos limites da legislação e elevadíssimas concentrações de

alumínio, para o qual não há parâmetros legais de comparação, mas seus efeitos foram observados no processo de biomagnificação da biota, sobretudo nos primeiros níveis da rede trófica.

No rio Taiaçupeba Açu, o sedimento apresentou contaminação por cromo e cobre. O rio Taiaçupeba Mirim apresentou contaminação no sedimento por cobre, zinco e chumbo, estes dois últimos confirmando a influência das indústrias poluidoras da região. E, o sedimento da represa apresentou contaminação por cobre e zinco.

Todos os elementos contaminantes da bacia do Taiaçupeba Açu biomagnificaram na biota da represa, exceto o chumbo e cádmio.

O alumínio é um elemento naturalmente abundante, presente na composição do solo que predomina no entorno da bacia. Por outro lado, a problemática desta localidade está relacionada às indústrias que lançam efluentes com metais e, no entorno da bacia e represa existem áreas de agricultura, cujos fertilizantes constituem uma fonte difusa de dispersão de metais.

Uma forma de evitar o arraste natural de arsênio e metais para a água, através do escoamento superficial, seria a revegetação do entorno dos cursos d'água e da represa, minimizando a erosão e atuando como barreira de contenção tanto de materiais orgânicos como inorgânicos.

A contaminação da represa pelos rios deve-se à composição granulométrica do sedimento da bacia que é predominantemente formado por areias fina e muito fina, facilmente carreadas pelos sistemas de correntes, enquanto que o sedimento da represa é composto predominantemente por silte e argila, cujos grãos têm maior capacidade de quelação e adsorção de metais. A represa, portanto, passa a ser um repositório destes elementos e que influenciam fortemente a biota.

O comportamento do cromo e cádmio sugerem uma cinética muito rápida de interação com o sedimento, aderindo-se aos sítios das argilas ou complexando-se com ácidos húmicos e fúlvicos, pois estes metais quase não foram determinados na água, mas apresentaram níveis preocupantes no sedimento. A complexação do cromo com o sedimento parece ser estável, pois não foi determinado nas amostras que envolveram o processo de extração a frio (metais trocáveis) mas apresentaram elevadas concentrações

nas amostras cuja abertura foi realizada a quente (potencialmente biodisponível). A mesma conclusão pode ser aplicada ao cádmio.

Os outros elementos apresentaram um comportamento que sugere uma cinética mais lenta e complexações lábeis, pois apresentaram-se nas amostras de água e de sedimento com abertura a frio.

A pouca ou nenhuma diferença de temperatura da água de superfície e fundo no reservatório aliada à pouca profundidade e incidência de ventos fortes o ano todo, são propícios para estabelecer uma circulação contínua da água, proporcionando a ressuspensão de materiais do fundo para a coluna d'água, facilitando a absorção ou adsorção pela biota.

Analisando o dendrograma pelo método de Ward, das estações do ano, pudemos observar que todos os elementos estudados apresentaram ótima correlação entre si (95%) e baixa correlação com as variáveis ambientais (75 - 81%) (Figura 17). Isto pode ser um indicativo de que a presença ou o comportamento dos elementos no ambiente deve-se à atividades antrópicas e não às condições naturais do ecossistema.

Nesta pesquisa também foi observada a contaminação por metais em peixes consumidos pela população dos arredores da represa, que apresentaram elevadas concentrações, sobretudo de cromo, zinco, arsênio e chumbo, acima dos limites permitidos pela legislação para alimentos de consumo humano, determinados tanto na musculatura como inteiros. Podemos considerar um efeito sinérgico de contaminação por metais tanto de origem pontual pelas indústrias, como difusa pela agricultura.

Ficou patente neste trabalho a elevada contaminação por alumínio no ambiente aquático. A Resolução CONAMA nº20/86 estabeleceu o limite para este elemento na água bruta, como para os outros metais aqui contemplados. Porém, a ausência de limites legais brasileiros para alumínio em sedimento e alimentos para consumo humano impedem ações mais efetivas no monitoramento e controle ambientais. É premente a necessidade de implantação de novas políticas públicas atualizadas e eficientes, tomando como base as recentes pesquisas, que priorizem o equilíbrio ecológico aquático e a saúde e o bem-estar humanos.

7 RECOMENDAÇÕES

Como sugestões para futuras atividades de pesquisa na bacia do Taiaçupeba Açu e represa Taiaçupeba, recomendamos os trabalhos abaixo para que se complementem as informações acerca dos metais nestes ambientes.

- Estudo hidrológico de vazão dos tributários e conseqüente carga de poluentes, sobretudo metais, para que possa ser estabelecida a contaminação real dos rios e sua influência sobre a represa.

- Estudo da especiação de cada um dos metais tanto na represa como nos rios.

- Estudo dos hábitos alimentares dos diferentes do zooplâncton e peixes que compõem a rede trófica da represa, com análise do conteúdo estomacal dos animais de diferentes grupos e espécies.

- Bioensaio envolvendo os grupos predominantes de microalgas da represa, potenciais bioconcentradores e diferentes metais potencialmente tóxicos diferentes condições de luz, simulando a radiação nas quatro estações do ano.

- Determinação a concentração de diferentes metais em diferentes partes estruturais do corpo de peixes, zooplâncton e algas da represa e dos rios.

- Determinação diferentes metais em outros organismos da rede trófica, como animais epibênticos, meiofauna, macrófitas flutuantes, macrófitas enraizadas aéreas e submersas na represa e nos rios.

- Levantamento atual das indústrias potencialmente poluidoras às margens dos rios.

- Estudo sobre metais nas fontes pontuais de poluentes nos tributários.

- Avaliação comparativa dos metais em relação aos parâmetros físicos e químicos encontrados na água.

- Estudo comparativo dos metais em relação aos parâmetros físicos e químicos encontrados no sedimento.

- Análise do estado de trofia da represa em relação à diversidade fitoplanctônica.

- Avaliação espaço-temporal freqüente da abundância e dominância de espécies fitoplanctônicas, para a compreensão da sucessão destas espécies.

8 REFERÊNCIAS

1. Almeida OP. Biologia molecular da doença de Alzheimer: uma luz no fim do túnel? **Rev Ass Med Brasil** 1997; 43(1): 77-81.

2. APHA. American Public Health Association. **Standard methods for the examination of water and wastewater.** Washington (DC): APHA; 1985.

3. APHA. American Public Health Association. **Standard methods for the examination of water and wastewater.** Washington (DC): APHA; 1992.

4. Baumgarten MGZ, Klein AHF, Niencheski LF. Níveis de cobre, zinco e chumbo dissolvidos na Lagoa dos Patos (RS). In: **Anais do II Simpósio de Ecossistemas da Costa Sul e Sudeste Brasileira: Estrutura, Função e Manejo;** 1990.p.117.

5. CGE. Compagnie Genérále des Eaux; 1994. In: Proposta técnica. Prime Engenharia/Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo. São Paulo, 17 abr. 2000.

6. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resoluções CONAMA, de 1984-86: dispõe sobre os limites ou condições estabelecidas para águas. **Diário Oficial da União**, Brasília-DF, 30 jul. 1986. Artigos 4°. e 5°, p. 74.

7. Czerczak S. **Arsine: human health aspects**. Geneva: WHO; 2002.

8. Davies DC. **Alzheimer's disease: towards an understanding of the aetiology and pathogenesis.** John Libbey & Company Ltd. England; 1989.

9. Environment Canada EC. Sediment Quality Guidelines; 1999.

10. Esteves FA. **Fundamentos de limnologia.** Rio de Janeiro: Interciência/FINEP;1988.

11. Ganong WF. Fisiologia médica. 19 ed. Rio de Janeiro: McGraw Hill; 1999.

12. Fletcher WK. Aspects of exploration geochemistry in Southeast Asia: soils, sediments and potential for anthropogenic effects. **Journal of Geochemical Exploration**. 1996; 57:31-43.

13. Kaggwa RC, Mulalelo CI, Denny P, Okurut TO. The impact of alum discharges on a natural tropical wetland in Uganda. **Wat. Res.** 2001; 35 (3):795-807.

14. Karver RE. **Procedures in sedimentary petrology.** New York: Wiley Intercience; 1971.

15. Kausch H, Lampert W. Algae and water pollution. **Arch Hydrobiol, Beih, Ergebn Limnol.** 1994; 42:32-97.

16. Klöppel H, Fliedner A, Kördel W. Behaviour and ecotoxicology of aluminium in soil and water - review of the scientific literature. **Chem.** 1997; 35(1/2):353-363.

17. Leszczynska K. The accumulation of Cd, Pb and Cu in the aquatic food chains in three lakes differing in the trophic conditions. **Verh int Ver Limnol.** 1997; 26:517-519.

18. Li Y, Xue H. Determination of Cr(III) and Cr(VI) species in natural waters by catalytic cathodic stripping voltammetry. **Analytica Chimica Acta** 2001; 448:121-134.

19. Lobo E, Leighton G. Estructuras comunitarias de las fitocenosis planctonicas de los sistemas de desembocaduras de rios y esteros de la zona central de Chile. **Rev. Biol. Mar.** 1986; 22(1):1-29.

20. Lorenzen CJ. Determination of chlorophyll and cell-pigments: spectrophotometric equations. **Limnol. Oceanogr.** 1967; 12:343-346.

21. Mackay D, Fraser A. Bioaccumulation of persistent organic chemicals: mechanisms and models. **Env. Pollut.** 2000; 110:375-391.

22. Marker AFH, Nusch H, Rai H, Rieman B. The measurement of photosynthetic pigments in freshwaters and standartization of methods: conclusion and recomendations. **Arch. Hydrobiol. Beihj.** 1980; 14:91-106.

23. Milani GM. **Estudo da contaminação pelos metais Cu, Pb, Cd e Zn na rede trófica dos reservatórios de Taiaçupeba e do Parque Ecológico do Tietê, SP.** São Paulo; 2000. [Dissertação de Mestrado - Faculdade de Saúde Pública da USP].

24. Mohamed AE, Awadallah RM, Gaber SA. Chemical and ecological studies on Tilapia nilotica. **J. Water SA.** 1990; 16(2):131-134.

25. Moiseenko TI, Kudryavtseva LP. Trace metal accumulation and fish pathologies in areas affected by mining and metallurgical enterprises in the Kola Region, Russia. **Env. Pollut.** 2001; 114:285-297.

26. Mudrock A, McKnight SD. **Handbook of technic acquatic sediments sampling**. Boca Raton (USA): CRC Press, 1991.

27. Müller M, Anke M, Illing-Günter H. Aluminium in foodstuffs. **Food Chemistry** 1998; 61(4):419-428.

28. Nitrini R, Bacheschi LA. **A neurologia que todo médico deve saber**. São Paulo: Atheneu, 2003.

29. Pennak RW. Freshwater invertebrates of the United States. New York: The Ronald Press Company. 1953. 409p.

30. Ranau R, Oehlenschläger J, Steinhart H. Aluminium levels of fish fillets baked and grilled in aluminium foil. **Food Chemistry** 2001; 73:1-6.

31. Rashed MN. Monitoring of environmental heavy metals in fish from Nasser Lake. **Environmental International** 2001; 27:27-33.

32. Reisberg B. **Alzheimer's disease.** The Free Press, New York; 1983.

33. Reynolds CS. **The ecology of freshwater phytoplankton.** New York: Cambridge University Press; 1990.

34. Ros J. **Prácticas de ecologia.** Barcelona: Omega; 1979.

35. Ruppert EE, Barnes RD. Zoologia dos invertebrados. 6 ed. São Paulo: Roca. 1996.

36. SABESP-Gutierrez. Terceira reuniãoanual. **Rel. Int. SABESP.** 1995.

37. SABESP-Gutierrez. Quarto relatório anual. **Rel. Int. SABESP.** 1996.

38. Sartory DP, Grobbellaar JU. Extraction of chlorophyll-*a* from freshwater phytoplankton for spectrophotometric analysis. **Hydrobiologia** 1984; 114:177-187.

39. Sin SN, Chua H, Lo W, Ng LM. Assessment of heavy metal cation in sediments of Shing Mun river, Hong Kong. **Environmental International** 2001; 26:297-301.

40. SPSS Inc., 1993. SPSS for windows – professional statistics – release 6.0.

41. Stumm W, Morgan JJ. **Aquatic chemistry: chemical equilibria and rates in natural waters.** Wiley, New York; 1996.

42. Tsai LJ, Yu KC, Chang JS, Ho ST. Fractionation of heavy metals in sediment cores from the Ell-Ren river, Taiwan. **Wat. Sci Tech.** 1998; 37(6-7):217-224.

43. UNEP.United Nations Environment Programme. **Reference methods for marine pollution studies**. n°. 12 rev. 2. UNEP; 1991.

44. Waalkes MP. **Cadmium carcinogenesis in review.** Journal of Inorganic Biochemistry. 2000; 79:241-244.

45. Weber CI. **Biological field and laboratory methods for measuring the quality of surface waters and effluents.** National Environmental Research Center, Cincinnati; 1973.

46. Wetzel RG. **Limnology.** Saunders College Publishing, Philadelphia; 1983.

47. WHO. World Health Organisation. Toxicological evaluation of certain food additives and contaminants. **Foods Additives Series**. 1989; 24:116-117.

48. Zatta P, Lucchini R, van Rensburg SJ, Taylor A. The role of metals in neurodegenerative processes: aluminum, manganese, and zinc. **Brain Research Bulletin**. 2003; 62(1):15-28.

BIBLIOGRAFIA COMPLEMENTAR

1. Bryan GW, Langston WJ. Bioavailability, accumulation and effects of heavy metals in sediments with special reference to the United Kingdom: a review. **Env. Pollut.** 1992; 76:89-31.

2. Chaisemartin C. Natural adaptation to fertilizers containing heavy metals of healthy and contaminated populations of *Austropotamobius pailipes* (LE). **Hydrobiology** 1983; 17:229-40.

3. Chen CY, Stemberger RS, Klaue B, Blum JD, Pickhardt, PC, Folt CL. Accumulation of heavy metals in food web components across a gradient of lakes. **Limnol. Oceanogr.** 2000; 45(7):1525-1536.

4. Cronan CS, Driscoll CT. A comparative analysis of aluminium biogeochemistry in a northeastern and southeastern forest watershed. **Water Resources Research**. 1990; 26:1413-1430.

5. Deniseger J, Erickson LJ, Austin A, Roch M, Clark MJR. The effects of decreasing heavy metal concentrations on the biota of Buttle Lake, Vancouver Island, British Columbia. **Wat Res**. 1990; 24(4):403-416.

6. Eysink JG, Boldrini CV, Martins MC. **Avaliação preliminar da contaminação por metais pesados na água, sedimento e organismos aquáticos do rio Cubatão, SP**. Rel Téc CETESB. São Paulo; 1989.

7. Fichet D, Boucher G, Radenac G, Miramand P. Concentration and mobilisation of Cd, Cu, Pb and Zn by meiofauna populations living in harbour sediment: their role in the heavy metal flux from sediment to food web. **Sci total Environment** 1999; 243/244:263-272.

8. Förstner U, Wittmann GTW. **Metal pollution in the aquatic environment.** Springer-Verlag. Berlin; 1981.

9. Golimowski J, Merks AGA, Valenta P. Trends in heavy metal levels in the dissolved and particulate phase in the dutch Rhine-Meuse (MAAS) Delta. **Sci total Environment** 1990; 92:113-127.

10. Guanzon N, Nakahara H, Nishimura K. Accumulation of copper, zinc, cadmium, and their combinations by three freshwater microalgae. **Fish Sci.** 1995; 61(1):149-156.

11. Gundacker C. Comparison of heavy metal bioaccumulation in freshwater molluscs of urban river habitats in Vienna. **Env. Pollut.** 2000; 110:61-71.

12. Haag I, Kern U, Westrich B. Erosion investigation and sediment quality measurements for a comprehensive risk assessment of contaminated aquatic sediments. **Sci total Environment**. 2001; 266:249-257.

13. Hall J, Healey FP, Robinson GGC. The interaction of chronic copper toxicity with nutrient limitation of two chlorophytes in batch culture. **Aquat. Toxicol.** 1989; 14: 1-14.

14. Joshi H, Shishodia SK, Kumar SN, Saikia DK, Nauriyal BP, Mathur RP, Pande PK, Mathur BS, Puri N. Ecosystem studies on upper region of Ganga river, India. **Environ Monit Assess.** 1995; 35(3):181-206.

15. Karadede H, Ünlü E. Concentrations of some heavy metals in water, sediment and fish species from the Atatürk Dam Lake (Euphrates), Turkey. **Chem.** 2000; 41: 1371-1376.

16. Kerrison PH, Annoni D, Zarini S, Ravera O, Moss B. Effects of low concentrations of heavy metals on plankton community dynamics in a small, shallow, fertile lake. **J Plankt Res.** 1988; 10(4):779-812.

17. Liu XJ, Ni IH, Wang WX. Trophic transfer of heavy metals from freshwater zooplankton *Daphnia magna* to zebrafish *Danio reiro*. **Wat. Res.** 2002; 36(18):4563-4569.

18. MacPhee C. Bioassay of algal production in chemically altered waters. **Limnol Oceanogr.** 1961; 6(4):416-422.

19. Markert B, Pedrozo F, Geller W, Friese K, Korhammer S, Baffico G, Díaz M, Wölfl S. A contribution to the study of the heavy-metal and nutritional element status of some lakes in the southern Andes of Patagonia (Argentina). **Sci total Environment** 1997; 206:1-15.

20. Meybeck M, Chapman D, Helmer R. **Global fresh water quality: a first assessment.** Blackwell Reference, Oxford; 1989.

21. Moore JW, Ramamoorthy S. **Heavy metals in natural waters: applied monitoring and impact assessment.** Springer-Verlag, New York; 1984.

22. Navas-Pereira D, Helcias BP, Piva SAE. **Relatório sobre ocorrência de mortandade de peixes no lago da administração do Parque Ecológico da Zona Leste, São Paulo**. Rel Téc CETESB. São Paulo;1983. (CETESB – Projeto: Atendimento a Situações Emergenciais).

23. Pinto-Coelho RM, Grecco MB. Metais pesados em organismos zooplanctônicos e macrófitas aquáticas no reservatório da Pampulha, Belo Horizonte, M.G. In: **Anais do Congresso Brasileiro de Limnologia;** São Carlos; 1997. v 6, p.117.

24. Prahalad AK, Seenayya G. Physico-chemical interactions and bioconcentration of zinc and lead in the industrially polluted Husainsagar Lake, Hyderabad, India. **Environ. Pollut.** 1989; 58:139-154.

25. Rai LC, Gaur JP, Kumar HD. Phycology and heavy-metal pollution. **Bio. Rev. Cambr. Philos. Soc.** 1981; 56:99-151.

26. Revis NJP, Merks AGA, Valenta P, Ruetzel H. Heavy metal uptake by plankton and other seston particles. **Chem Spec Bioavail.** 1989; 1(1):31-37.

27. Sunda WG, Huntsman AS. Processes regulating cellular metal accumulation and physiological effects: Phytoplankton as model systems. **Sci total Environment** 1998; 219:165-181.

28. Wen X, Allen HE. Mobilisation of heavy metals from Le An River sediment. **Sci total Environment** 1999; 227:101-108.

29. Woo PTK, Sin YM, Wong MK. The effects of short-term acute cadmium exposure on blue tilapia, *Oreochromis aureus*. **Environ. Biol. Fish.** 1993; 37:67-74.

ANEXO 1

Figura 1: Entorno do rio Taiaçupeba Mirim, 2001.

Figura 2: Entorno da Bacia do Taiaçupeba Açu, 2001.

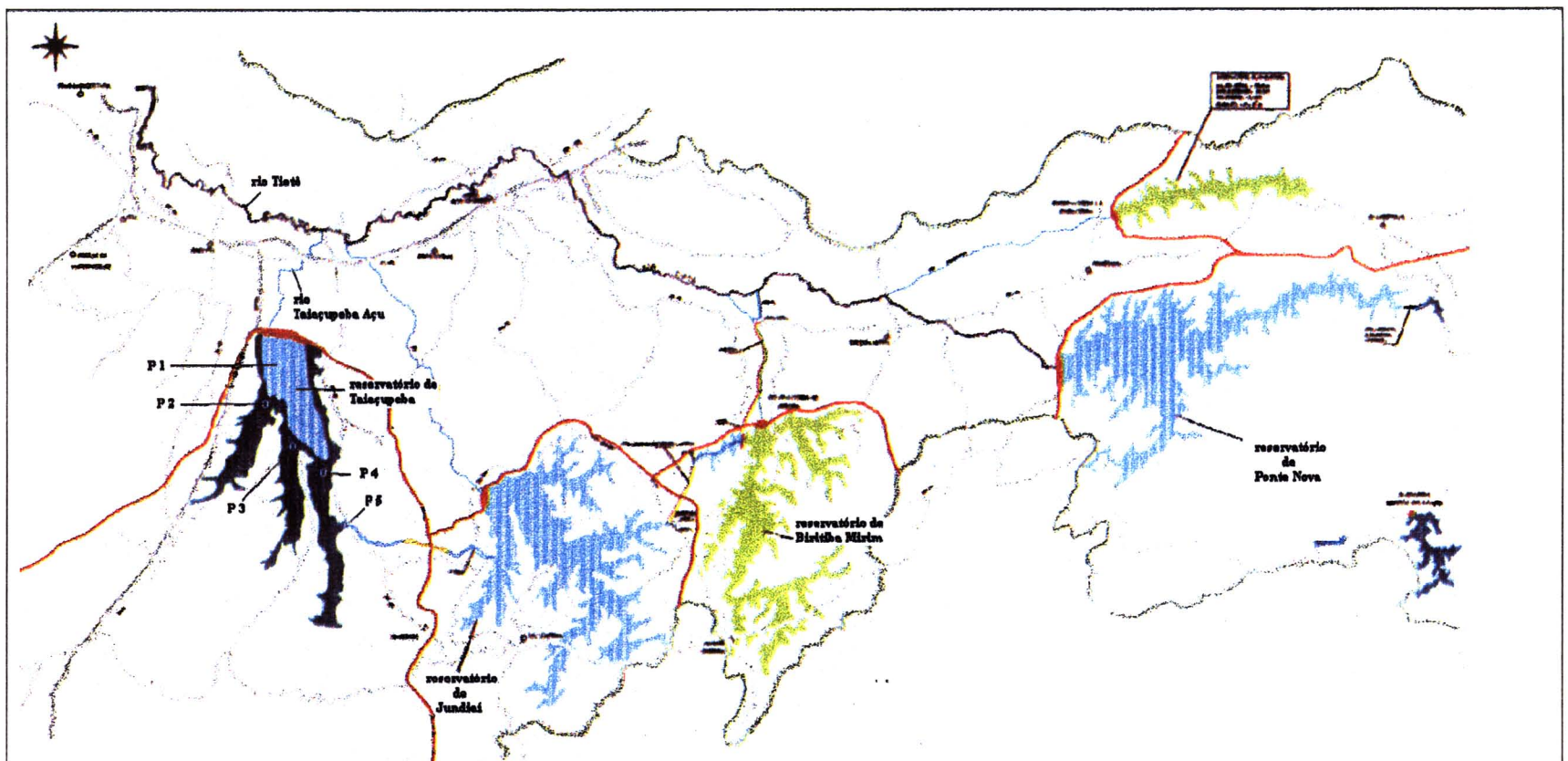

Figura 3: Pontos de amostragem no reservatório de Taiaçupeba (P1) e nos rios Taiaçupeba Mirim (P2), Balainho (P3), Taiaçupeba Açu (P4) e Canal Jundiaí-Taiaçupeba (P5).

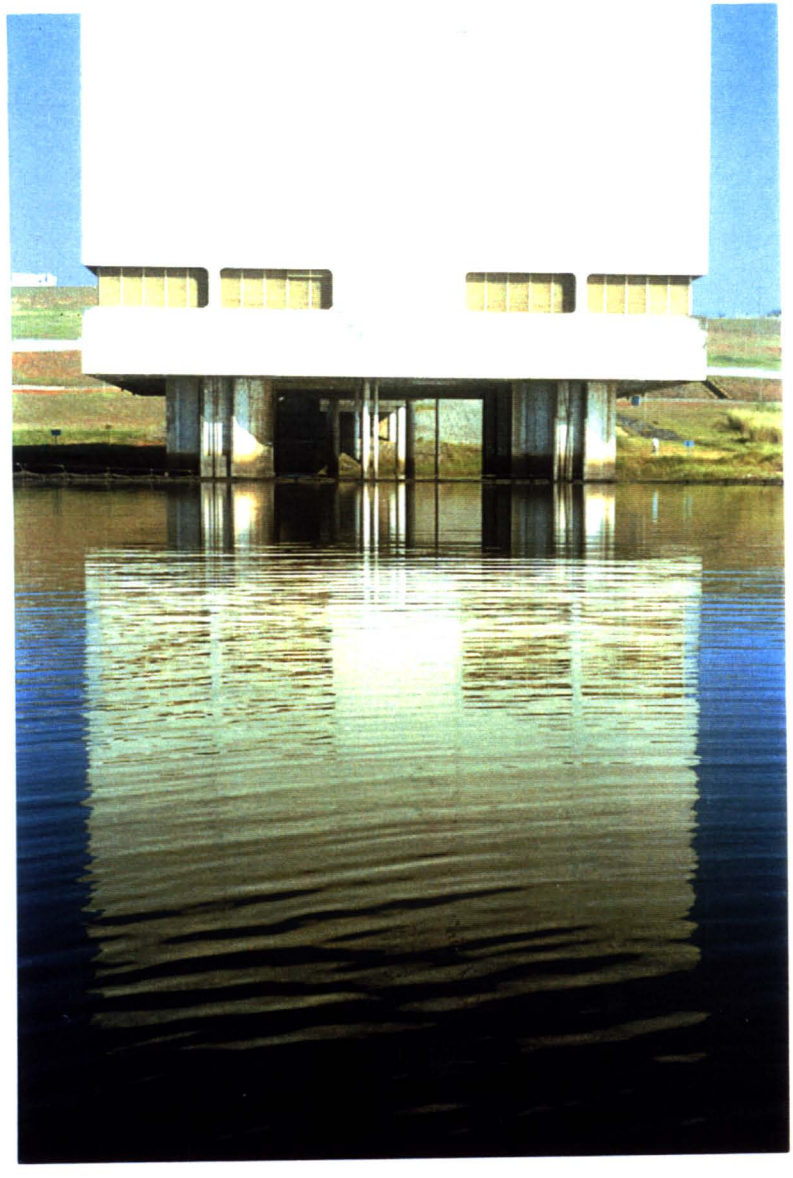

Figura 4: Ponto de coletas na represa (P1), em frente à captação da ETA Taiaçupeba (SABESP), 2001.

Figura 5: Ponto de coletas no rio Taiaçupeba Mirim (P2), 2001.

Figura 6: Ponto de coletas no rio Balainho (P3), 2001.

Figura 7: Ponto de coletas no rio Taiaçupeba Açu (P4), 2001.

Figura 8: Ponto de coletas do canal Jundiaí-Taiaçupeba (P5), 2001.

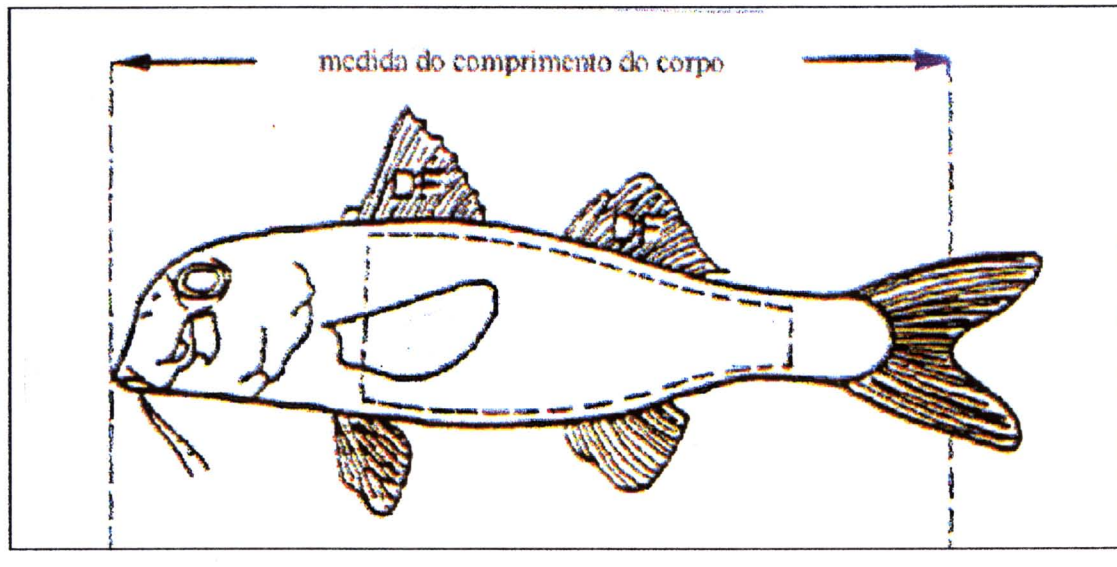

Figura 9: Representação das linhas de dissecção para a remoção da musculatura em peixes. UNEP, 1991.

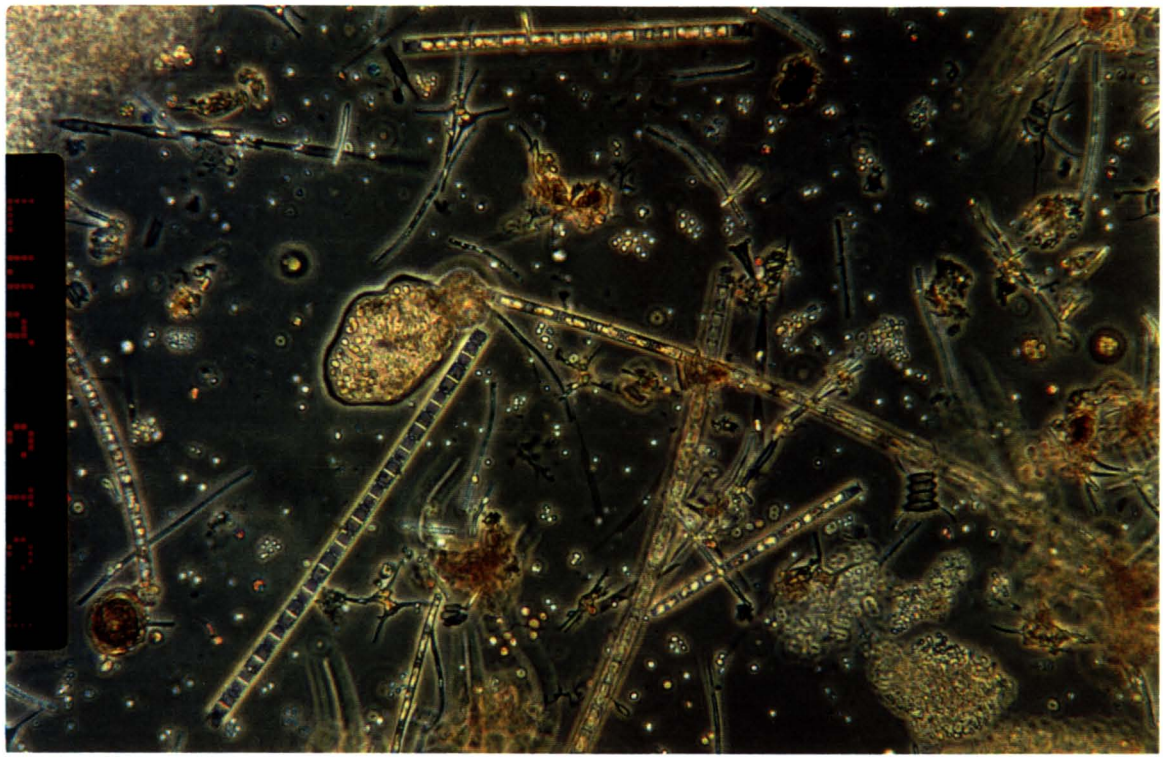

Figura 10: Fitoplâncton da represa Taiaçupeba, aumento 100x, outono, 2001.

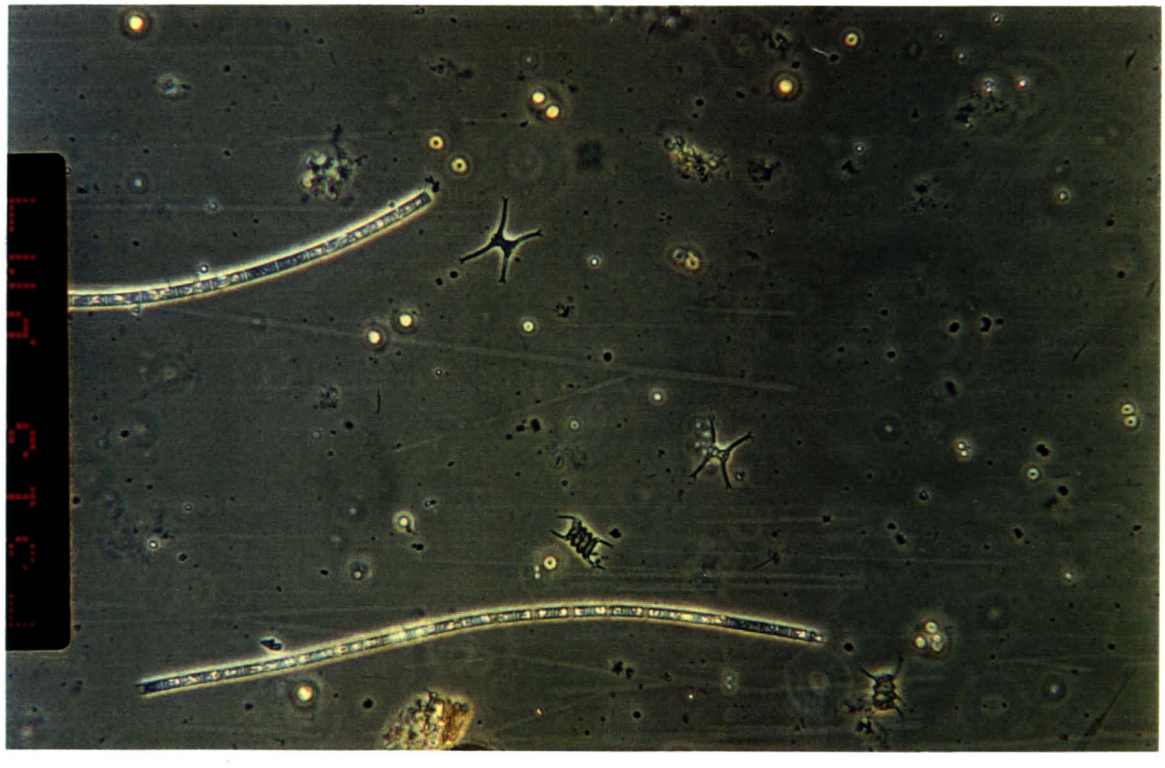

Figura 11: Fitoplâncton da represa Taiaçupeba, aumento 100x, inverno, 2001.

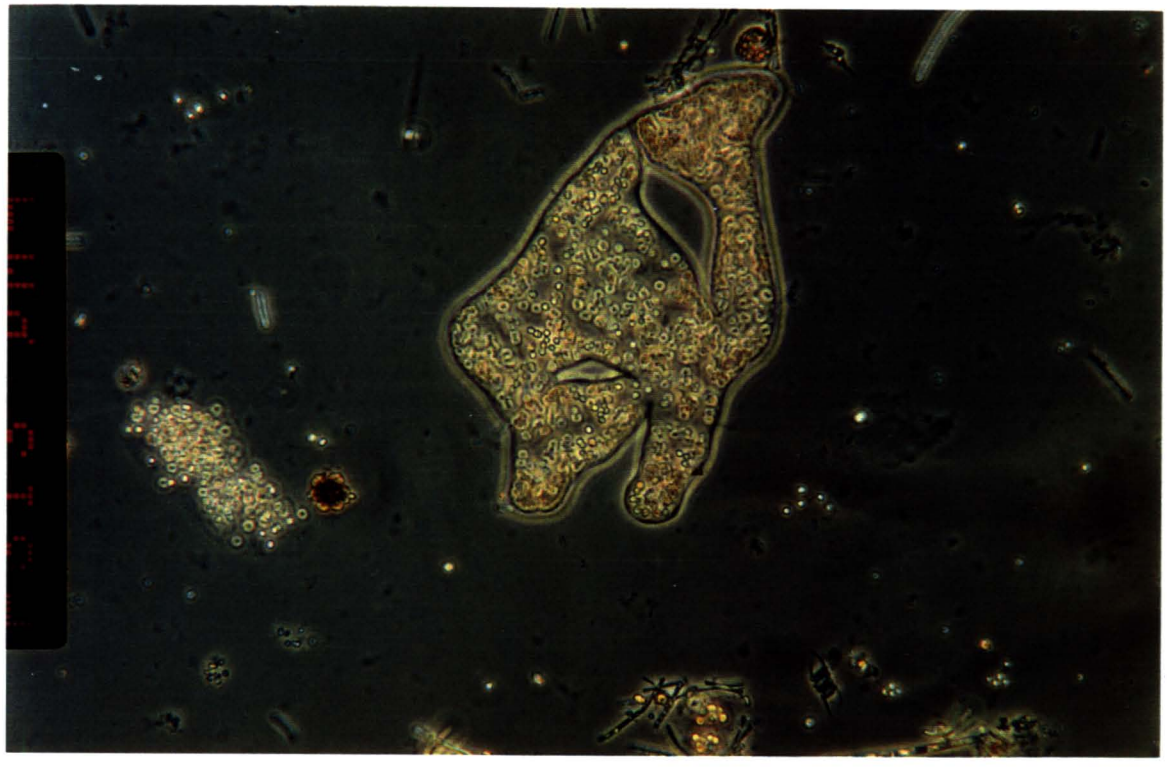

Figura 12: Fitoplâncton da represa Taiaçupeba (*Microcystis* sp ao centro), aumento 100x, primavera, 2001.

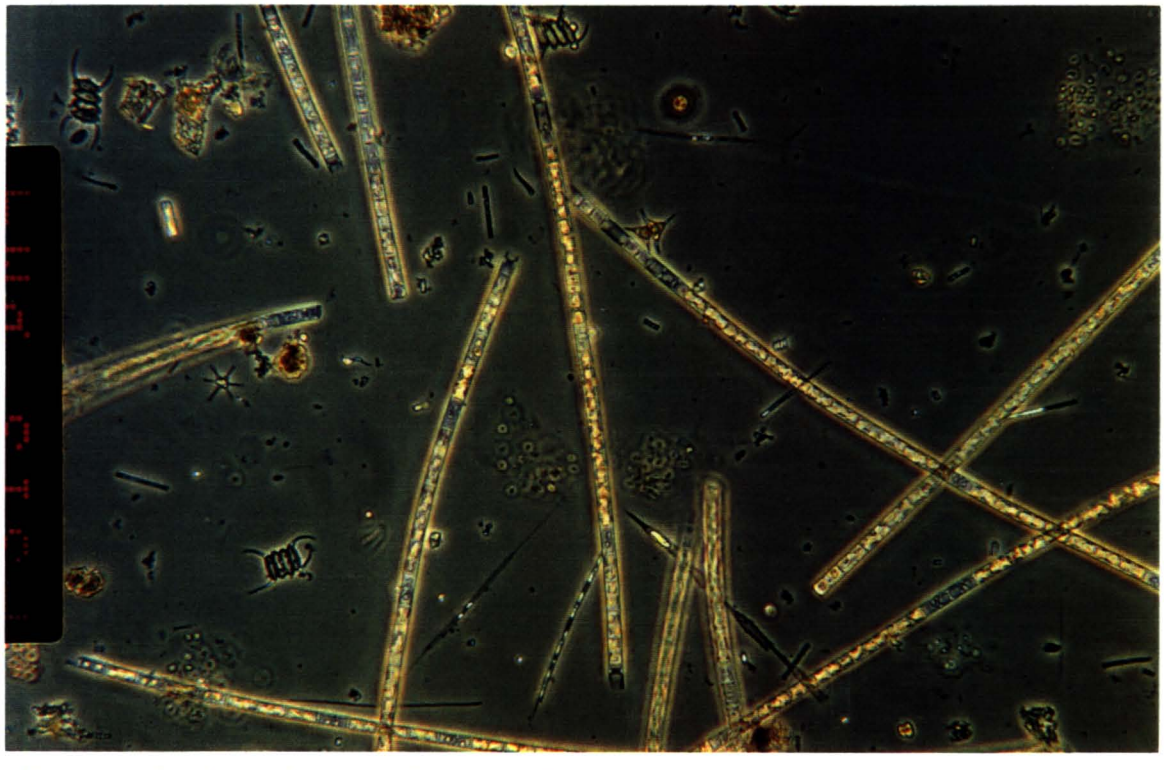

Figura 13: Fitoplâncton da represa Taiaçupeba (filamentos de *Aulacoseira* sp), aumento 100x, verão, 2002.

Figura 14: Cladócero do zooplâncton da represa Taiaçupeba (*Bosmina* sp), aumento 100x, outono, 2001.

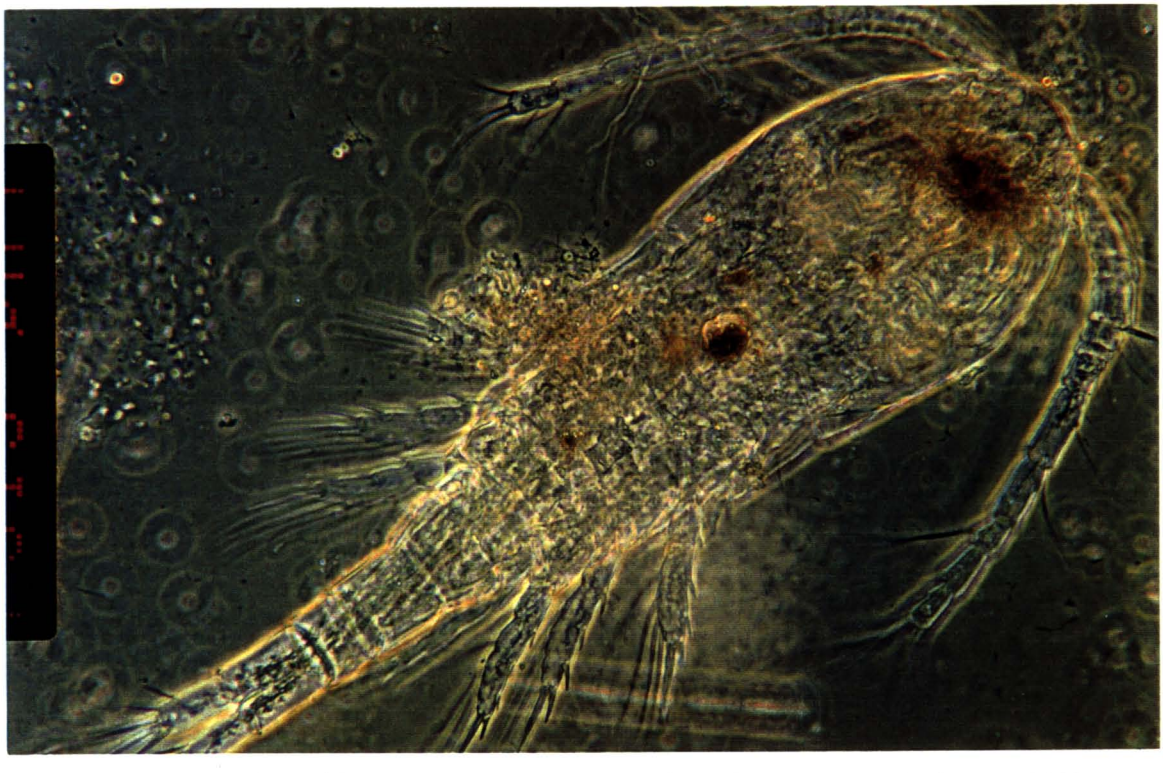

Figura 15: Copépodo ciclopoida do zooplâncton da represa Taiaçupeba, aumento 100x, inverno, 2001.

Figura 16: Rotífero do zooplâncton da represa Taiaçupeba (*Keratella* sp), aumento 100x, inverno, 2001.

* * * * * * Análise hierárquica de clusters * * * * * *

Dendrograma usando Método de Ward

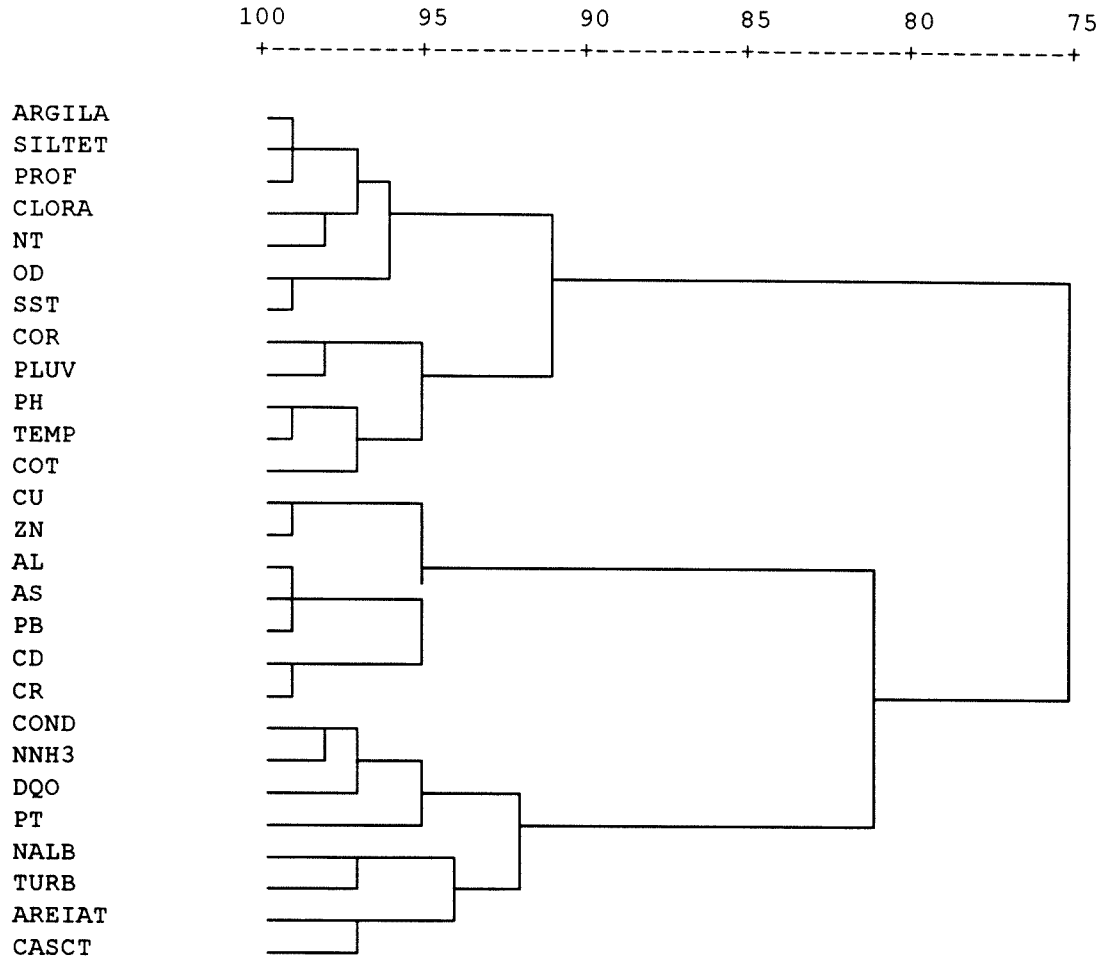

Figura 17: Dendrograma pelo método de Ward, relacionando metais e arsênio com as variáveis ambientais nas quatro estações do ano (SPSS 1993).

ANEXO 2

Tabela 1: Concentrações dos elementos em diversos compartimentos da represa Taiaçupeba no outono, 2001.

		Al	Cr	Cu	Zn	As	Cd	Pb
água	superfície	0,011±0,001	***	0,010±0,001	***	0,016±0,004*	***	***
	fundo	-	-	-	-	-	-	-
fitoplâncton		42778±454	18,0±0,1	59,11±0,02	382±11	59,6±0,8	1,8±0,1	58±2
zooplâncton		5068±20	4,06±0,04	20,5±0,3	260±7	11,0±0,8	0,62±0,05	14,4±0,1
Tilapia sp	filés	***	0,63±0,01	***	25±4	1,03±0,03	***	***
	inteiros	160±2	0,79±0,02	2,9±0,4	67±16	3,6±0,9	0,10±0,01	0,8±0,2
sedimento	extração a frio	0,5±0,1	***	0,5±0,1*	596±19	0,5±0,1**	0,16±0,02	1,3±0,2
	extração a quente	9802±52	8,1±0,4	88±4	1273±39	16,7±0,3	2,30±0,04	12±1

As determinações em água estão em $mg.L^{-1}$ e as demais em $mg.kg^{-1}$.
Os valores expressos nesta tabela são referentes a média de duas determinações, exceto para o fito e zooplâncton.
*Valor próximo do LD. **Desvio alto devido ao tempo na extração. ***Abaixo do LD

Tabela 2: Concentrações dos elementos em diversos compartimentos da represa Taiaçupeba no inverno, 2001.

		Al	Cr	Cu	Zn	As	Cd	Pb
água	superfície	0,0213±0,0001	***	0,006±0,001	***	***	***	***
	fundo	0,0313±0,0004	0,002±0,001*	0,02±0,01*	***	***	0,005±0,001	0,01±0,01*
fitoplâncton		6667±18	9,10±0,01	143,5±0,2	612±2	21,5±0,8	3,36±0,01	33±1
zooplâncton		21742±190	7,1±0,1	31,55±0,02	144±2	30±2	0,48±0,01	23±1
Tilapia sp	filés	***	0,311±0,005	***	11±3	1,1±0,2	***	0,079±0,001
Geophagus sp	"	***	0,4±0,1	***	7±1	1,4±0,2	***	***
Tilapia sp	inteiros	138±6	0,6±0,1	8,76±0,02	20,6±0,4	4,2±0,2	***	1,8±0,3
Geophagus sp	"	5,1±0,1	0,4±0,2	0,30±0,03	21±2	4,3±0,1	***	1±2*
sedimento	extração a frio	0,36±0,01	***	0,5±0,1*	217±29	0,4±0,02	***	0,7±0,1
	extração a quente	4840±174	4,0±0,2	32±3	392±76	8,3±0,4	1,0±0,1	5,7±0,7

As determinações em água estão em $mg.L^{-1}$ e as demais em $mg.kg^{-1}$.
Os valores expressos nesta tabela são referentes a média de duas determinações, exceto para o fito e zooplâncton.
*Valor próximo do LD. ***Abaixo do LD

Tabela 3: Concentrações dos elementos em diversos compartimentos da represa Taiaçupeba na primavera, 2001.

		Al	Cr	Cu	Zn	As	Cd	Pb
água	superfície	0,071±0,003	***	0,007±0,001	0,030±0,001	***	***	***
	fundo	0,1099±0,0002	***	0,0102±0,0004	0,65±0,01	***	***	0,03±0
fitoplâncton		1775±38	3,69±0,02	17,8±0,1	99,1±0,1	11,3±0,4	0,7±0,1	31,8±0,3
zooplâncton		1699±310	1,08±0,04	9,6±0,8	52±4	4,4±0,2	0,13±0,01	3,3±0,4
Astyanax sp	filés	***	2,7±0,4	4,0±0,5	27±1	1,2±0,1	***	1,5±0,5*
Geophagus sp	"	***	0,79±0,07	0,2±0,1*	14,2±0,8	1,9±0,9	0,06±0,01	***
Astyanax sp	inteiros	***	0,8±0,3	1,8±0,2	46±8	4,6±0,5	0,1±0,1*	1,6±0,8*
Geophagus sp	"	54±10	0,927±0,004	7,0±0,7	51±1	4,9±0,8	0,06±0,02*	0,7±0,4*
Sedimento	extração a frio	***	***	***	4±2**	0,26±0,02	***	2,6±0,3
	extração a quente	6822±96	5,5±0,1	46,8±0,5	784±28	11,2±0,5	1,46±0,05	7,1±0,1

As determinações em água estão em $mg.L^{-1}$ e as demais em $mg.kg^{-1}$.
Os valores expressos nesta tabela são referentes a média de duas determinações, exceto para o fitoplâncton.
*Valor próximo do LD. **Desvio alto devido ao tempo na extração. ***Abaixo do LD

Tabela 4: Concentrações dos elementos em diversos compartimentos da represa Taiaçupeba no verão, 2002.

		Al	Cr	Cu	Zn	As	Cd	Pb
água	superfície	0,26±0,01	***	0,010±0,001	0,02±0,01*	***	***	0,02±0,02*
	fundo	0,24±0,02	***	0,0074±0,0002	0,03±0,01*	***	***	0,02±0,03*
fitoplâncton		4775±41	2,73±0,03	52,2±0,3	293±5	11,3±0,2	1,6±0,1	6,1±0,5
zooplâncton		2106±144	0,48±0,03	13,9±0,1	51±2	5,3±0,1	0,3±0,1	4±1
Astyanax sp	filés	***	***	0,79±0,02	22±6	10,0±0,2	***	***
Geophagus sp	"	***	***	***	10±2	0,8±0,1	***	***
Astyanax sp	inteiros	***	0,22±0	11,1±0,8	35±6	4,3±0,6	***	2±2*
Geophagus sp	"	38±7	0,1540±0,0002	2,3±0,1	41±9	3,8±0,3	0,08±0,03*	***
sedimento	extração a frio	***	***	***	4,0±0,1	***	***	***
	extração a quente	8565±26	10,8±0,4	98±12	1388±162	13,6±0,2	1,88±0,07	11,1±0,3

As determinações em água estão em $mg.L^{-1}$ e as demais em $mg.kg^{-1}$.
Os valores expressos nesta tabela são referentes a média de duas determinações, exceto para o fitoplâncton.
*Valor próximo do LD. ***Abaixo do LD

Tabela 5: Concentrações dos elementos na água e sedimento dos tributários da represa Taiaçupeba no outono, 2001.

		Al	Cr	Cu	Zn	As	Cd	Pb
Taiaçupeba	água (subsuperfície)	0,043±0,004	***	***	***	0,010±0,001	***	***
Açu	sedimento (extração a frio)	***	***	***	1,438±0,002	***	***	***
	(extração a quente)	4949±1102	53±13	27±5	22±2	19±3	3,7±0,7	6±1
Taiaçupeba	água (subsuperfície)	0,018±0,001*	***	0,007±0,002	0,13±0,03	***	***	***
Mirim	sedimento (extração a frio)	***	***	0,92±0,03	49±8	0,15±0,04**	***	1,1±0,3**
	(extração a quente)	4897±29	4,45±0,01	37,9±0,4	122,86±0,05	9,3±0,4	1,17±0,01	6,6658±0,2969
Balainho	água (subsuperfície)	0,04±0,01*	***	***	***	***	***	***
	sedimento (extração a frio)	0,27±0,01	***	***	1,57±0,01	0,3±0,1**	***	0,2431±0,0004
	(extração a quente)	9665±421	11,7±0,7	16,6±0,3	12,6±0,1	17,8±0,7	1,8±0,1	4,8±0,5
Canal J-T	água (subsuperfície)	0,007±0,001	***	***	***	0,0092±0,0002	***	***
	sedimento (extração a frio)	-	-	-	-	-	-	-
	(extração a quente)	-	-	-	-	-	-	-

As determinações em água estão em $mg.L^{-1}$ e sedimento em $mg.kg^{-1}$.
Os valores expressos nesta tabela são referentes a média de duas determinações.
*Valor próximo do LD. **Desvio alto devido ao tempo na extração. ***Abaixo do LD

Tabela 6: Concentrações dos elementos na água e sedimento dos tributários da represa Taiaçupeba no inverno, 2001.

		Al	Cr	Cu	Zn	As	Cd	Pb
Taiaçupeba	água (subsuperfície)	0,17±0,02	***	0,018±0,002	***	***	***	0,016±0,003
Açu	sed.(extração a frio)	***	***	***	3±1**	0,4±0,1	***	0,6±0,1
	(extração a quente)	5706±333	25±8**	50±18**	50±18**	25±7	4±1**	11±7**
Taiaçupeba	água (subsuperfície)	0,011±0,001	***	0,0024±0,0001	0,009±0,002	***	***	***
Mirim	sed. (extração a frio)	***	***	1,1±0,2	91±15	0,7±0,2**	***	0,9±0,1
	(extração a quente)	9467±693	6,03±0,02	62±11	348±25	18±2	2,5±0,4	38±5
Balainho	água (subsuperfície)	0,08±0,01	***	***	***	***	***	0,024±0,006
	sed. (extração a frio)	0,2±0,3*	***	***	1,3±0,2	0,4±0,1	***	0,23±0,04
	(extração a quente)	6481±227	14,6±0,3	6±2**	7±1	14±2	1,504±0,003	6±2**
Canal J-T	água (subsuperfície)	***	***	0,01±0	***	***	***	0,018±0,003
	sed. (extração a frio)	-	-	-	-	-	-	-
	(extração a quente)	-	-	-	-	-	-	-

As determinações em água estão em $mg.L^{-1}$ e sedimento em $mg.kg^{-1}$.
Os valores expressos nesta tabela são referentes a média de duas determinações.
*Valor próximo do LD. **Desvio alto devido ao tempo na extração. ***Abaixo do LD

Tabela 7: Concentrações dos elementos na água e sedimento dos tributários da represa Taiaçupeba na primavera, 2001.

		Al	Cr	Cu	Zn	As	Cd	Pb
Taiaçupeba	água (subsuperfície)	0,16±0,04	***	***	***	***	***	***
Açu	sed.(extração a frio)	***	***	***	2,1±0,6	0,1±0,1*	***	0,011±0,002
	(extração a quente)	4329±613	65±45**	18±9	18±9**	17±1	2,9±0,8**	10±1
Taiaçupeba	água (subsuperfície)	0,019±0,001	***	0,004±0,002*	0,024±0,004	***	***	0,018±0,002
Mirim	sed. (extração a frio)	***	***	***	14,0±0,7	***	***	***
	(extração a quente)	2350±483	3,2±0,3	4,3±0,7	42±3	4,5±0,8	0,38±0,01	2,5±0,2
Balainho	água (subsuperfície)	0,10±0,01	***	***	0,018±0,001	***	***	0,013±0,003
	sed. (extração a frio)	***	***	***	1,404±0,002	***	***	***
	(extração a quente)	12647±738	24±2	15±2	17±3	28±2	4±0,2	4,15±0,04
Canal J-T	água (subsuperfície)	0,006±0,002*	***	***	***	***	***	0,022±0,002
	sed. (extração a frio)	-	-	-	-	-	-	-
	(extração a quente)	-	-	-	-	-	-	-

As determinações em água estão em $mg.L^{-1}$ e sedimento em $mg.kg^{-1}$.
Os valores expressos nesta tabela são referentes a média de duas determinações.
*Valor próximo do LD. **Desvio alto devido ao tempo na extração. ***Abaixo do LD

Tabela 8: Concentrações dos elementos na água e sedimento dos tributários da represa Taiaçupeba no verão, 2002.

		Al	Cr	Cu	Zn	As	Cd	Pb
Taiaçupeba	água (subsuperfície)	0,128±0,009	***	0,0016±0,0003	0,07±0,01	***	***	0,026±0,004
Açu	sed.(extração a frio)	0,7±0,4*	***	***	***	0,2±0,2**	***	0,01±0,39*
	(extração a quente)	12373±726	24,3±0,1	37±6	16±3	29±1	3,8±0,1	21±1
Taiaçupeba	água (subsuperfície)	0,04±0,01	***	0,003±0,001	0,029±0,004	***	***	0,017±0,001
Mirim	sed. (extração a frio)	0,4±0,1*	***	0,3±0	0,16±0,01	0,01±0,33**	***	0,2±0,3*
	(extração a quente)	9314±124	11,9±0,6	7,9±0,4	21±2	15,55±0,03	0,05±0	13±2
Balainho	água (subsuperfície)	0,13±0,01	***	***	0,0143±0,0003	***	***	0,02±0,01*
	sed. (extração a frio)	***	***	***	***	0,2±0,2**	***	0,2±0,2*
	(extração a quente)	4450±439	8,6±0,7	5,6±0,1	8,4±0,3	7±1	0,5±0,1	5,5±0,1
Canal J-T	água (subsuperfície)	0,144±0,001	***	***	0,0038±0,0003	***	***	***
	sed. (extração a frio)	***	***	***	0,6±0,1	***	***	***
	(extração a quente)	8472±303	12,0±0,2	8,0±0,2	13,0±0,1	15±1	1,4±0,1	4±1

As determinações em água estão em $mg.L^{-1}$ e sedimento em $mg.kg^{-1}$.
Os valores expressos nesta tabela são referentes a média de duas determinações.
*Valor próximo do LD. **Desvio alto devido ao tempo na extração. ***Abaixo do LD

Tabela 9: Parâmetros físicos e químicos da represa Taiaçupeba (RT), dos rios Taiaçupeba Açu (TA), Taiaçupeba Mirim (TM), Balainho (BA) e canal Jundiaí-Taiaçupeba (CA) nas quatro estações do ano, 2001/2002.

	OUT					INV					PRI					VER				
	RT	TA	TM	BA	CA	RT	TA	TM	BA	CA	RT	TA	TM	BA	CA	RT	TA	TM	BA	CA
Ventos	leves					leves					não					fortes				
Pluviometria (mm)	4,3					1,4					9,3					10,0				
Profundidade (m)	3	0,2	2	0,4		3	0,6	1,75	0,8	0,7	3,8	0,45	0,85	0,68	0,8	4,3	0,35	0,72	1,1	0,2
T ar (°C)	24	14	16	16	15	24	15	21	20	16	28	27	25	27	27	26	27	25	26	28
T água (°C) superf	22	14	13	14	17	21	16	16	16	17	25	21	21	20	24	25	22	22	23	24
T água (°C) fundo	21					19					25					25				
Transparência (m)	1,4					1,6					1					0,9				
pH superf	6,7	6	6,4	6,1	6,3	6,8	6	6,8	6,9	6,9	7,8	6,3	6,8	6,7	6,4	7,4	6,1	6,8	6,7	6,8
pH fundo	6,5					6,7					7,4					7,2				
Turbidez superf	5,9	22,1	17,2	28,5	18,6	6,6	8,7	10	11	14	11,9	10	13,1	10,5	7,5	11,9	10,3	15,6	15,5	15,8
Turbidez fundo	6,2					5,2					14,9					13,8				
Condutividade superf	57	42	178	74	48	42	40	163	62	38	56	42	186	78	51	61	35	131	72	78
Condutividade fundo	58					47					63					60				
Cor	30					50					80					70				
SST superf	<20					<20					<20					<20				
SST fundo	<20					<20					<20					<20				
PT superf	0,026	0,034	0,08	0,049	0,049	0,034	0,031	0,089	0,045	0,067	0,0113	0,042	0,165	0,052	0,046	0,0192	0,026	0,061	0,03	0,037
PT fundo						0,16					0,0119					0,0215				
NT superf	-	0,5	2,73	1	0,88	1,4	0,43	4,87	0,62	0,51	4,6	0,31	1,62	1,04	0,74	6,9	0,26	2,56	0,9	0,6
NT fundo	-	-	-	-	-	1,3	-	-	-	-	3,8	-	-	-	-	4,5	-	-	-	-
OD superf	7,3	-	-	-	-	8,46	6,9	3,6	7,7	13,1	8,82	5,6	2,2	6,2	1,6	8,58	3,2	3,2	5	4.6
OD fundo	6,3	-	-	-	-	8,34	-	-	-	-	6,38	-	-	-	-	7,38	-	-	-	-
DQO superf	19	10	15	11	27	10	22	62	16	27	21	<6	<6	<6	7	11	15	10	18	18
COT superf	7	8	7	6	17	9	6	7	4	10	9	6	10	6	9	6	6	5	5	5
Clorofila-*a* superf	4,94±0	-	-	-	-	10,93±0,84					19,39±4,89					27,82±5,36				
Clorofila-*a* fundo	-	-	-	-	-	12,32±2,61					12,57±2,26					33,40±4,41				

Os valores otidos para Clorofila-*a* são a média de três leituras. Todos os outros parâmetros são valores únicos.

Tabela 10: Espécies de peixes com os respectivos comprimentos e massas coletados na represa Taiaçupeba nas quatro estações do ano, para remoção de filés, 2001/2002.

Espécies	Outono		Inverno		Primavera		Verão	
	Compr. (cm)	Massa (g)	Compr. (cm)	Massa (g)	Compr. (cm)	Massa (g)	Compr. (cm)	Massa (g)
Tilapia rendalli	11,00	60,81	12,00	85,00				
	8,30	22,05	7,00	13,30				
	8,70	28,52	7,00	14,30				
	10,00	54,26	7,50	18,90				
	7,40	15,84	7,50	16,70				
	9,00	32,85	6,50	10,00				
	11,00	64,77	8,00	10,70				
	9,00	32,48						
	8,80	29,80						
	7,50	17,28						
	9,00	30,30						
Total	9,06±1,20	116,12	7,93±1,86	45,70				
Geophagus brasiliensis			13,50	118,40	10,50	57,88	11,80	72,63
			15,50	153,70	10,80	52,85	6,20	9,75
			15,00	174,20	7,00	14,88		
			10,80	48,40	7,80	17,06		
			12,50	89,90	8,80	26,53		
			12,00	70,30	7,40	15,51		
			12,70	97,70				
			11,50	62,20				
Total			12,94±1,64	190,40	8,72± 1,62	49,91	9,00±3,96	21,73
Astyanax fasciatus			11,00	34,80	9,9	23,05	9,50	19,91
			9,50	23,40	10,00	27,32	11,50	36,47
Total			10,25±1,06	21,20	9,95±0,07	18,13	10,50±1,41	21,00

Tabela 11: Espécies de peixes com os respectivos comprimentos e massas coletados na represa Taiaçupeba nas quatro estações do ano, tratados íntegros, 2001/2002.

Espécies	Outono		Inverno		Primavera		Verão	
	Compr. (cm)	Massa (g)	Compr. (cm)	Massa (g)	Compr. (cm)	Massa (g)	Compr. (cm)	Massa (g)
Tilapia rendalli	6,70	12,40	11,20	65,70				
	8,00	21,50	8,70	11,60				
	8,50	28,00	8,30	12,00				
	8,50	31,42	8,50	10,80				
	8,70	29,00	8,00	9,70				
	6,50	16,38	8,20	8,70				
			8,70	11,40				
Total	7,82±0,97	138,70	8,80±1,09	129,90				
Geophagus brasiliensis			14,50	160,90	10,70	52,24	8,20	22,98
			15,00	178,20	8,40	35,26	6,50	10,35
			14,50	155,20	10,50	50,88		
			13,00	77,30	8,00	18,42		
			11,50	61,10	8,20	20,82		
			10,00	47,10	6,70	12,16		
			9,50	41,50	6,40	10,10		
			12,00	69,70				
Total			12,50±2,10	791,00	8,41±1,67	199,88	7,35±1,20	33,33
Astyanax fasciatus			9,00	18,60	10,50	24,67	10,50	27,82
			9,80	23,40	10,00	22,14	10,00	20,11
			10,30	27,00	8,40	20,46	5,80	5,74
Total			9,70±0,66	69,00	9,63±1,10	67,27	8,77±2,58	53,67

Tabela 13: Comunidade fitoplanctônica de outono na represa Taiaçupeba, 2001.

gêneros	ind.mL^{-1}	dens %	dom/ab
Gloeocystis	18306	55,6	dominante
Oscillatoria	7329	22,3	abundante
Microcystis	1919	5,8	
Scenedesmus	1573	4,8	
Aulacoseira	1478	4,5	
Staurastrum	1321	4,0	
Eutetramorus	566	1,7	
Cryptomonas	189	0,6	
Pediastrum	63	0,2	
Crucigenia	63	0,2	
Staurodesmus	63	0,2	
Monoraphidium	31	0,1	
Golenkinia	31	0,1	
TOTAL	32932	100,1	

Tabela 14: Comunidade fitoplanctônica de inverno na represa Taiaçupeba, 2001.

gêneros	ind.mL^{-1}	dens %	dom/ab
Scenedesmus	9503	43,8	abundante
Gloeocystis	3954	18,2	abundante
Eutetramorus	2179	10,1	abundante
Aulacoseira	1775	8,2	abundante
Staurastrum	1640	7,6	abundante
Staurodesmus	494	2,3	
Cosmarium	404	1,9	
Crucigenia	315	1,5	
Tetraedrum	180	0,8	
Pediastrum	157	0,7	
Dinobryon	157	0,7	
Sphaerocystis	135	0,6	
Coelastrum	112	0,5	
Microcystis	112	0,5	
Oocystis	112	0,5	
Tetrastrum	112	0,5	
Pandorina	90	0,4	
Trachelomonas	67	0,3	
Ankistrodesmus	67	0,3	
Botryococcus	45	0,2	
Dictyosphaerium	22	0,1	
Isthmochloron	22	0,1	
Peridinium	22	0,1	
TOTAL	21676	99,9	

Tabela 15: Comunidade fitoplanctônica de primavera na represa Taiaçupeba, 2001.

gêneros	ind.mL^{-1}	dens %	dom/ab
Microcystis	1645	23,9	abundante
Oscillatoria	871	12,7	abundante
Scenedesmus	750	10,9	abundante
Crucigenia	629	9,2	abundante
Gloeocystis	411	6,0	abundante
Sphaerocystis	387	5,6	abundante
Staurastrum	363	5,3	abundante
Aulacoseira	266	3,9	
Mallomonas	242	3,5	
Phacus	218	3,2	
Pandorina	121	1,8	
Dinobryon	97	1,4	
Eutetramorus	48	0,7	
Trachelomonas	48	0,7	
Staurodesmus	48	0,7	
Monoraphidium	48	0,7	
Pediastrum	24	0,3	
Cosmarium	24	0,3	
Golenkinia	24	0,3	
outros*	605	8,8	
TOTAL	6869	99,9	

* gêneros não identificados.

Tabela 16: Comunidade fitoplanctônica de verão na represa Taiaçupeba, 2002.

Gêneros	ind.mL^{-1}	dens %	dom/ab
Scenedesmus	5801	25,7	abundante
Aulacoseira	5032	22,3	abundante
Oscillatoria	3809	16,9	abundante
Staurastrum	1992	8,8	abundante
Kirchneriella	734	3,3	abundante
Gloeocystis	734	3,3	abundante
Microcystis	384	1,7	
Cryptomonas	280	1,2	
Crucigenia	245	1,1	
Mallomonas	245	1,1	
Cosmarium	210	0,9	
Dinobryon	210	0,9	
Staurodesmus	175	0,8	
Trachelomonas	175	0,8	
Pandorina	140	0,6	
Golenkinia	70	0,3	
Eutetramorus	70	0,3	
Pediastrum	70	0,3	
Monoraphidium	70	0,3	
Phacus	70	0,3	
outros*	2029	9,2	
TOTAL	22545	100,1	

* gêneros não identificados.

Tabela 17: Faixa granulométrica (%) do sedimento da represa Taiaçupeba e bacia do Taiaçupeba Açu em diferentes estações do ano (2001-2002).

	CASCALHO			AREIA						PELÍTICOS		
Amostras	Seixos	Grânulos	TOTAL	Muito Grossa	Grossa	Média	Fina	Muito Fina	TOTAL	Silte Total	Argila	TOTAL
RT verão	0,00	0,00	0,00	0,00	0,02	0,09	0,14	0,15	0,41	50,92	48,67	99,59
TA outono	0,00	3,50	3,50	11,32	15,23	17,70	20,17	9,47	73,89	13,79	8,82	22,61
TA primavera	0,00	3,26	3,26	5,30	14,89	29,57	24,68	6,98	81,42	9,10	6,22	15,32
TM inverno	0,00	0,32	0,32	0,79	8,32	11,03	14,13	19,94	54,21	31,53	13,94	45,47
TM primavera	0,00	3,19	3,19	7,38	31,13	30,13	12,17	5,78	86,58	4,56	5,67	10,23
TM verão	0,00	0,90	0,90	4,85	11,09	20,06	15,21	7,29	58,49	12,14	28,47	40,61
BA primavera	0,00	16,68	16,68	4,82	7,36	10,58	17,29	10,41	50,46	15,29	17,57	32,86
BA verão	0,00	0,08	0,08	0,19	0,57	6,45	42,78	29,06	79,05	10,60	10,28	20,88

RT represa Taiaçupeba; TA rio Taiaçupeba Açu; TM rio Taiaçupeba Mirim; BA rio Balainho.

ANEXO 3

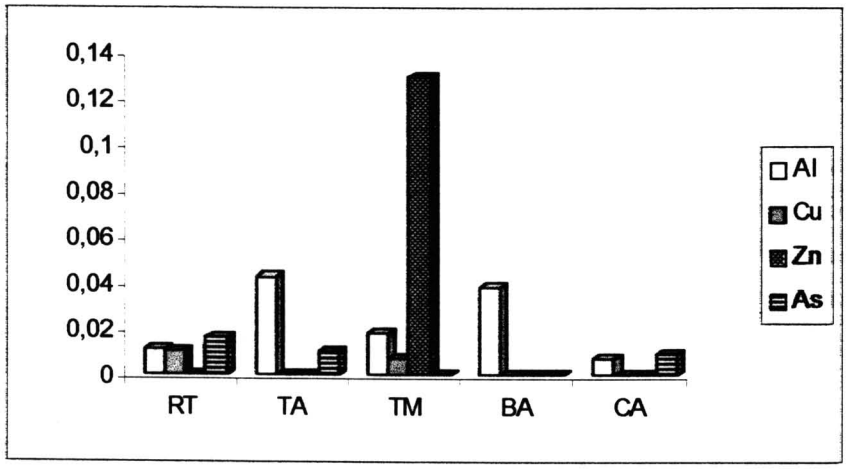

Gráfico 1: Determinações (em $mg.L^{-1}$) dos elementos na água, no outono, 2001.

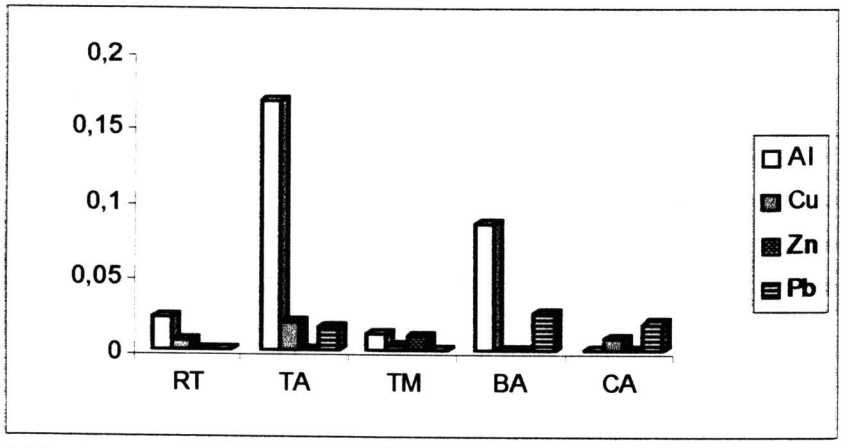

Gráfico 2: Determinações (em $mg.L^{-1}$) dos elementos na água, no inverno, 2001.

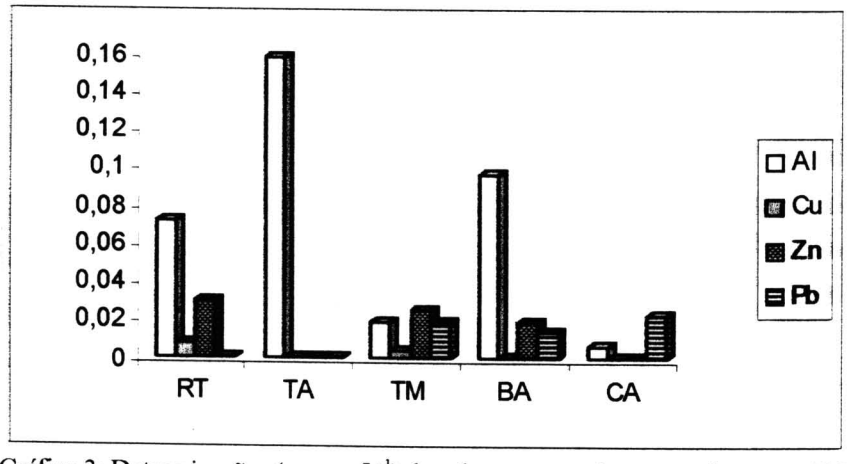

Gráfico 3: Determinações (em $mg.L^{-1}$) dos elementos na água, na primavera, 2001.

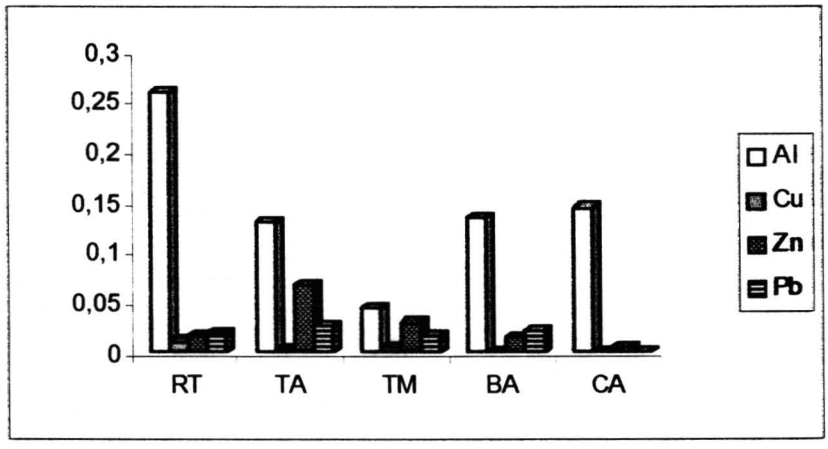

Gráfico 4: Determinações (em $mg.L^{-1}$) dos elementos na água, no verão, 2002.

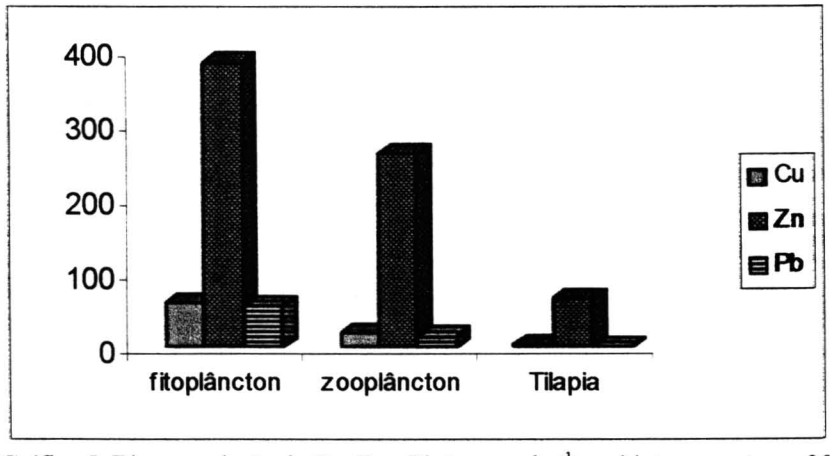

Gráfico 5: Bioacumulação de Cu, Zn e Pb (em $mg.kg^{-1}$) na biota, no outono, 2001.

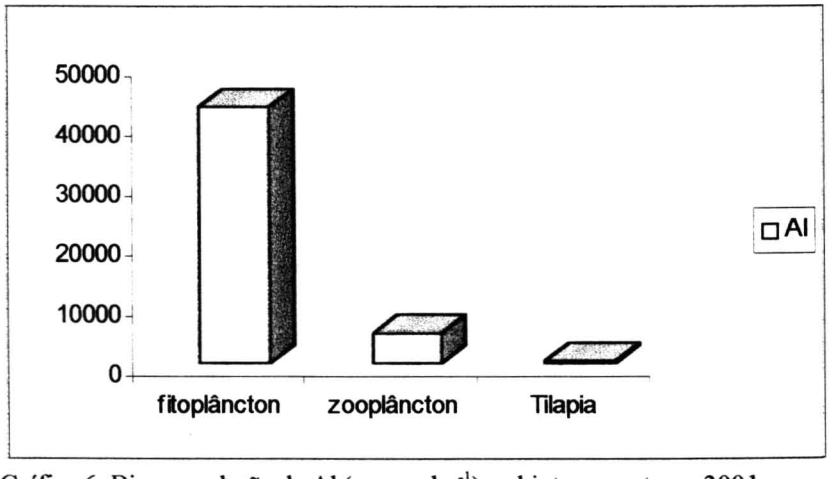

Gráfico 6: Bioacumulação de Al (em $mg.kg^{-1}$) na biota, no outono, 2001.

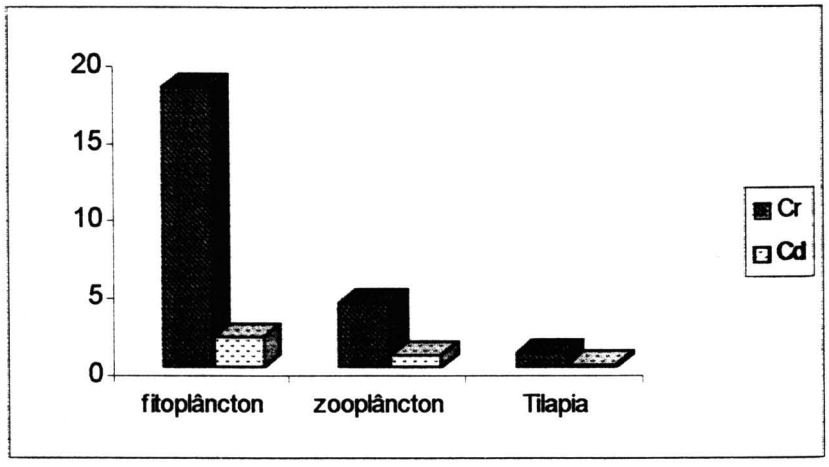

Gráfico 7: Bioacumulação de Cr e Cd (em $mg.kg^{-1}$) na biota, no outono, 2001.

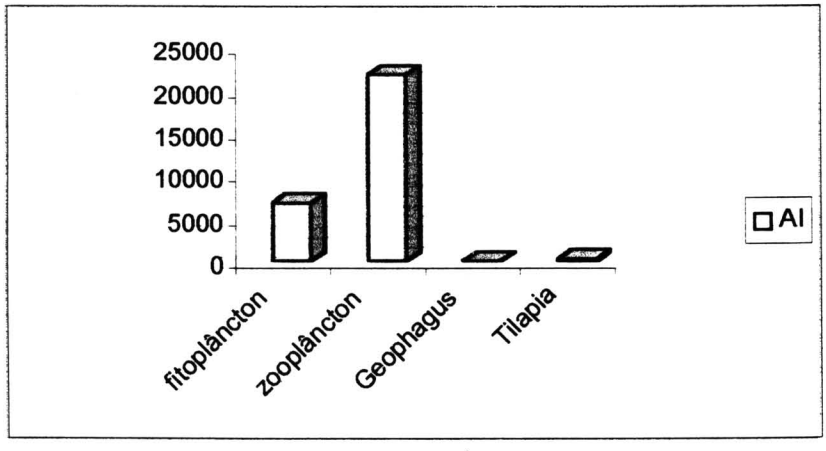

Gráfico 8: Bioacumulação de Al (em $mg.kg^{-1}$) na biota, no inverno, 2001.

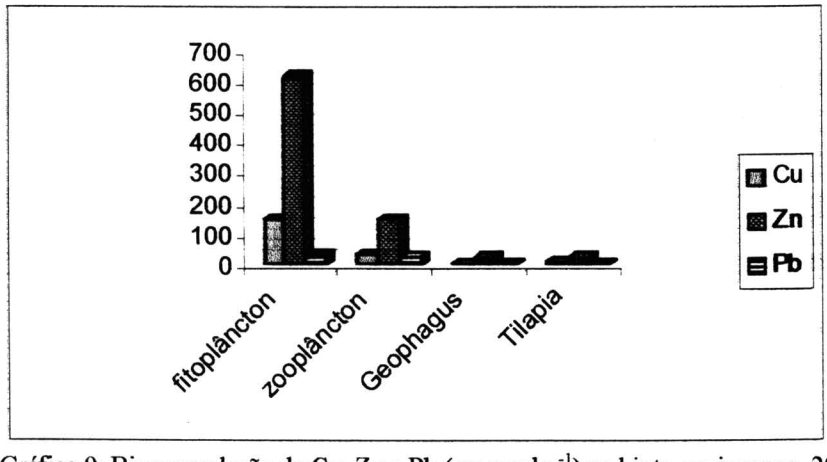

Gráfico 9: Bioacumulação de Cu, Zn e Pb (em $mg.kg^{-1}$) na biota, no inverno, 2001.

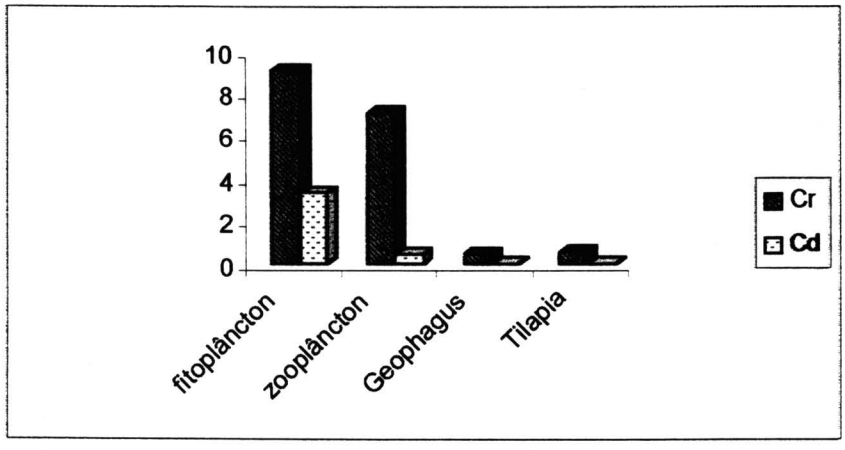

Gráfico 10: Bioacumulação de Cr e Cd (em $mg.kg^{-1}$) na biota, no inverno, 2001.

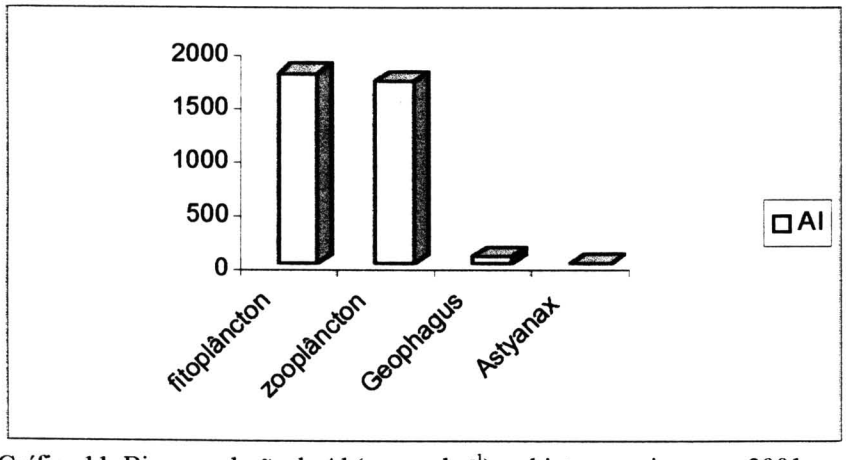

Gráfico 11: Bioacumulação de Al (em $mg.kg^{-1}$) na biota, na primavera, 2001.

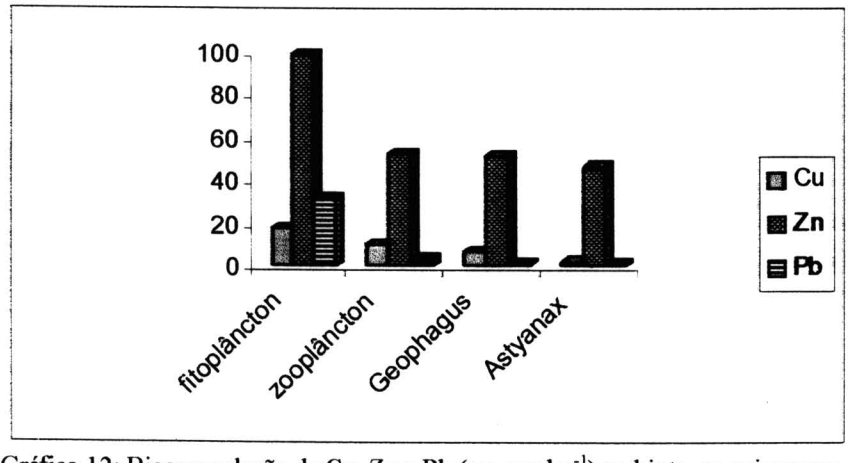

Gráfico 12: Bioacumulação de Cu, Zn e Pb (em $mg.kg^{-1}$) na biota, na primavera, 2001.

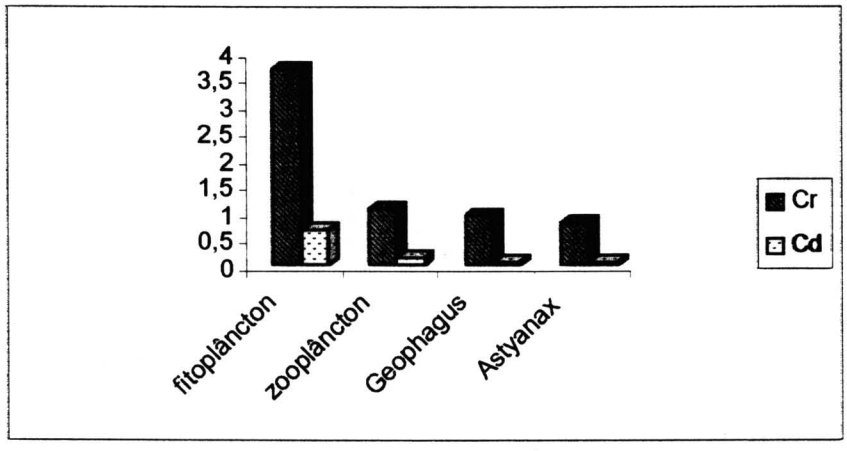

Gráfico 13: Bioacumulação de Cr e Cd (em $mg.kg^{-1}$) na biota, na primavera, 2001.

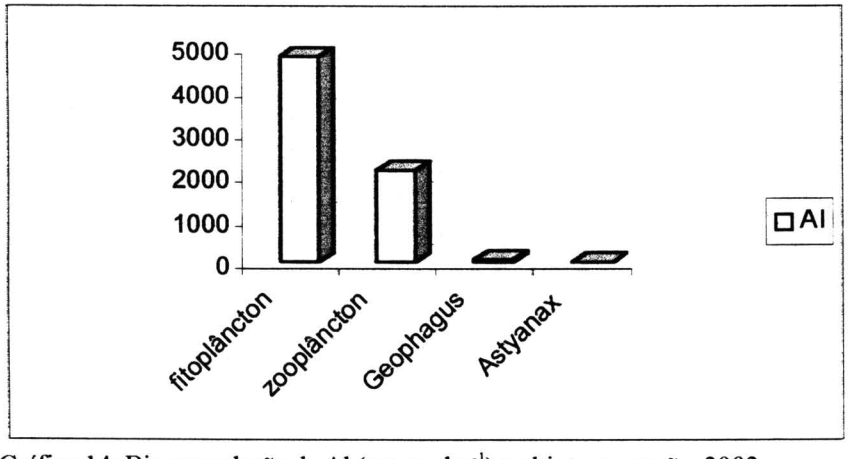

Gráfico 14: Bioacumulação de Al (em $mg.kg^{-1}$) na biota, no verão, 2002.

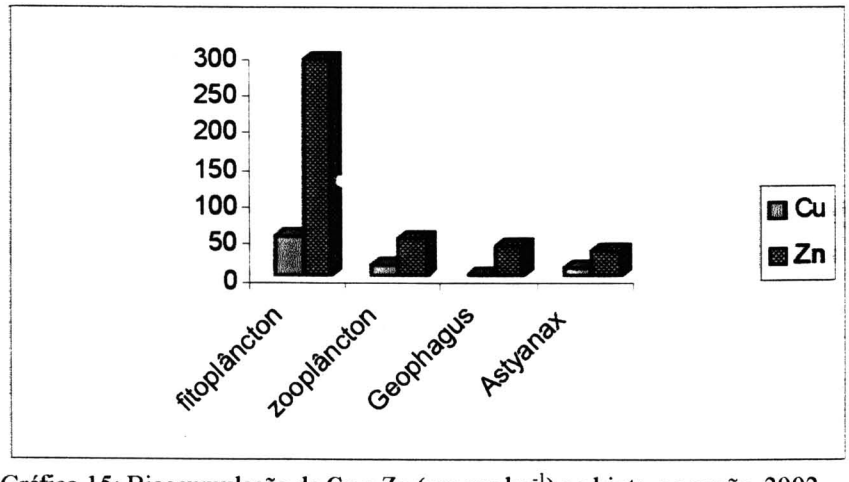

Gráfico 15: Bioacumulação de Cu e Zn (em $mg.kg^{-1}$) na biota, no verão, 2002.

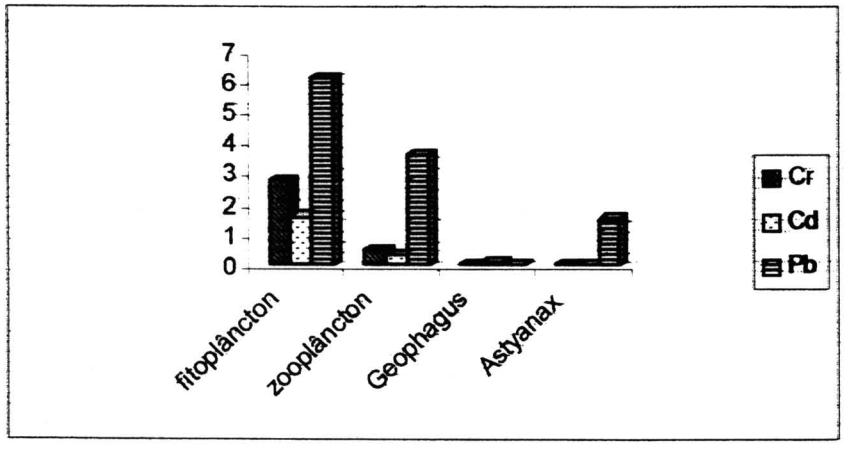

Gráfico 16: Bioacumulação de Cr, Cd e Pb (em $mg.kg^{-1}$) na biota, no verão, 2002.

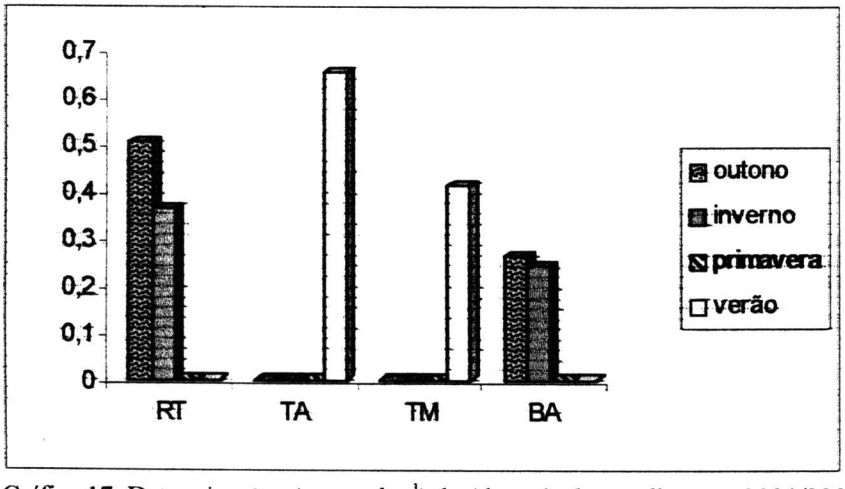

Gráfico 17: Determinações (em $mg.kg^{-1}$) de Al trocável no sedimento, 2001/2002.

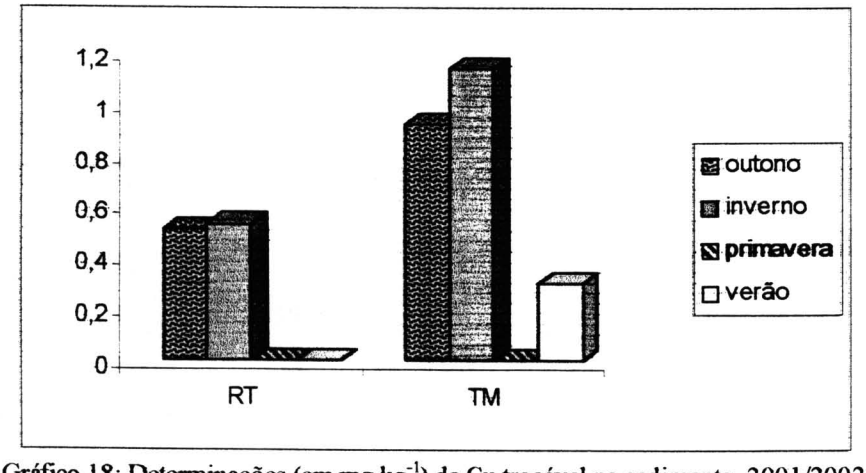

Gráfico 18: Determinações (em $mg.kg^{-1}$) de Cu trocável no sedimento, 2001/2002.

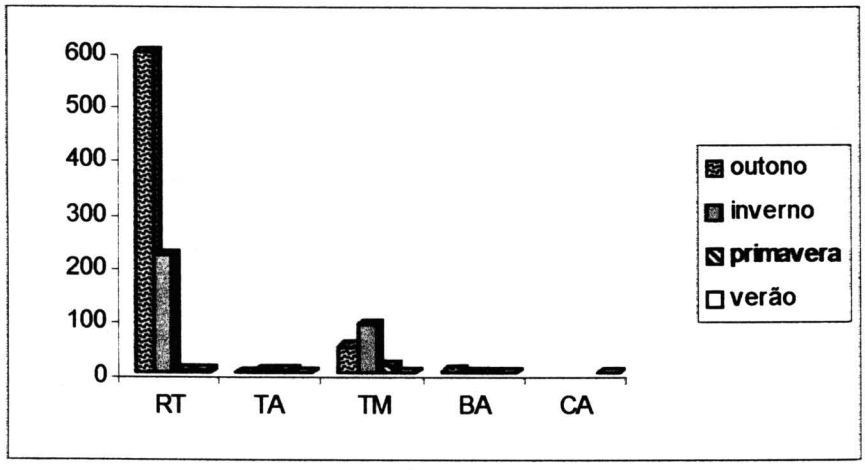

Gráfico 19: Determinações (em $mg.kg^{-1}$) de Zn trocável no sedimento, 2001/2002.

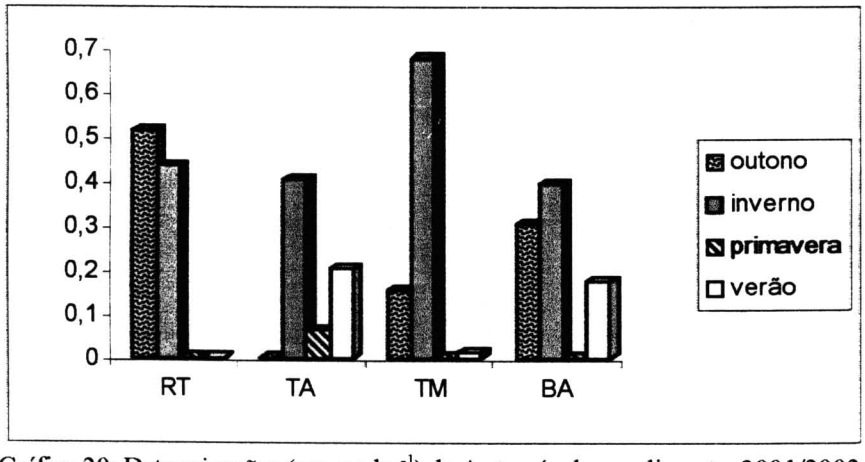

Gráfico 20: Determinações (em $mg.kg^{-1}$) de As trocável no sedimento, 2001/2002.

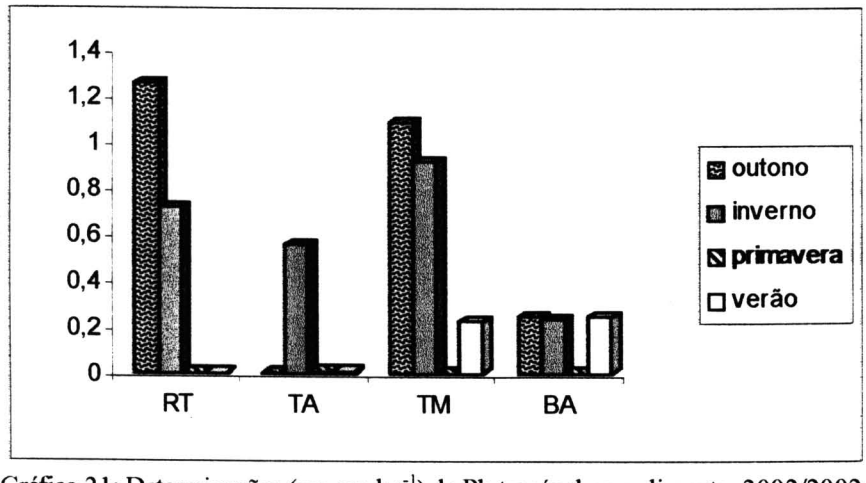

Gráfico 21: Determinações (em $mg.kg^{-1}$) de Pb trocável no sedimento, 2002/2002.

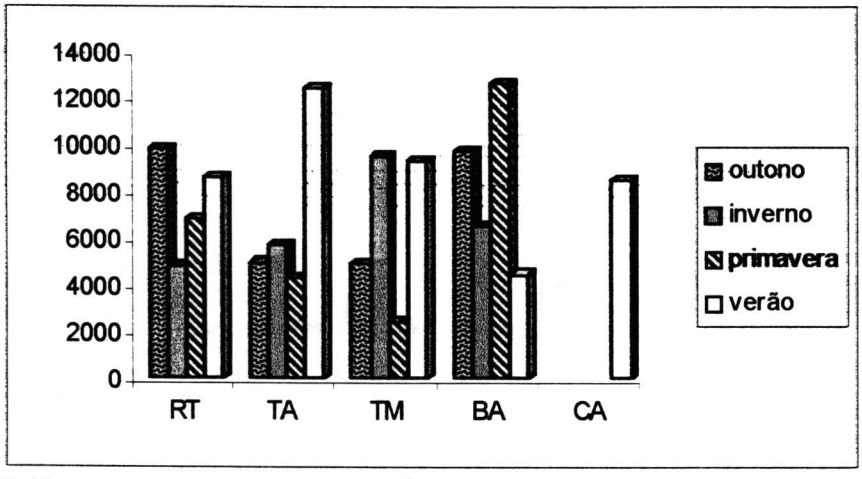

Gráfico 22: Determinações (em $mg.kg^{-1}$) de Al potencialmente biodisponível no sedimento, 2001/2002.

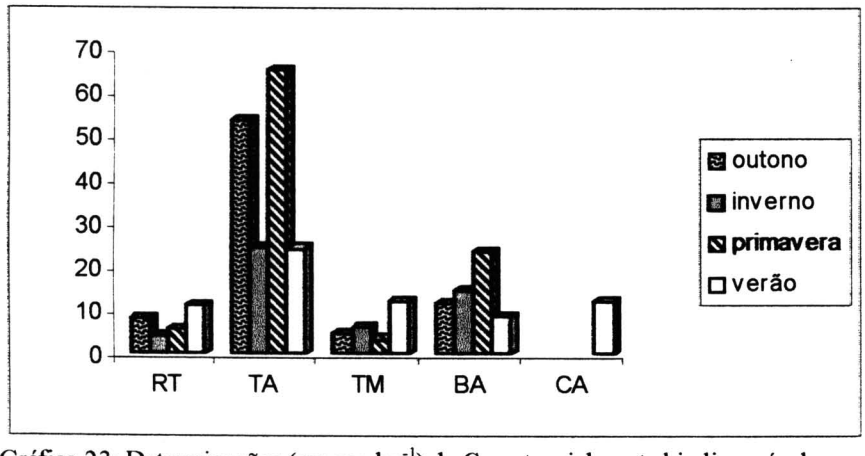

Gráfico 23: Determinações (em $mg.kg^{-1}$) de Cr potencialmente biodisponível no sedimento, 2001/2002.

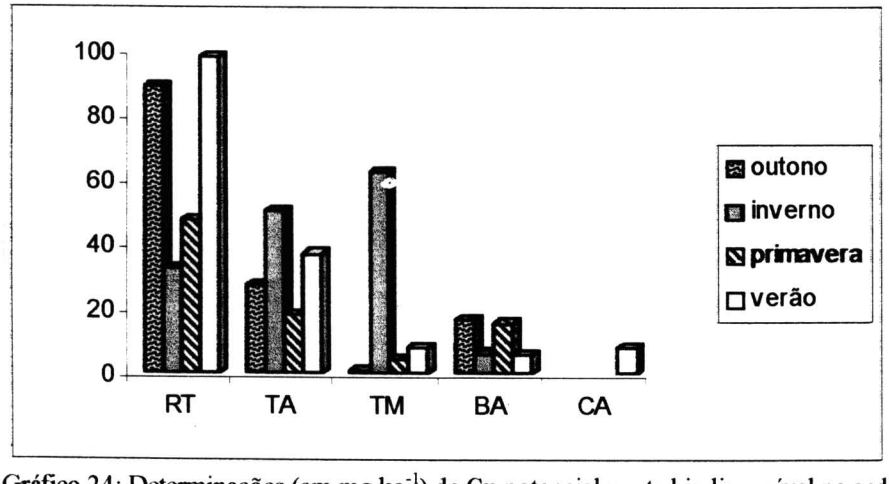

Gráfico 24: Determinações (em $mg.kg^{-1}$) de Cu potencialmente biodisponível no sedimento, 2001/2002.

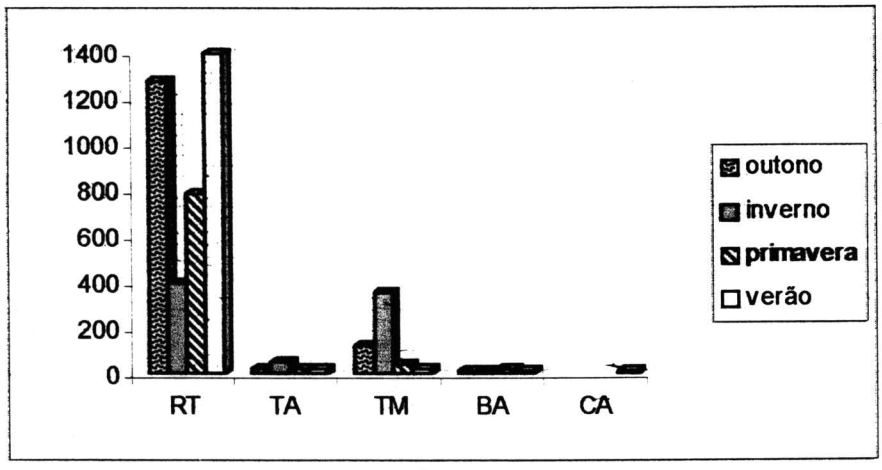

Gráfico 25: Determinações (em $mg.kg^{-1}$) de Zn potencialmente biodisponível no sedimento, 2001/2002.

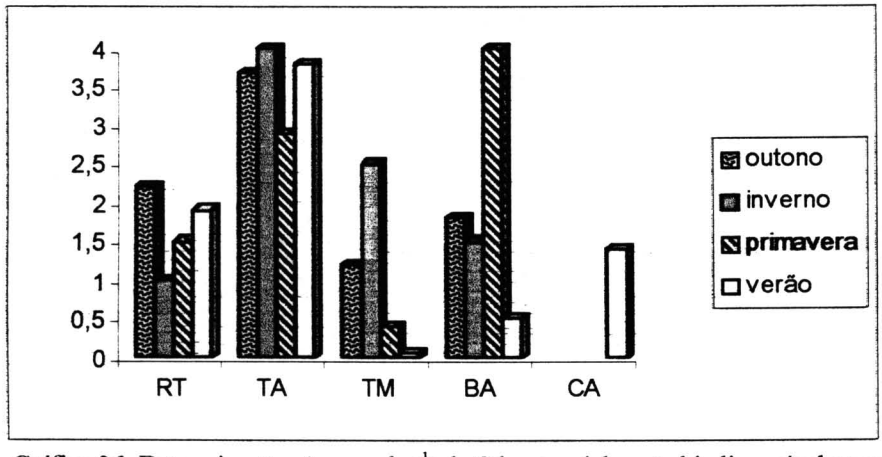

Gráfico 26: Determinações (em $mg.kg^{-1}$) de Cd potencialmente biodisponível no sedimento, 2001/2002.

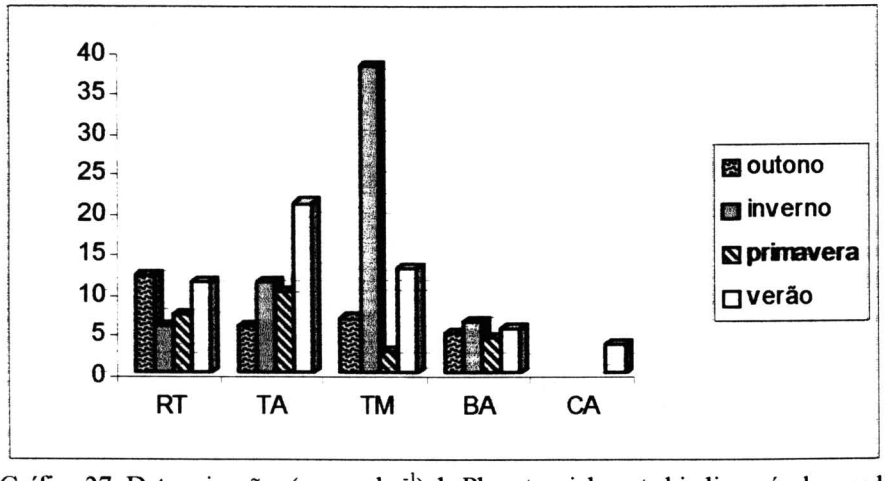

Gráfico 27: Determinações (em $mg.kg^{-1}$) de Pb potencialmente biodisponível no sedimento, 2001/2002.

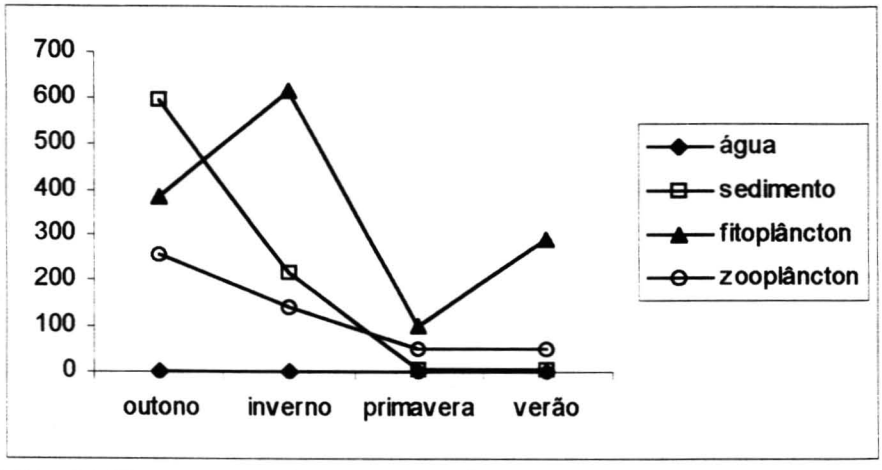

Gráfico 28: Bioacumulação de Zn (em $mg.kg^{-1}$) pelo fito e zooplâncton a partir das concentrações biodisponíveis na água e sedimento, no reservatório de Taiaçupeba, 2001/2002.

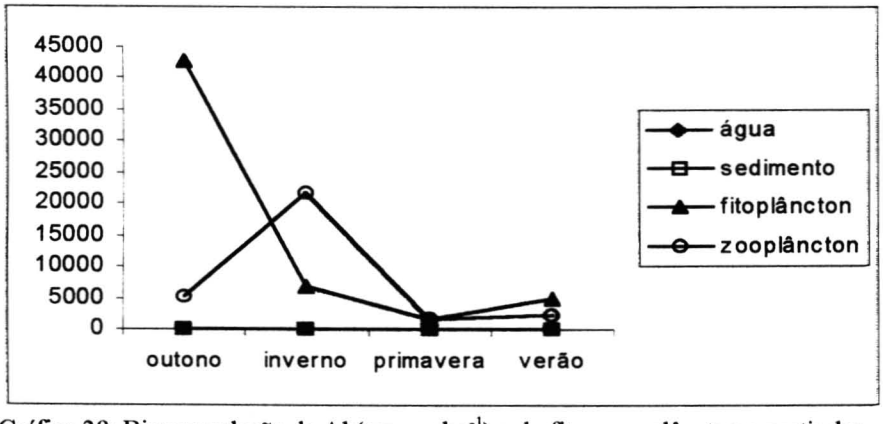

Gráfico 29: Bioacumulação de Al (em $mg.kg^{-1}$) pelo fito e zooplâncton a partir das concentrações biodisponíveis na água e sedimento, no reservatório de Taiaçupeba, 2001/2002.

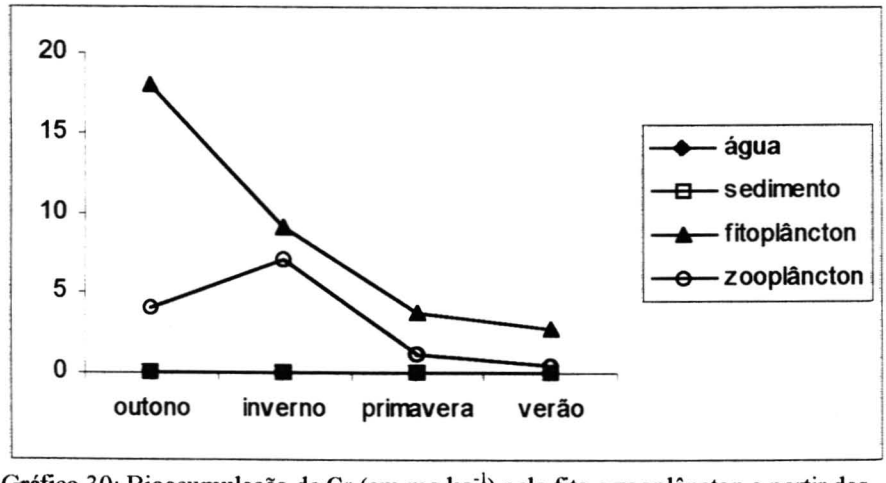

Gráfico 30: Bioacumulação de Cr (em $mg.kg^{-1}$) pelo fito e zooplâncton a partir das concentrações biodisponíveis na água e sedimento, no reservatório de Taiaçupeba, 2001/2002.

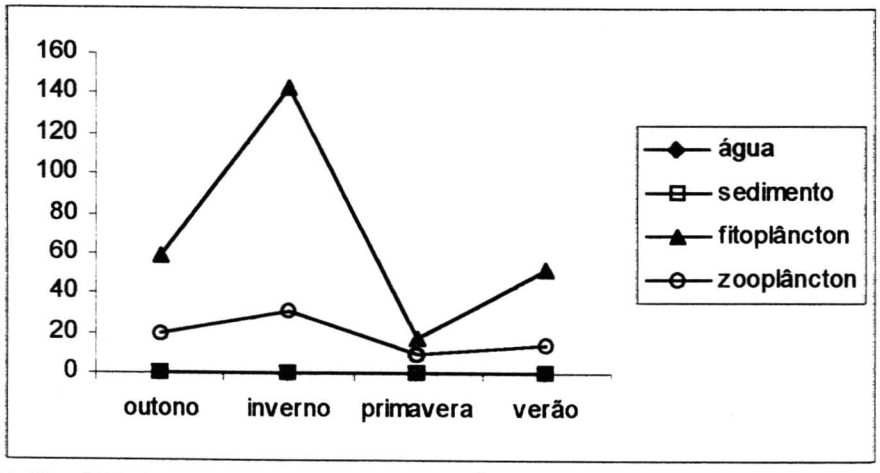

Gráfico 31: Bioacumulação de Cu (em $mg.kg^{-1}$) pelo fito e zooplâncton a partir das concentrações biodisponíveis na água e sedimento, no reservatório de Taiaçupeba, 2001/2002.

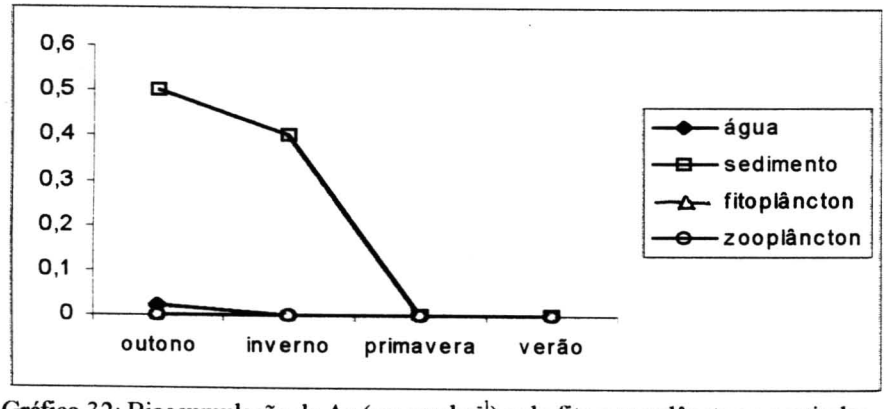

Gráfico 32: Bioacumulação de As (em $mg.kg^{-1}$) pelo fito e zooplâncton a partir das concentrações biodisponíveis na água e sedimento, no reservatório de Taiaçupeba, 2001/2002.

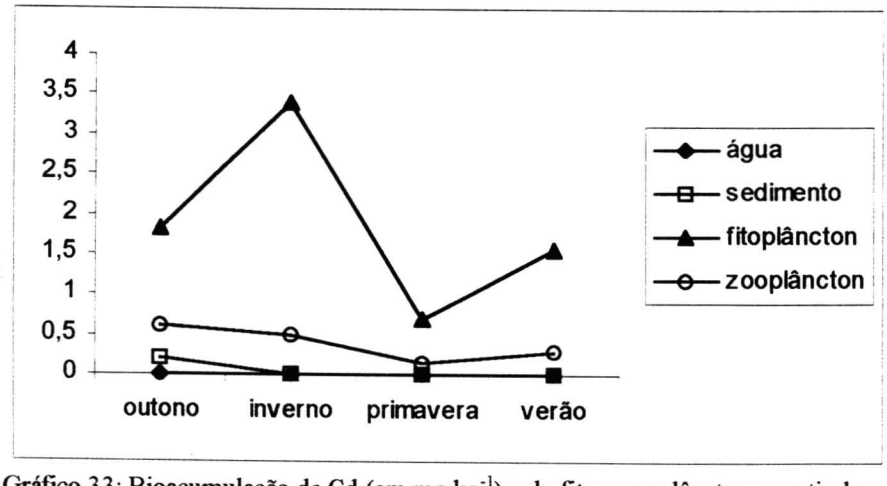

Gráfico 33: Bioacumulação de Cd (em $mg.kg^{-1}$) pelo fito e zooplâncton a partir das concentrações biodisponíveis na água e sedimento, no reservatório de Taiaçupeba, 2001/2002.

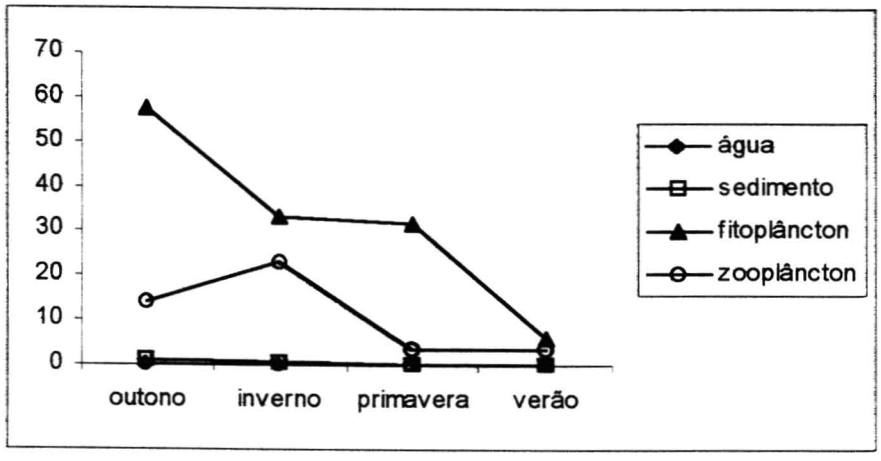

Gráfico 34: Bioacumulação de Pb (em $mg.kg^{-1}$) pelo fito e zooplâncton a partir das concentrações biodisponíveis na água e sedimento, no reservatório de Taiaçupeba, 2001/2002.

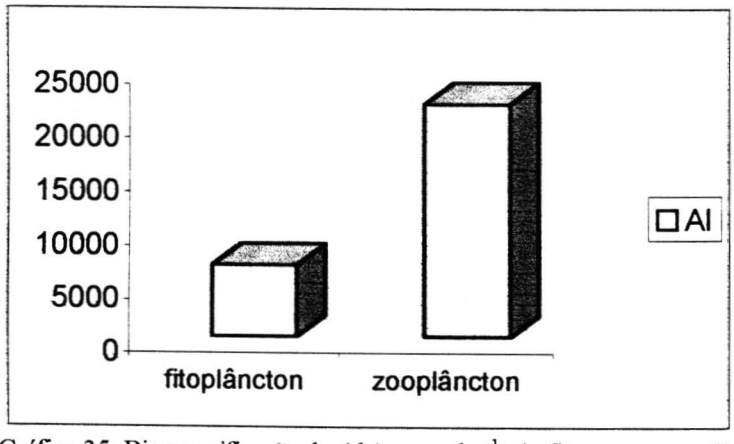

Gráfico 35: Biomagnificação do Al (em $mg.kg^{-1}$) do fito para o zooplâncton, inverno, 2001.

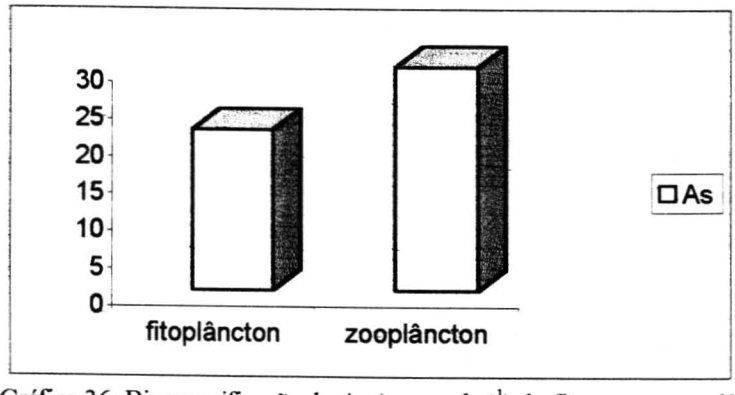

Gráfico 36: Biomagnificação do As (em $mg.kg^{-1}$) do fito para o zooplâncton, inverno, 2001.

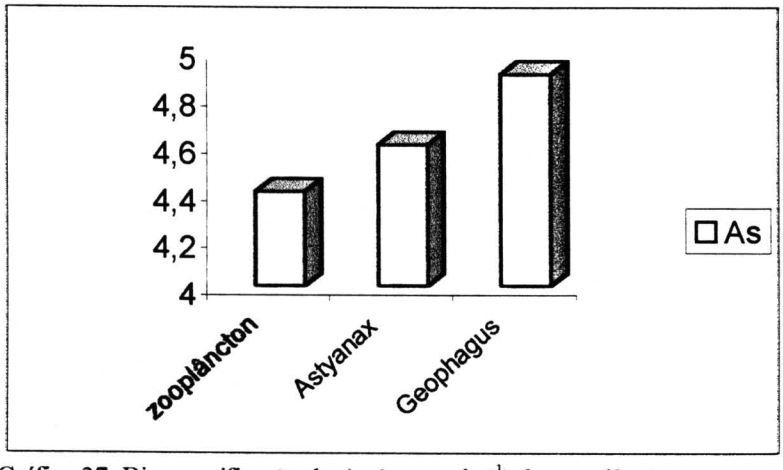

Gráfico 37: Biomagnificação do As (em $mg.kg^{-1}$) do zooplâncton para os peixes, primavera, 2001.

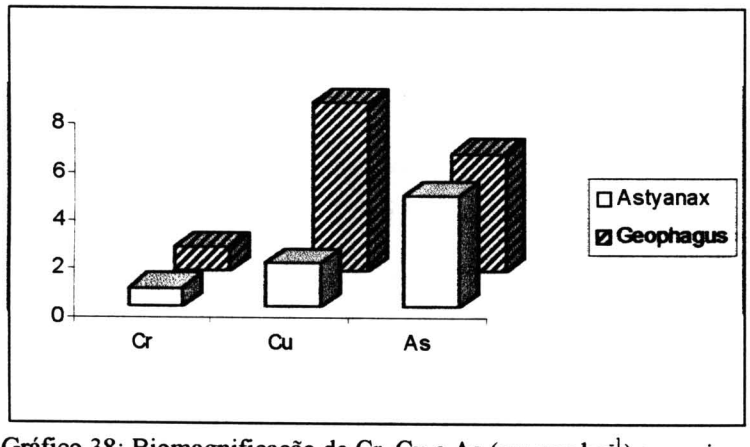

Gráfico 38: Biomagnificação de Cr, Cu e As (em $mg.kg^{-1}$) em peixes, primavera, 2001.

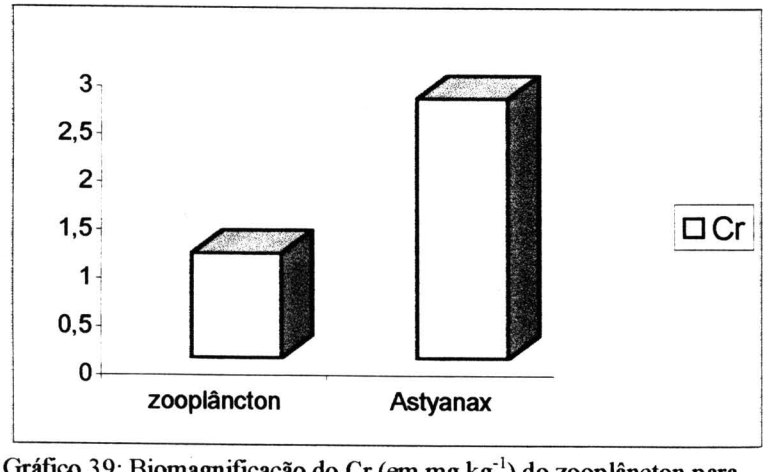

Gráfico 39: Biomagnificação do Cr (em $mg.kg^{-1}$) do zooplâncton para *A. fasciatus* (filé), primavera, 2001.

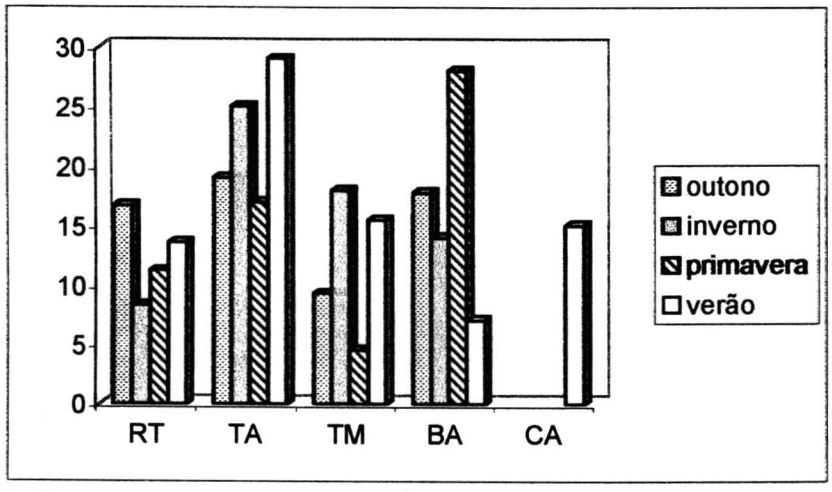

Gráfico 40: Determinações(em mg.kg^{-1}) de As potencialmente biodisponível no sedimento, 2001/2002

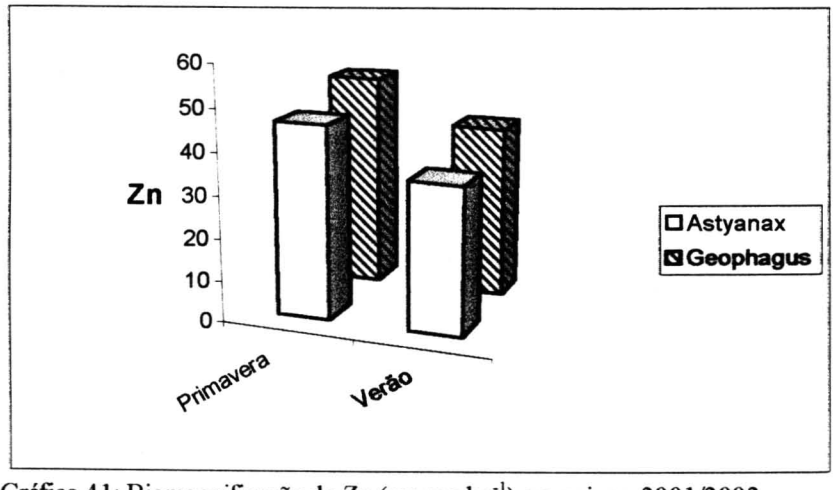

Gráfico 41: Biomagnificação do Zn (em mg.kg^{-1}) em peixes, 2001/2002.

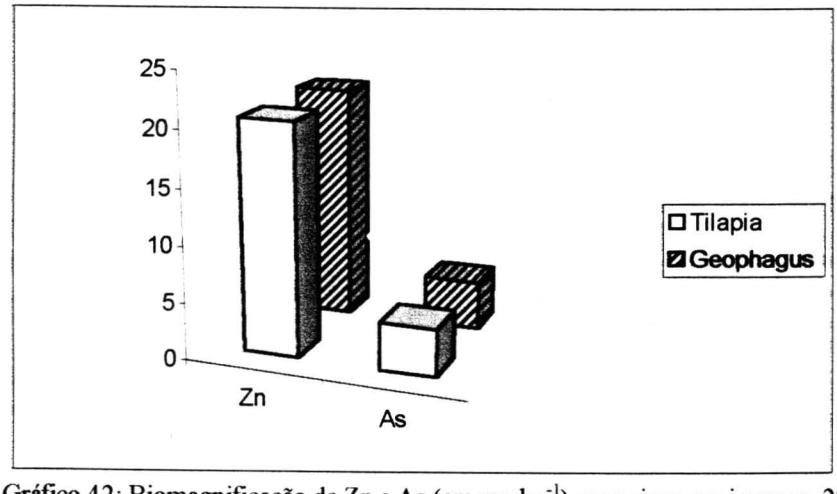

Gráfico 42: Biomagnificação de Zn e As (em mg.kg^{-1}) em peixes, no inverno, 2001.