

Capítulo 3

“Quantificação de metais presentes na água, no sedimento e nos organismos bentônicos no reservatório de Salto Grande (Americana, SP): uma avaliação dos impactos no sistema”.

Sumário

Lista de Figuras	78
Lista de Tabelas	79
1. Introdução	81
2. Objetivos	84
3. Materiais e Métodos	85
3.1. Estações de coleta e periodicidade de amostragem	85
3.2. Coleta das amostras de água, sedimento e organismos bentônicos	85
3.3. Análise do material coletado	86
a) Metais totais na água	86
b) Metais no sedimento	86
c) Metais nos organismos bentônicos	87
4. Resultados	87
4.1. Metais totais na água	87
4.2. Metais biodisponíveis e totais no sedimento	94
4.3. Metais nos organismos bentônicos	99
5. Discussão	100
6. Conclusão	115
7. Bibliografia	117
8. Anexo	121

Lista de Figuras

Figura 1 - Localização das estações de coleta no reservatório de Salto Grande (Americana, SP)	85
Figura 2 - Concentração de Cádmio na água do reservatório de Salto Grande (Americana, SP) durante o período estudado. LQ = 0,002 mg.L ⁻¹	88
Figura 3 - Concentração de Chumbo na água do reservatório de Salto Grande (Americana, SP) durante o período estudado. LQ = 0,01 mg.L ⁻¹	89
Figura 4 - Concentração de Cobre na água do reservatório de Salto Grande (Americana, SP) durante o período estudado. LQ = 0,003 mg.L ⁻¹	90
Figura 5 - Concentração de Cromo na água do reservatório de Salto Grande (Americana, SP) durante o período estudado. LQ = 0,006 mg.L ⁻¹	91
Figura 6 - Concentração de Ferro na água do reservatório de Salto Grande (Americana, SP) durante o período estudado. LQ = 0,006 mg.L ⁻¹	91
Figura 7 - Concentração de Magnésio na água do reservatório de Salto Grande (Americana, SP) durante o período estudado. LQ = 0,0003 mg.L ⁻¹	92
Figura 8 - Concentração de Manganês na água do reservatório de Salto Grande (Americana, SP) durante o período estudado. LQ = 0,002 mg.L ⁻¹	93
Figura 9 - Concentração de Zinco na água do reservatório de Salto Grande (Americana, SP) durante o período estudado. LQ = 0,001 mg.L ⁻¹	93

Lista de Tabelas

Tabela 1 -	Concentração de Cádmio (mg.L^{-1} Cd) na água do reservatório de Salto Grande (Americana SP) no período estudado. Limite de quantificação (LQ) = $0,002 \text{ mg.L}^{-1}$	122
Tabela 2 -	Concentração de Chumbo (mg.L^{-1} Pb) na água do reservatório de Salto Grande (Americana SP) no período estudado. Limite de quantificação (LQ) = $0,01 \text{ mg.L}^{-1}$	122
Tabela 3 -	Concentração de Cobre (mg.L^{-1} Cu) na água do reservatório de Salto Grande (Americana SP) no período estudado. Limite de quantificação (LQ) = $0,003 \text{ mg.L}^{-1}$	122
Tabela 4 -	Concentração de Cromo (mg.L^{-1} Cr) na água do reservatório de Salto Grande (Americana SP) no período estudado. Limite de quantificação (LQ) = $0,006 \text{ mg.L}^{-1}$	122
Tabela 5 -	Concentração de Ferro (mg.L^{-1} Fe) na água do reservatório de Salto Grande (Americana SP) no período estudado. Limite de quantificação (LQ) = $0,006 \text{ mg.L}^{-1}$	123
Tabela 6 -	Concentração de Magnésio (mg.L^{-1} Mg) na água do reservatório de Salto Grande (Americana SP) no período estudado. Limite de quantificação (LQ) = $0,0003 \text{ mg.L}^{-1}$	123
Tabela 7 -	Concentração de Manganês (mg.L^{-1} Mn) na água do reservatório de Salto Grande (Americana SP) no período estudado. Limite de quantificação (LQ) = $0,002 \text{ mg.L}^{-1}$	123
Tabela 8 -	Concentração de Zinco (mg.L^{-1} Zn) na água do reservatório de Salto Grande (Americana SP) no período estudado. Limite de quantificação (LQ) = $0,001 \text{ mg.L}^{-1}$	123
Tabela 9 -	Concentração de Cádmio (mg.Kg^{-1} Cd) biodisponível e total no sedimento do reservatório de Salto Grande (Americana, SP) no período estudado	94
Tabela 10 -	Concentração de Chumbo (mg.Kg^{-1} Pb) biodisponível e total no sedimento do reservatório de Salto Grande (Americana, SP) no período estudado	95
Tabela 11 -	Concentração de Cobre (mg.Kg^{-1} Cu) biodisponível e total no sedimento do reservatório de Salto Grande (Americana, SP) no período estudado	96
Tabela 12 -	Concentração de Cromo (mg.Kg^{-1} Cr) biodisponível e total no sedimento do reservatório de Salto Grande (Americana, SP) no período estudado	96
Tabela 13 -	Concentração de Ferro (mg.Kg^{-1} Fe) biodisponível e total no sedimento do reservatório de Salto Grande (Americana, SP) no período estudado	97
Tabela 14 -	Concentração de Magnésio (mg.Kg^{-1} Mg) biodisponível e total no sedimento do reservatório de Salto Grande (Americana, SP) no período estudado	97
Tabela 15 -	Concentração de Manganês (mg.Kg^{-1} Mn) biodisponível e total no sedimento do reservatório de Salto Grande (Americana, SP) no período estudado	98
Tabela 16 -	Concentração de Zinco (mg.Kg^{-1} Zn) biodisponível e total no sedimento do reservatório de Salto Grande (Americana, SP) no	

	período estudado	99
Tabela 17 -	Concentração de metais nos organismos bentônicos do reservatório de Salto Grande (Americana, SP)	99
Tabela 18 -	Comparação da concentração de metais na água do reservatório de Salto Grande (Americana, SP) com o limite estabelecido pela resolução CONAMA 20/86 e com as concentrações obtidas por TONISSI (1999). Em vermelho: concentração acima do limite estabelecido pela resolução CONAMA 20/86	102
Tabela 19 -	Avaliação temporal da concentração de metais na água do rio Atibaia. Dados referentes ao monitoramento da CETESB (1989-1994) e ao presente estudo (2000-2001). Em vermelho: concentrações acima do limite estabelecido pela resolução CONAMA 20/86	103
Tabela 20 -	Comparação entre a concentração de metais totais nos sedimentos dos reservatórios Camanche (SLOTTON & REUTER, 1995) e Salto Grande (mínimo e máximo)	106
Tabela 21 -	Categorias de poluição de sedimentos estabelecidas por THOMAS (1987), sendo a concentração de metal expressa em ppm (mg.Kg^{-1} de sedimento seco)	106
Tabela 22 -	Granulometria do sedimento do reservatório de Salto Grande (Americana, SP)	107
Tabela 23 -	Porcentagem de matéria orgânica no sedimento do reservatório de Salto Grande (Americana, SP)	107
Tabela 24 -	Comparação da concentração de metais biodisponíveis (mg.Kg^{-1}) encontrados na Lagoa do Diogo (um lago natural) e nos reservatório de Bariri, Promissão, Barra Bonita, Billings e Salto Grande (lagos artificiais)	109
Tabela 25 -	Concentração de metais ($\mu\text{g.g}^{-1}$ ou ppm) e fator de concentração no sedimento e nos Tubificideos (Oligochaeta, Annelida) do lago Palestine (Indiana), segundo CHAPMAN (1980) <i>apud</i> BRINKHURST & COOK (1980)	112
Tabela 26 -	Fator de concentração dos metais nos organismos bentônicos do rio Atibaia e reservatório de Salto Grande (Americana, SP)	113
Tabela 27 -	Concentração de metais ($\mu\text{g.g}^{-1}$) nos organismos bentônicos obtida por SILVÉRIO (1999) em três sistemas aquáticos com diferentes níveis de contaminação	114

1. INTRODUÇÃO

Os metais têm contribuído de forma significativa para a poluição do ar, da água e do solo, interferindo temporária ou permanentemente na manutenção da biota terrestre e aquática, incluindo-se, enquanto organismo-alvo e de forma direta e indireta, a própria espécie humana. Assim, tem-se verificado, no decorrer da história das civilizações, o reflexo da expansão acelerada dos núcleos urbanos, do desenvolvimento industrial e agrícola, os quais, apesar dos inúmeros benefícios ao homem, impõe novas e futuras restrições ao uso dos recursos naturais.

Segundo BRAYNER (1998), a intervenção humana pode ser considerada como o maior responsável pela magnitude e frequência da disposição dos metais, uma vez que a sua geração e utilização como subproduto nas atividades industriais ocorre em escala exponencial, gerando diversos impactos em níveis local e global, levando a um estresse contínuo da natureza e, conseqüentemente, a efeitos agudos ou crônicos à saúde dos ecossistemas e do homem.

A presença de metais e outras substâncias inorgânicas tóxicas é atribuída aos processos naturais, como o intemperismo das rochas e o carreamento de solos, e aos processos artificiais, os quais se relacionam aos resíduos das atividades antropogênicas. A diferença entre ambos reside na magnitude do impacto, na frequência (ocasional, contínua ou intermitente) e na duração (horas, meses e anos) em que ocorre a distribuição e contaminação pelos metais, ocasionando impactos consideráveis na estrutura e funcionamento dos ecossistemas. Além disso, deve-se considerar, segundo CALMANO (1996), que a contaminação por metais pode ocorrer por fontes difusas, como aquelas originadas pela atmosfera, deposições sólidas e lixiviação do solo, particularmente em áreas agrícolas, e fontes pontuais, caracterizadas principalmente pelas emissões de efluentes industriais, esgotos domésticos, depósitos de lixo e despejos de mineração. Entre os dois processos, os naturais, dependendo de sua magnitude e frequência, são mais assimiláveis pelos ecossistemas, pois ocorrem de forma gradual, enquanto os antropogênicos ocorrem em concentrações e duração que não permitem a assimilação pelos ecossistemas, sendo, iguais aos primeiros, cumulativos no sistema. Em relação às fontes, as difusas são mais difíceis de serem controladas.

Quanto aos ecossistemas aquáticos, tem sido verificado um aumento significativo nos estoques de metais, estando estes relacionados principalmente a origem antrópica e, uma vez inseridos no sistema aquático, os metais se distribuem no

material em suspensão (biótico e abiótico), no sedimento, na água superficial e na água intersticial. Segundo SALOMONS & FORSTNER (1984), todos esses compartimentos interagem entre si por processos de adsorção/desorção, precipitação, sedimentação e difusão e todos influenciam a assimilação de metais pela biota. No entanto, o comportamento de metais traço em sistemas aquáticos é altamente complexo devido as possíveis interações que ocorrem com os componentes dissolvidos e particulados quando estes estão em condições de não-equilíbrio, ou seja, em situações em que a resistência e resiliência foram ultrapassadas, fazendo com que o funcionamento do ecossistema ocorra fora do ponto de equilíbrio, o que promove sérias modificações ambientais. Estas situações são comuns em reservatórios, por exemplo, devido ao aporte contínuo e excessivo de nutrientes (principalmente nitrogênio e fósforo), promovendo a eutrofização, com florescimentos constantes de algas cianofíceas e aumento da biomassa de macrófitas aquáticas.

Segundo MOORE & RAMAMOORTHY (1984), diversos fatores interferem na disponibilidade de metais. A composição física e química da água, por exemplo, determina a forma de transporte dos metais, assim como o particulado, coloidal, iônico dissolvido e formas complexadas dissolvidas. De forma semelhante, o material em suspensão também desempenha uma tarefa importante no transporte e no ciclo geoquímico de metais em sistemas aquáticos, pois suas características físicas e geoquímicas influenciam a capacidade de ligação com metais, auxiliando na autodepuração dos corpos d'água (CHEN *et al.*, 1991).

No ambiente aquático, os sedimentos desempenham importante papel em relação à presença de metais, pois, dependendo do ambiente em que se encontram (oxidado ou reduzido), podem representar uma fonte (liberação através de processos físicos, químicos e biológicos) ou um sumidouro (deposição) para os metais provenientes das águas superficiais. Deve-se considerar, no entanto, que os metais não estão distribuídos de forma homogênea entre as frações de sedimento e, portanto, diferenças significativas nas concentrações totais de metais podem ser observadas em amostras de sedimentos de uma única localidade (SALOMONS & FÖRSTNER, *op. cit.*). Dentro do espectro do tamanho das partículas, por exemplo, as frações mais finas (argila e silte fino) mostram, relativamente, maiores concentrações de metais, enquanto que nas frações silte e areia fina as concentrações de metais geralmente diminuem à medida que a fração é composta, em maior parte, por componentes de quartzo, os quais possuem menores concentrações de metais (SALOMONS & FÖRSTNER, *op. cit.*).

A mobilização dos metais, ou a ausência destes nos sedimentos dos ecossistemas aquáticos, dependem da textura e da natureza química dos sedimentos, fatores estes que determinam a quantidade e a força da ligação do metal. Vários estudos sugerem, no entanto, que a maior fração de metais é imobilizada nos sedimentos sob formas não biodisponíveis, levando a um decréscimo na concentração disponível para a biota (CALMANO *et al.*, 1993; LACERDA, 1998 ; TAM & WONG, 1995), o que seria um fator positivo para os organismos que vivem somente na coluna d'água, mas prejudicial para aqueles que vivem temporária (estágio de vida ou procura por alimento) ou permanentemente (organismos bentônicos como moluscos, por exemplo) no sedimento.

A biodisponibilidade dos metais, que é a fração da concentração de metal total em cada um dos reservatórios abióticos que pode ser assimilada pelos organismos, segundo SALOMONS & FÖRSTNER (1984), é afetada pela especiação entre as formas hidratadas livres e entre vários complexos orgânicos e inorgânicos de vários estados de valência.

De acordo com REINFELDER *et al.* (1998), o acúmulo de metais nos ecossistemas aquáticos tem despertado interesse sob vários aspectos, principalmente em relação ao destino e os possíveis efeitos desses contaminantes, sua ciclagem biogeoquímica e seu comportamento/distribuição na cadeia alimentar. Apesar de alguns deles serem essenciais aos seres vivos, como magnésio, ferro, zinco, manganês, cobre, cobalto, molibdênio e boro (atuando em diversos processos fisiológicos, ainda que em baixas concentrações), em altas concentrações geralmente podem ser tóxicos. Outros metais, como mercúrio, chumbo, cádmio, cromo e níquel, como mencionado por ESTEVES, (1988), não têm função biológica conhecida e comumente apresentam toxicidade aos organismos. A toxicidade, no entanto, depende de vários fatores que influenciam a disponibilidade da substância aos organismos, incluindo a fonte, a taxa de emissão, a concentração, transporte, fase de desenvolvimento e os processos bioquímicos de cada organismo (LAWS, 1993).

Entre as diversas conseqüências da presença de metais nos ecossistemas aquáticos, LAWS (*op. cit.*) sugere que a bioacumulação (resultante da taxas de assimilação e eliminação) é o processo mais importante, sendo que os metais se acumulam a partir da exposição ao sedimento/água (contato com o compartimento contaminado) ou progressivamente pela cadeia trófica, indicando assimilação via alimentação (importante fator da bioacumulação). Nos ecossistemas aquáticos, por exemplo, os organismos autotróficos são representados pelo fitoplâncton, macrófitas e

certas bactérias, sendo a base da cadeia alimentar, além de terem grande capacidade para a bioacumulação de metais. Desta forma, representam uma fonte potencial de contaminação aos consumidores primários (zooplâncton e peixes herbívoros), continuando o processo de contaminação aos carnívoros primários e os de topo de cadeia, o que evidencia o processo de biomagnificação, desde que os últimos níveis apresentem concentrações de metais maiores que as dos níveis inferiores (BOUDOU & RIBEYRE, 1989). Deve-se considerar, no entanto, que a bioacumulação também ocorre a partir do sedimento, o que está associado principalmente à ecologia dos organismos bentônicos, pois estes ficam expostos aos contaminantes presentes na água intersticial, partículas, matéria orgânica particulada e dissolvida e entre a interface água - sedimento (zona de maior deposição), sendo ainda influenciados pela natureza heterogênea dos sedimentos (REYNOLDS, 1987).

Verifica-se, assim, que os poluentes estão distribuídos em diversos compartimentos dos ecossistemas aquáticos (água, sedimento e organismos), com efeitos significativos à biota, podendo atingir o homem através do processo de bioacumulação ou pela ingestão direta da água contaminada. Considerando-se os riscos a saúde dos ecossistemas e a necessidade de se monitorar os ecossistemas aquáticos com vistas a atender os usos múltiplos ao qual se destina, procurou-se enfatizar, neste capítulo, a distribuição de metais nos compartimentos água, sedimento e biota (fauna de macroinvertebrados bentônicos) do reservatório de Salto Grande, localizado no município de Americana, Estado de São Paulo.

2. OBJETIVOS

➤ Determinar a concentração de metais na água, sedimento e organismos bentônicos, avaliando-se a distribuição destes elementos nos períodos seco, chuvoso e intermediários.

➤ Reconhecer os elementos mais biodisponíveis para a biota aquática, possibilitando a bioacumulação desses metais na cadeia trófica, utilizando-se, para tal finalidade, a análise de metais na comunidade bentônica.

3. MATERIAIS E MÉTODOS

3.1. Estações de coleta e periodicidade de amostragem

As estações de coleta estão apresentadas na Figura 1, sendo amostradas quatro estações localizadas na região limnética do reservatório de Salto Grande (Americana, SP) e uma no rio Atibaia. As coletas foram efetuadas nos meses de Maio, Agosto e Novembro de 2000 e Fevereiro de 2001.

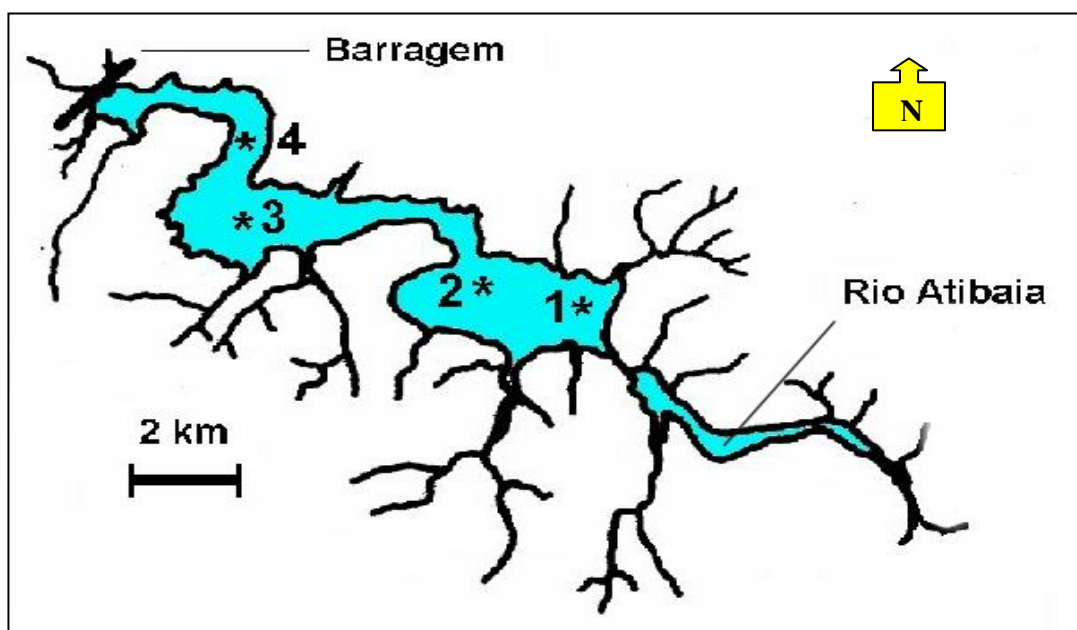


Figura 1. Localização das estações de coleta no reservatório de Salto Grande (Americana, SP).

3.2. Coleta das amostras de água, sedimento e organismos bentônicos

As amostras de água (1 litro) para determinação da concentração de metais totais foram coletadas utilizando-se uma garrafa do tipo “van Dorn”. Em cada estação coletou-se água a 30% e 70% de profundidade, correspondendo a zona eufótica e afótica, respectivamente, exceto no rio Atibaia, no qual a amostra correspondeu à água superficial devido à reduzida profundidade desta estação.

Amostras de sedimento para análises de metais totais e biodisponíveis foram coletadas utilizando-se uma draga do tipo Eckman-Birge, com área igual a 225 cm², e deixadas para secar ao ar, em local livre de poeira. Quando secas, as amostras foram destorroadas em almofariz de porcelana e passadas em peneira de 2,0 mm de abertura

de malha para a remoção de materiais indesejáveis, tais como fragmentos de vegetais, pedregulhos, entre outros.

Na coleta dos organismos bentônicos para a determinação de metais bioacumulados, utilizou-se uma rede de arrasto com abertura de malha de 0,5 mm, a qual foi arrastada por 5 minutos no sedimento de cada estação de coleta e os organismos retidos foram triados e secos em estufa a 50⁰C.

3.3. Análise do material coletado

a) Metais totais na água.

Segundo metodologia descrita em APHA (1995) a água amostrada em cada estação de coleta foi preservada no campo com 1,5 mL de ácido nítrico concentrado. No laboratório a amostra de 1 litro foi concentrada até 100 mL. Durante o processo de concentração adicionou-se um total de 5 mL de ácido nítrico para cada amostra. O material concentrado foi filtrado em filtros de fibra de vidro, GFC, com 0,45 µm de porosidade, e colocados em balões volumétricos de 100 mL. O volume foi então diluído para 100 mL e a leitura dos metais totais foi realizada em Espectrofotômetro de Absorção Atômica por chama (modelo SpectrAA 220, Varian). Os resultados foram expressos em mg.L⁻¹ de água.

b) Metais no sedimento

➤ Metais Totais

Para a análise de metais totais no sedimento, uma amostra de 0,5 g de sedimento finamente pulverizado em almofariz foi digerida utilizando-se ácido nítrico e ácido perclórico (ROTHERY, 1988). A suspensão foi filtrada em membrana de acetato de celulose 0,45 µm e o filtrado foi diluído em balões de 50 mL. A leitura foi realizada em Espectrofotômetro de Absorção Atômica por chama (modelo SpectrAA 220, Varian). Os resultados foram expressos em mg.Kg⁻¹ de sedimento seco.

➤ Metais Biodisponíveis

Para a quantificação dos metais biodisponíveis pesou-se 1,0 grama de sedimento finamente pulverizado em almofariz, transferiu-se para um *erlenmeyer* e adicionaram-se

25 mL de ácido clorídrico 0,1 N. Esta mistura foi submetida à agitação em mesa agitadora a 200 rpm por 2 horas. Posteriormente a suspensão foi filtrada em membrana de acetato de celulose 0,45 μm e a amostra foi diluída em balão volumétrico de 100 mL (SILVÉRIO, 1999), sendo a leitura realizada em Espectrofotômetro de Absorção Atômica por chama (modelo SpectrAA 220, Varian). Os resultados foram expressos em mg.Kg^{-1} de sedimento seco

c) Metais nos organismos bentônicos

Os organismos coletados com a rede de arrasto foram triados e secos em estufa a 50 °C. A massa de organismos obtida, cerca de 25 mg, foi digerida utilizando-se 3,0 mL de ácido nítrico suprapuro e 1,5 mL de peróxido de hidrogênio. A suspensão foi filtrada em membrana de acetato de celulose 0,45 μm e o filtrado foi diluído em balão volumétrico de 10 mL (SILVÉRIO, 1999). Devido à alta concentração de ácido nas amostras, foi necessário diluí-las cinco vezes, atingindo apenas 6% de ácido nítrico, o que reduz a possibilidade de danificar o forno de grafite. A leitura foi realizada em Espectrofotômetro de Absorção Atômica por forno (modelo SpectrAA 220, Varian) e os resultados foram expressos em $\mu\text{g.g}^{-1}$ de peso seco.

4. RESULTADOS

4.1. Metais totais na água

Os resultados referentes às concentrações de metais na água do reservatório de Salto Grande (Americana, SP) podem ser observados nas Figuras de 2 a 9 e nas Tabelas 1 a 8 (em anexo).

Os resultados obtidos foram expressos em mg.L^{-1} e comparados com os limites propostos pela Resolução CONAMA n^o 20, de 18 de junho de 1986, que descreve a classificação e enquadramento dos corpos d'água segundo critérios e análises químicas, físicas e biológicas dos mesmos.

a) Cádmio

Os resultados das concentrações de Cádmio (Cd) na água podem ser observados na Figura 2 e na Tabela 1 (em anexo), sendo que não foi possível observar nenhum padrão de distribuição do Cd na coluna d'água, exceto no mês de Fevereiro/01, no qual as concentrações de Cd obtidas na profundidade de 70% foram superiores às encontradas para 30%, demonstrando a possível ressuspensão do material do sedimento.

Os valores mínimos e máximos foram de 0,0020 (E2-70%, Novembro/00) e 0,0062 mg.L⁻¹ (E4-70%, Agosto/00), respectivamente. Em algumas estações as concentrações de Cd foram inferiores ao limite de quantificação do aparelho utilizado, cujo valor é de 0,002 mg.L⁻¹, como nas estações E1-30%, E3-30%, E3-70%, E4-30% (Novembro/00) e E1-30%, E2-30%, E3-30%, E4-30% e E4-70% (Fevereiro/01). As maiores concentrações de Cd foram obtidas em Agosto/00, verificando-se concentrações de 0,0059 (rio Atibaia), 0,0057 (E1-30%), 0,0059 (E2-70%) e 0,0062 mg.L⁻¹ (E4-70%).

Segundo a resolução CONAMA 20/86 a concentração aceitável de Cd nas águas de Classe 2 é de 0,001 mg.L⁻¹, verificando-se, dessa forma, que as concentrações obtidas estão acima do limite estabelecido.

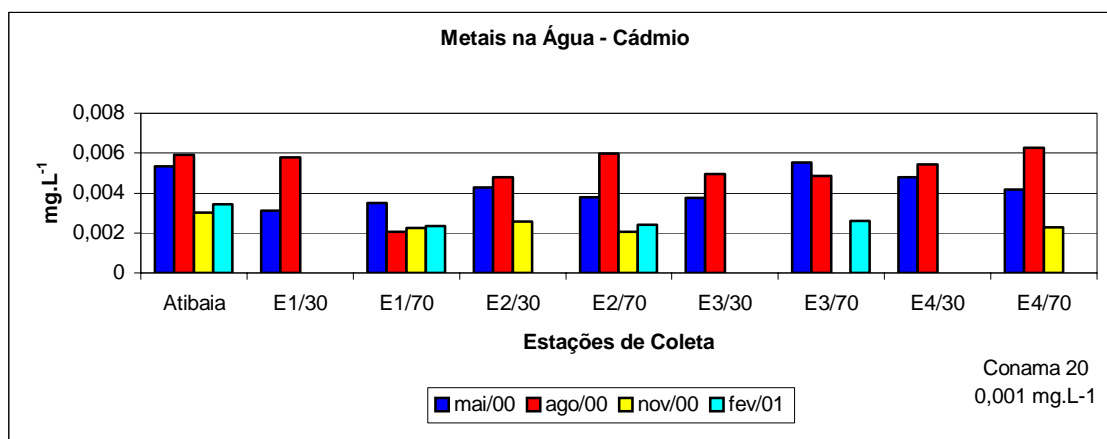


Figura 2. Concentração de Cádmio na água do reservatório de Salto Grande (Americana, SP), no período estudado. LQ = 0,002 mg.L⁻¹

b) Chumbo

Os resultados de Chumbo (Pb) na água podem ser observados na Figura 3 e na Tabela 2 (em anexo).

Em Maio e Agosto de 2000 as concentrações foram sempre superiores a 0,02 mg.L⁻¹, enquanto em Novembro/00 e Fevereiro/01 somente a amostra do rio Atibaia (Fevereiro/01) ultrapassou este valor. Além disso, esse elemento não foi detectado na água das seguintes estações: E1-70% (Agosto/00), E1-30%, E1-70% e E3-30% (Novembro/00), E2-30% (Fevereiro/01) e E3-70%, E4-30% e E4-70% (Novembro/00 e Fevereiro/01). A concentração mínima obtida foi de 0,0110 mg.L⁻¹ (E2-70%, Novembro/00) e a máxima de 0,059 mg.L⁻¹ (E3-30%, Agosto/00).

De acordo com resolução CONAMA 20/86 a concentração de Pb para águas de Classe 2 é de até 0,03 mg.L⁻¹. Portanto, as concentrações obtidas na água do reservatório em Maio e Agosto de 2000, foram superiores ao valor recomendado pela resolução.

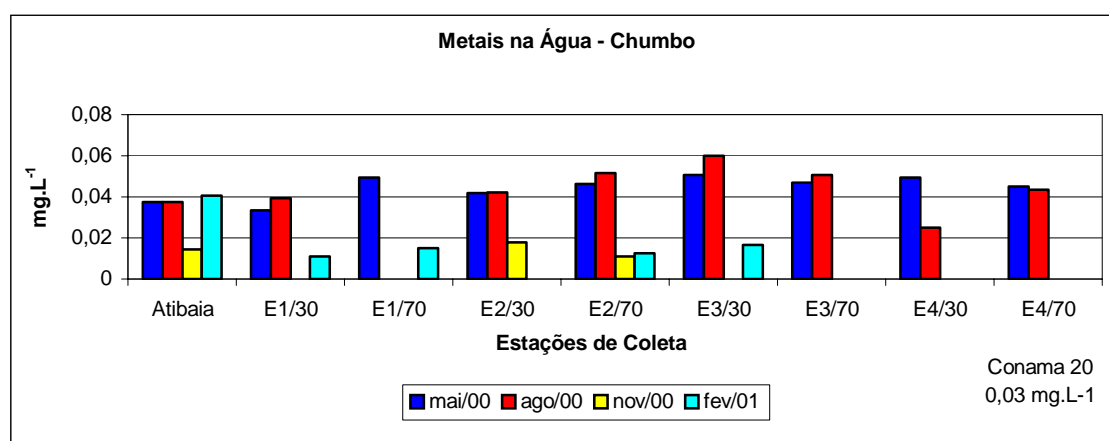


Figura 3. Concentração de Chumbo na água do reservatório de Salto Grande (Americana, SP), no período estudado. LQ = 0,01 mg.L⁻¹.

c) Cobre

Os resultados das concentrações de Cobre (Cu) na água do reservatório podem ser analisados na Figura 4 e na Tabela 3 (em anexo), verificando-se o valor mínimo de 0,0031 mg.L⁻¹ na estação E4-70% (Novembro/00) e o valor máximo de 0,0723 mg.L⁻¹ no rio Atibaia (Maio/00).

Em Maio/00, todas as estações amostradas, exceto a estação 2, apresentaram concentrações de Cu acima do valor determinado pelo CONAMA 20/86, que é de 0,02 mg.L⁻¹. Observa-se em Novembro/00 as menores concentrações de Cu, tais como 0,0055 (rio Atibaia), 0,0037 (E1-30%), 0,0029 (E2-30%) e 0,0055 mg.L⁻¹ (E3-70%). Em Agosto/00 e Fevereiro/01 as concentrações estiveram abaixo ou próximo ao limite

determinado pelo CONAMA 20/86, exceto a estação do rio Atibaia, na qual a concentração foi de $0,03 \text{ mg.L}^{-1}$ em Fevereiro/01.

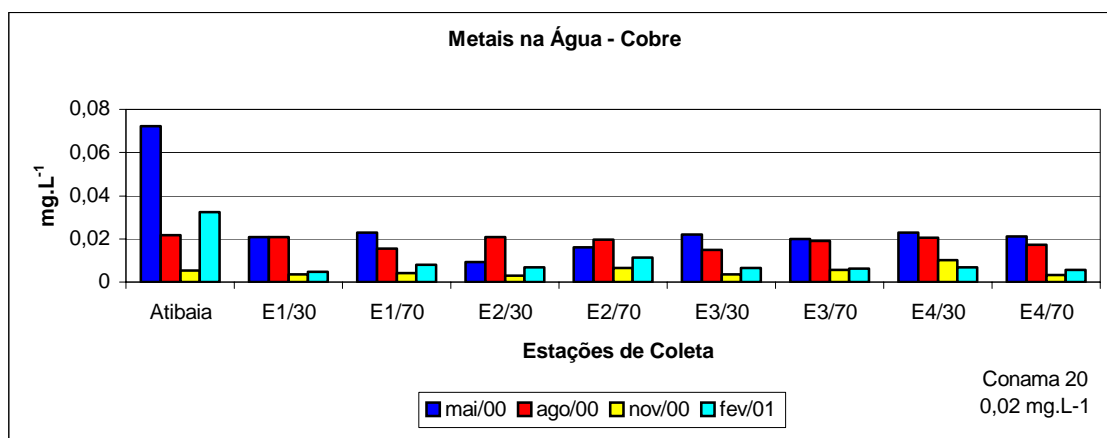


Figura 4. Concentração de Cobre na água do reservatório de Salto Grande (Americana, SP), no período estudado. LQ = $0,003 \text{ mg.L}^{-1}$

d) Cromo

Os resultados de Cromo total (Cr) na água podem ser observados na Figura 5 e na Tabela 4 (em anexo), verificando-se que as concentrações foram superiores em Maio e Agosto de 2000, quando comparadas com os demais meses amostrados.

Os valores mínimo e máximo foram de $0,0067 \text{ mg.L}^{-1}$ (E2-30%, Novembro/00) e $0,0679 \text{ mg.L}^{-1}$ (rio Atibaia, Fevereiro/01). Na água do rio Atibaia obteve-se concentrações superiores às demais estações em todo o período estudado. Em Novembro/00, verificou-se que nas estações E1-30%, E1-70% e E4-30% as concentrações obtidas estavam abaixo do limite de quantificação do aparelho ($0,006 \text{ mg.L}^{-1}$).

Somente na água coletada no rio Atibaia, em Fevereiro/01 ($0,067 \text{ mg.L}^{-1}$), foi observada concentração superior à estabelecida para águas de Classe 2 pelo CONAMA 20/86 ($0,05 \text{ mg.L}^{-1}$).

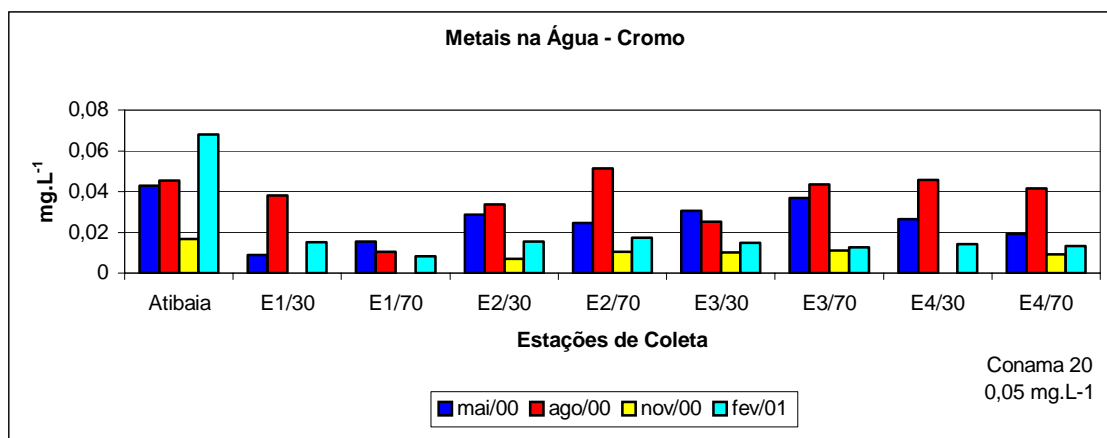


Figura 5. Concentração de Cromo na água do reservatório de Salto Grande (Americana, SP), no período estudado. LQ = 0,006 mg.L⁻¹

e) Ferro

Os resultados das concentrações de Ferro (Fe) na água podem ser verificados na Figura 6 e na Tabela 5, sendo que algumas concentrações obtidas estão acima do valor recomendado pela resolução CONAMA 20/86 (0,3 mg.L⁻¹). Em Maio/00 e Agosto/00 somente as concentrações obtidas no rio Atibaia e na estação 1 estiveram acima do limite estabelecido. Porém, em Novembro/00 e Fevereiro/01, todas as estações amostradas tiveram concentrações de Fe acima do estabelecido para águas de Classe 2.

Os valores mínimos e máximos obtidos foram de 0,14 mg.L⁻¹ (E4-70%, Agosto/00) e 8,42 mg.L⁻¹ (rio Atibaia, Fevereiro/01), respectivamente, sendo que as concentrações obtidas em Fevereiro/01 foram superiores aos demais meses estudados, ressaltando-se que, no rio Atibaia as concentrações foram sempre superiores.

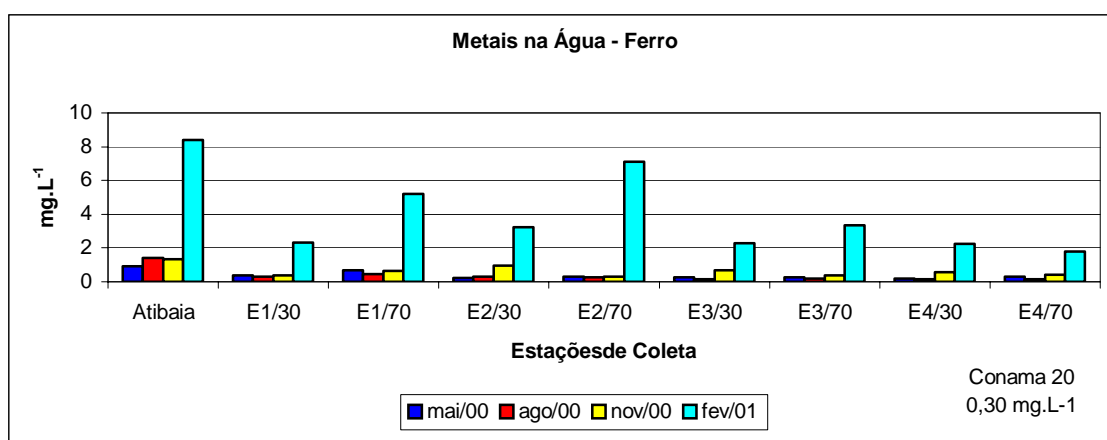


Figura 6. Concentração de Ferro na água do reservatório de Salto Grande (Americana, SP), no período estudado. LQ = 0,006 mg.L⁻¹

f) Magnésio

Os resultados da concentração de Magnésio (Mg) podem ser observados na Figura 7 e na Tabela 6 (em anexo), sendo que o valor mínimo obtido foi de $1,11 \text{ mg.L}^{-1}$ (E1-30%, Agosto/00) e o valor máximo foi de $2,56 \text{ mg.L}^{-1}$ (rio Atibaia, Agosto/00).

Verifica-se que não houve grandes variações entre as concentrações de Mg obtidas nas diferentes estações de coleta. Porém, nota-se que no rio Atibaia as concentrações obtidas foram superiores às demais estações, obtendo-se as concentrações de $2,56$ (Agosto/00), $2,34$ (Novembro/00) e $2,52 \text{ mg.L}^{-1}$ (Fevereiro/01). Em Maio/00 a concentração máxima obtida foi de $2,01 \text{ mg.L}^{-1}$ na estação 1/70%.

A resolução CONAMA 20/86 não apresenta limites de concentração para Magnésio em amostras de água.

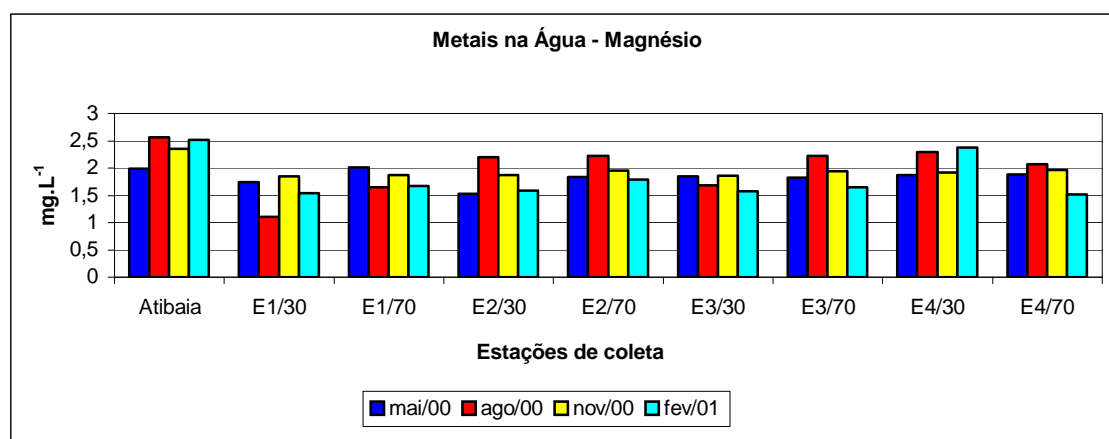


Figura 7. Concentração de Magnésio na água do reservatório de Salto Grande (Americana, SP), no período estudado. LQ = $0,0003 \text{ mg.L}^{-1}$

g) Manganês

Os resultados referentes à concentração de Manganês (Mn) podem ser observados na Figura 8 e na Tabela 7 (em anexo). Verifica-se que a concentração mínima foi de $0,023 \text{ mg.L}^{-1}$ (E3-30%, Agosto/00) e a máxima de $0,57 \text{ mg.L}^{-1}$ (rio Atibaia, Fevereiro/01). Pode-se verificar que as amostras coletadas a 70% de profundidade apresentaram valores superiores às coletadas a 30%. Além disso, no rio Atibaia obteve-se as maiores concentrações de Mn, exceto em Novembro/00.

Somente algumas estações estão com valores acima do recomendado pela resolução CONAMA 20/86 ($0,10 \text{ mg.L}^{-1}$), como o rio Atibaia (Agosto/00 – $0,18 \text{ mg.L}^{-1}$; Novembro/00 – $0,11 \text{ mg.L}^{-1}$ e Fevereiro/01 – $0,57 \text{ mg.L}^{-1}$), a estação 1 em

Novembro/00 (0,14 e 0,17 mg.L⁻¹, E1-30% e E1-70%, respectivamente), a estação 1-70% (0,11 mg.L⁻¹) e estação 2-70% (0,10 mg.L⁻¹), ambas em Fevereiro/01.

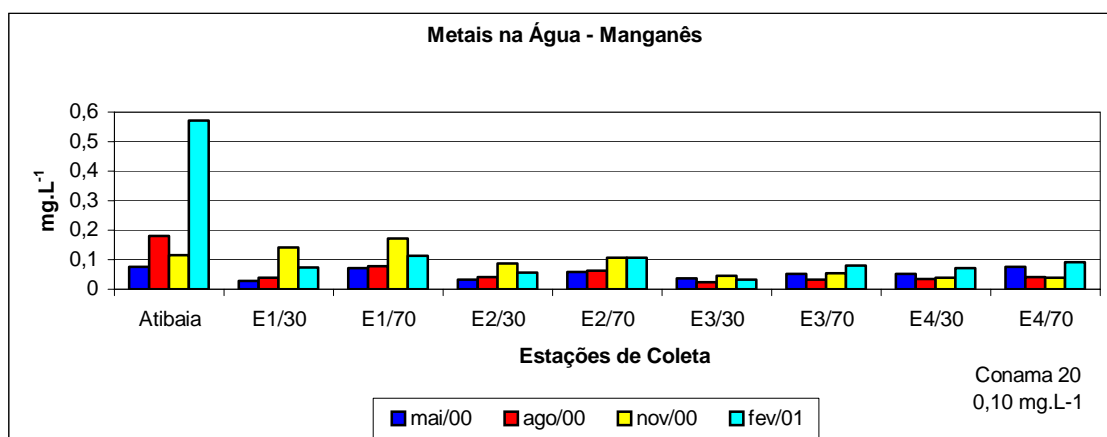


Figura 8. Concentração de Manganês na água do reservatório de Salto Grande (Americana, SP), no período estudado. LQ = 0,002 mg.L⁻¹

h) Zinco

Os resultados referentes à concentração de Zinco (Zn) na água podem ser observados na Figura 9 e na Tabela 8 (em anexo). Verifica-se que nenhuma concentração está acima do valor estabelecido pelo CONAMA 20/86 (0,18 mg.L⁻¹).

As concentrações mínima e máxima obtidas foram de 0,0045 (E2-70%, Novembro/00) e 0,090 mg.L⁻¹ (rio Atibaia, Fevereiro/01), respectivamente. Os maiores valores obtidos foram registrados em Maio/00, excetuando-se o rio Atibaia, em Fevereiro/01. Além disso, observa-se uma tendência à diminuição na concentração de zinco do rio Atibaia em direção à barragem em todos os meses coletados, o que também foi verificado para cobre.

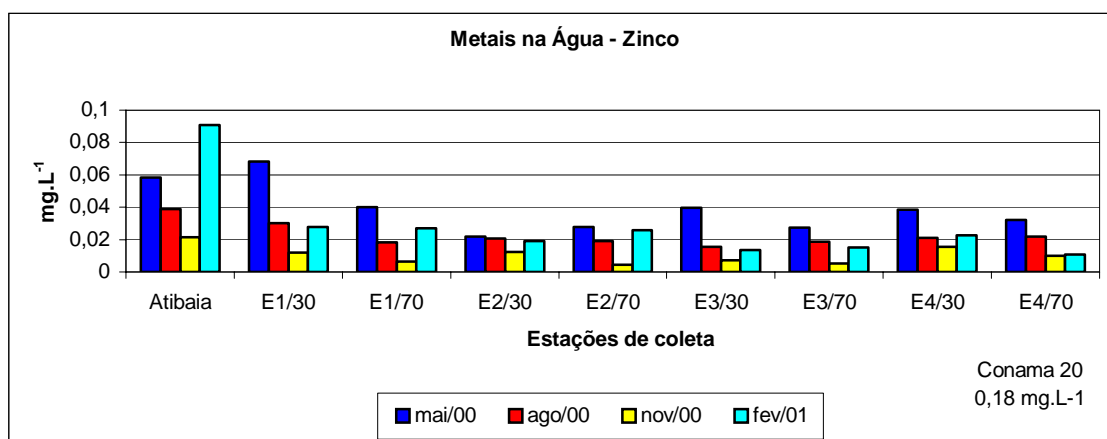


Figura 9. Concentração de Zinco na água do reservatório de Salto Grande (Americana, SP), no período estudado. LQ = 0,001 mg.L⁻¹.

4.2. Metais biodisponíveis e totais no sedimento

Os resultados referentes às concentrações de metais biodisponíveis e totais no sedimento do reservatório de Salto Grande (Americana, SP) podem ser observados nas Tabelas de 9 a 16. Os resultados foram expressos em mg.Kg^{-1} de sedimento seco. Em algumas amostras ocorreram problemas quanto ao manuseio das amostras ou leitura, o que impossibilitou a determinação da porcentagem do metal biodisponível em relação ao metal total.

a) Cádmio

As concentrações de Cádmio (Cd) biodisponível e total podem ser observadas na Tabela 9. Pode-se observar que a fração de Cádmio biodisponível não foi detectada somente no sedimento da estação 4 em Agosto/00 e, em geral, verificou-se uma tendência ao aumento da concentração total de Cd do rio Atibaia em direção à barragem.

Os valores mínimo e máximo de Cd biodisponível obtidos foram de $0,1 \text{ mg.Kg}^{-1}$ (Atibaia, em Maio/00 e E1, em Novembro/00) e $0,8 \text{ mg.kg}^{-1}$ (E3, em Fevereiro/01), respectivamente. Em relação à concentração total, verificou-se a concentração mínima de $1,8 \text{ mg.Kg}^{-1}$ na estação 1 (Novembro/00) e máxima de $10,4 \text{ mg.Kg}^{-1}$, na estação 4 (Agosto/00).

A biodisponibilidade de Cd esteve entre 3%, nas estações 2 e 3 (Agosto/00) e 100% no rio Atibaia (Maio, Agosto e Novembro de 2000). Em geral, a menor biodisponibilidade de Cd ocorreu na estação 2 (entre 3 e 16%).

Tabela 9. Concentração de Cádmio (mg.Kg^{-1} Cd) biodisponível e total no sedimento do reservatório de Salto Grande (Americana, SP) no período estudado.

mg.Kg^{-1} Cd	Maio/00			Agosto/00			Novembro/00			Fevereiro/01		
	Biod.	Total	%	Biod.	Total	%	Biod.	Total	%	Biod.	Total	%
rio Atibaia	0,1	0,1	100	0,5	0,5	100	0,3	0,3	100	0,5	2,1	24
Estação 1	0,6	2,1	28	0,4	2,1	19	0,1	1,8	5	0,6	2,9	21
Estação 2	0,2	2,1	9	0,3	9,1	3	0,2	3,4	6	0,4	2,5	16
Estação 3	0,7	1,9	37	0,3	9,5	3	0,3	2,6	11	0,8	1,9	42
Estação 4	0,4	2,9	14	ND	10,4	0	0,7	3,7	19	0,5	1,6	31

b) Chumbo

As concentrações de Chumbo (Pb) biodisponível e total podem ser avaliadas na Tabela 10, verificando-se que as concentrações mínima e máxima foram 26,4 mg.Kg⁻¹ (rio Atibaia, Maio/00) e 53,1 mg.Kg⁻¹ (rio Atibaia, Fevereiro/01), respectivamente.

Em Fevereiro/01, observou-se as maiores concentrações de Pb biodisponível em todas as estações, quando comparado com os demais meses estudados e, em relação à concentração total, foi obtido uma concentração máxima de 71,3 mg.Kg⁻¹ na estação 1 (Fevereiro/01) e mínima de 21,6 mg.Kg⁻¹, no rio Atibaia (Agosto/00).

De maneira geral, assim como para os metais biodisponíveis, em Fevereiro/01 foram verificadas as maiores concentrações de Pb total, sendo que a biodisponibilidade variou de 49 a 97 % nas estações 1 (Maio/00) e 2 (Agosto/00), respectivamente, embora a biodisponibilidade tenha sido, freqüentemente, superior a 60% da concentração total.

Tabela 10. Concentração de Chumbo (mg.Kg⁻¹ Pb) biodisponível e total no sedimento do reservatório de Salto Grande (Americana, SP) no período estudado.

mg.Kg ⁻¹ Pb	Maio/00			Agosto/00			Novembro/00			Fevereiro/01		
	Biod.	Total	%	Biod.	Total	%	Biod.	Total	%	Biod.	Total	%
rio Atibaia	26,4	21,6	*	33,4	29,8	*	50,4	50,1	*	53,1	70,0	76
Estação 1	31,5	64,0	49	30,7	33,8	91	42,3	56,1	75	49,0	71,3	69
Estação 2	41,3	58,3	71	43,6	44,8	97	44,0	48,4	91	47,7	64,4	74
Estação 3	37,3	51,0	73	47,3	54,9	86	48,7	51,5	94	42,1	58,7	72
Estação 4	47,3	57,3	83	43,1	40,3	*	40,8	53,3	76	48,9	56,3	87

* não foi possível determinar a porcentagem biodisponível

c) Cobre

As concentrações de Cobre (Cu) biodisponível e total podem ser avaliadas na Tabela 11. As concentrações mínimas e máximas de Cu biodisponível foram observadas no rio Atibaia (8,2 mg.Kg⁻¹, em Novembro/00) e na estação 4 (88,8 mg.Kg⁻¹, em Maio/00), respectivamente. Em relação à concentração total, a mínima obtida foi de 53,2 mg.Kg⁻¹ (E2, em Novembro/00) e a máxima de 257,5 mg.Kg⁻¹ (E4, em Maio/00).

A biodisponibilidade de Cu esteve entre 10 e 77 % na estação 3 (Maio/00) e estação 1 (Fevereiro/01), respectivamente. Em geral as maiores porcentagens de biodisponibilidade foram verificadas no sedimento do rio Atibaia e na estação 1.

Tabela 11. Concentração de Cobre (mg.Kg^{-1} Cu) biodisponível e total no sedimento do reservatório de Salto Grande (Americana, SP) no período estudado.

mg.Kg ⁻¹ Cu	Maio/00			Agosto/00			Novembro/00			Fevereiro/01		
	Biod.	Total	%	Biod.	Total	%	Biod.	Total	%	Biod.	Total	%
rio Atibaia	10,9	5,1	*	17,1	22,1	77	8,2	28,5	29	20,6	51,2	40
Estação 1	38,6	78,0	49	38,1	70,5	54	34,8	73,7	47	35,0	92,3	38
Estação 2	20,8	74,5	28	19,8	55,5	36	18,8	53,2	35	22,1	67,2	33
Estação 3	19,8	198,9	10	24,7	89,7	27	41,0	90,5	45	31,1	64,4	48
Estação 4	88,8	257,5	34	19,8	168,7	12	29,9	109,0	27	29,0	44,7	65

* não foi possível determinar a porcentagem biodisponível

d) Cromo

Os resultados das concentrações de Cromo (Cr) biodisponíveis e totais podem ser observados na Tabela 12, sendo que as concentrações mínima e máxima obtidas para a fração biodisponível foram $18,0 \text{ mg.Kg}^{-1}$ (E3, Maio/00) e $60,6 \text{ mg.Kg}^{-1}$ (E3, Fevereiro/01), respectivamente. No rio Atibaia (Maio/00) pode-se observar o menor valor de Cr total, sendo de $27,0 \text{ mg.Kg}^{-1}$. A concentração máxima de Cr total foi verificada na estação 1, em Agosto/00 ($143,8 \text{ mg.Kg}^{-1}$). Observa-se que no rio Atibaia foram obtidas as menores concentrações desse metal em relação às demais estações.

A biodisponibilidade esteve entre 17,13 e 98,84%, na estação 2 (Agosto/00) e rio Atibaia (Fevereiro/00), respectivamente.

Tabela 12. Concentração de Cromo (mg.Kg^{-1} Cr) biodisponível e total no sedimento do reservatório de Salto Grande (Americana, SP) no período estudado.

mg.Kg ⁻¹ Cr	Maio/00			Agosto/00			Novembro/00			Fevereiro/01		
	Biod.	Total	%	Biod.	Total	%	Biod.	Total	%	Biod.	Total	%
rio Atibaia	25,4	27,0	94	48,2	50,0	96	43,6	45,0	97	60,1	60,8	99
Estação 1	57,0	82,3	69	36,7	143,8	25	27,5	91,4	30	57,5	74,8	77
Estação 2	29,2	59,5	49	19,7	115,0	17	34,9	94,0	37	60,1	88,4	68
Estação 3	18,0	50,3	36	38,4	83,8	46	59,0	82,5	71	60,6	40,8	*
Estação 4	23,9	29,3	82	29,1	57,0	51	48,5	80,9	60	56,3	74,4	76

* não foi possível determinar a porcentagem biodisponível

e) Ferro

As concentrações de Ferro (Fe) biodisponível e total podem ser observadas na Tabela 13, sendo que as concentrações mínima e máxima para Fe biodisponível foram de $981,8 \text{ mg.Kg}^{-1}$ (rio Atibaia, em Novembro/00) e $4636,5 \text{ mg.Kg}^{-1}$ (E3, em Fevereiro/01), respectivamente. Para Fe total, as concentrações mínima e máxima foram

3553 e 101747 mg.Kg⁻¹, no rio Atibaia (Maio/00) e na estação 4 (Agosto/00), respectivamente.

A porcentagem de biodisponibilidade esteve entre 4 e 42 % na estação 4 (Agosto/00) e rio Atibaia (Maio/00), respectivamente. Além disso, verificou-se uma tendência ao aumento da concentração de Fe do rio Atibaia em direção à barragem.

Tabela 13. Concentração de Ferro (mg.Kg⁻¹ Fe) biodisponível e total no sedimento do reservatório de Salto Grande (Americana, SP) no período estudado.

mg.Kg ⁻¹ Fe	Maio/00			Agosto/00			Novembro/00			Fevereiro/01		
	Biod.	Total	%	Biod.	Total	%	Biod.	Total	%	Biod.	Total	%
rio Atibaia	1485	3553	42	2465	16555	15	981	11050	9	3502	49084	7
Estação 1	4292	60227	7	3853	52707	7	4169	49732	8	4597	59427	8
Estação 2	4162	63175	7	4290	59340	7	4306	49977	9	4526	60069	7
Estação 3	3058	60182	5	3539	49950	7	4739	47265	10	4636	40251	11
Estação 4	3814	57275	7	4357	101747	4	4311	43941	10	4554	42518	11

f) Magnésio

As concentrações de Magnésio (Mg) biodisponível e total podem ser observadas na Tabela 14. Verifica-se que a concentração mínima obtida para a fração biodisponível foi de 82,9 mg.Kg⁻¹, na estação 4, e a máxima foi de 243,8 mg.Kg⁻¹, na estação 1, ambos no mês de Maio/00. Em relação à concentração total foi verificado uma concentração máxima de 2263,2 mg.Kg⁻¹, na estação 1 (Agosto/00) e mínima de 1054,2 mg.Kg⁻¹, na estação 3 (Novembro/00).

De maneira geral, em Agosto/00 foram observadas as maiores concentrações desse metal. Além disso, existe uma tendência à diminuição da concentração do rio Atibaia em direção às estações próximas à barragem.

Quanto a biodisponibilidade, verificou-se variação entre 4% (E2, em Fevereiro/01) e 19% (rio Atibaia, em Maio/00) em relação à concentração do metal total.

Tabela 14. Concentração de Magnésio (mg.Kg⁻¹ Mg) biodisponível e total no sedimento do reservatório de Salto Grande (Americana, SP) no período estudado.

mg.Kg ⁻¹ Mg	Maio/00			Agosto/00			Novembro/00			Fevereiro/01		
	Biod.	Total	%	Biod.	Total	%	Biod.	Total	%	Biod.	Total	%
rio Atibaia	45,6	243,0	19	119,7	999,0	12	44,1	615,0	7	237,5	3019,1	8
Estação 1	243,8	1901,0	13	231,6	2263,2	10	217,2	1778,7	12	198,6	2843,2	7
Estação 2	109,0	1372,4	8	180,0	1796,5	10	107,6	1330,5	8	101,1	2552,5	4
Estação 3	85,8	1090,5	8	209,1	1250,7	16	132,3	1054,2	12	126,9	1490,0	8
Estação 4	82,9	1321,2	6	224,3	1332,5	16	107,3	951,2	11	105,7	1489,0	7

g) Manganês

As concentrações de Manganês (Mn) biodisponíveis e totais podem ser observadas na Tabela 15. A concentração mínima de Mn biodisponível foi 28,9 mg.Kg⁻¹ (rio Atibaia, Novembro/00) e a máxima foi de 605,5 mg.Kg⁻¹ (E2, Agosto/00). A concentração máxima de Mn total observada foi de 814,2 mg.Kg⁻¹ (E2, Agosto/00) e a concentração mínima foi 396,2 mg.Kg⁻¹ (E3, Novembro/00). Na estação 2 pode-se observar que as concentrações de Mn são sempre superiores às demais estações.

A biodisponibilidade de Mn esteve entre 29 e 92%, no rio Atibaia (Novembro/00) e estação 3 (Agosto/00), respectivamente.

Tabela 15. Concentração de Manganês (mg.Kg⁻¹ Mn) biodisponível e total no sedimento do reservatório de Salto Grande (Americana, SP) no período estudado.

mg.Kg ⁻¹ Mn	Maio/00			Agosto/00			Novembro/00			Fevereiro/01		
	Biod.	Total	%	Biod.	Total	%	Biod.	Total	%	Biod.	Total	%
rio Atibaia	55,3	34,6	*	130,1	158,2	82	28,9	97,8	29	369,1	612,9	60
Estação 1	280,1	582,5	48	251,9	534,7	47	257,6	519,5	49	256,9	499,8	51
Estação 2	425,1	659,0	64	605,5	814,2	74	454,6	808,1	56	468,3	817,4	57
Estação 3	380,8	453,2	84	394,4	427,0	92	267,1	396,2	67	281,1	309,0	91
Estação 4	286,9	491,7	58	392,9	453,0	87	280,3	427,2	66	334,9	378,9	88

* não foi possível determinar a porcentagem biodisponível

h) Zinco

Os resultados das concentrações de Zinco (Zn) biodisponíveis e totais são apresentados na Tabela 16.

As concentrações mínima e máxima obtidas para Zn biodisponíveis foram 20,8 mg.Kg⁻¹ (E4, Agosto/00) e 120,2 mg.Kg⁻¹ (E1, Maio/00), respectivamente. Na estação 4 (Agosto/00) pode-se observar a menor concentração, o que também foi observado para Zn total (94,2 mg.Kg⁻¹). A concentração máxima de Zn total foi verificada na estação 1, em Agosto/00 (293,0 mg.Kg⁻¹). Observa-se que na estação 1 estão as maiores concentrações de Zn em relação às demais estações.

A biodisponibilidade desse metal esteve entre 17 e 79 %, na estação 4 e no rio Atibaia, respectivamente, ambos em Agosto/00.

Além disso, tanto para as concentrações de metais biodisponíveis quanto totais observa-se que há tendência de diminuição nesses valores da estação 1 em direção às estações localizadas próximo à barragem.

Tabela 16. Concentração de Zinco (mg.Kg^{-1} Zn) biodisponível e total no sedimento do reservatório de Salto Grande (Americana, SP) no período estudado.

mg.Kg ⁻¹ Zn	Maio/00			Agosto/00			Novembro/00			Fevereiro/01		
	Biod.	Total	%	Biod.	Total	%	Biod.	Total	%	Biod.	Total	%
rio Atibaia	21,0	10,8	*	53,4	67,4	79	18,8	47,9	39	93,6	151,4	62
Estação 1	120,2	215,7	56	116,3	293,0	40	102,3	217,2	47	47,5	225,3	21
Estação 2	45,4	117,5	39	43,0	159,5	27	43,5	113,7	38	45,8	151,1	30
Estação 3	34,0	105,7	32	35,1	141,0	25	50,7	107,2	47	36,9	95,3	39
Estação 4	36,1	94,2	38	20,8	123,7	17	34,0	72,5	47	49,1	79,3	62

* não foi possível determinar a porcentagem biodisponível

4.3. Metais nos organismos bentônicos

Os resultados da bioacumulação dos metais nos organismos bentônicos estão apresentados na Tabela 17, sendo que em algumas estações de amostragem não foi possível a quantificação desses metais devido à pequena biomassa de organismos obtida. Nesses casos, agrupo-se os organismos de todas as estações para que pudesse ser realizada a quantificação dos metais bioacumulados.

Na estação 3 (Novembro/00) obteve-se as maiores concentrações de Cd ($71,56 \mu\text{g.g}^{-1}$), Pb ($85,40 \mu\text{g.g}^{-1}$), Cu ($117,85 \mu\text{g.g}^{-1}$) e Zn ($11357,81 \mu\text{g.g}^{-1}$), enquanto no rio Atibaia, na amostra composta somente por conchas de moluscos (Agosto/00), obteve-se as menores concentrações de Pb ($0,70 \mu\text{g.g}^{-1}$), Cu ($1,64 \mu\text{g.g}^{-1}$), Fe ($19,81 \mu\text{g.g}^{-1}$) e Mn ($1,76 \mu\text{g.g}^{-1}$). Quando se considera a estação 1 (Novembro/00), observa-se que na amostra composta somente por quironomídeos foram determinadas as maiores concentrações de Pb ($39,95 \mu\text{g.g}^{-1}$), Cr ($6,75 \mu\text{g.g}^{-1}$), Fe ($7517,13 \mu\text{g.g}^{-1}$) e Mn ($307,94 \mu\text{g.g}^{-1}$) em relação à amostra composta somente por oligoquetos. Porém, nestas amostras foi obtida a maior concentração de Mg ($283,44 \mu\text{g.g}^{-1}$).

Tabela 17. Concentração de metais nos organismos bentônicos do reservatório de Salto Grande (Americana, SP).

Metal Estação	Cádmio	Chumbo	Cobre	Cromo	Ferro	Magnésio	Manganês	Zinco
	$\mu\text{g.g}^{-1}$ (ppm)							
Maio de 2000								
Todas as estações	nd	16,31	35,92	11,82	5872,80	2270,89	97,14	51,32
Agosto de 2000								
Estações 1+2+4	nd	341,64	11,57	nd	9959,07	4288,26	1085,41	nd
Estação 3	nd	2,07	19,32	3,11	3045,30	708,86	220,19	49,05
rio Atibaia - conchas	nd	0,70	1,64	0,11	19,81	44,36	1,76	1,13

Continuação da Tabela 17

rio Atibaia	1,10	6,85	43,54	9,89	4976,18	501,79	114,91	262,49
Novembro de 2000								
Estação 1 - Oligochaeta	nd	nd	17,10	1,04	1923,43	283,44	90,85	nd
Estação 1 - Chironomidae	nd	39,95	16,77	6,75	7517,13	nd	307,94	nd
Estação 3	71,56	85,40	117,85	1,88	3467,12	nd	64,05	11357,81
rio Atibaia - conchas	0,49	0,62	4,73	2,23	836,95	24,51	36,36	9,85
rio Atibaia	5,87	11,86	19,27	nd	3401,10	nd	93,18	nd
Fevereiro de 2001								
Estação 1	nd	56,04	50,48	nd	4664,55	nd	123,21	nd
rio Atibaia - Hirudinea	0,29	nd	0,46	nd	722,22	475,43	48,08	285,41
rio Atibaia	2,54	27,19	19,37	30,13	4154,54	938,97	72,38	19921,75

5. DISCUSSÃO

As substâncias tóxicas no ambiente podem ser caracterizadas entre aquelas que ocorrem naturalmente ou as são sintetizadas industrialmente, e o risco associado a essas substâncias depende de sua distribuição no ambiente, sendo que sob condições naturais essa distribuição permanece relativamente constante devido à existência de processos biológicos naturais que afetam sua degradação e síntese, o que os tornam inofensivos aos organismos. Quando utilizados em processos industriais, entretanto, eles podem entrar no ambiente e interromper a ação natural dos organismos de maneira que o balanço entre degradação e síntese não consegue ser mantido (WOOD, 1974), tendo, dessa forma, um excedente de substâncias tóxicas no sistema. Segundo WOOD (*op cit*) as atividades humanas fornecem novas fontes de elementos tóxicos que influenciam o ciclo geoquímico e, conseqüentemente, a disponibilidade desses elementos nos processos biológicos.

Nesse capítulo os elementos tóxicos considerados são os metais que ocorrem na água e no sedimento e podem ser acumulados pelos organismos interferindo na cadeia alimentar. Portanto, considerando-se a poluição ambiental, os metais podem ser classificados em (WOOD, *op. cit.*):

1. não críticos: Na, K, Mg, Ca, H, O, N, C, P, Fe, S, Cl, Br, F, Li, Rb, Sr, AL e Si;
2. tóxicos, mas muito insolúveis ou raros: Ti, Hf, Zr, W, Nb, Ta, Re, Ga, La, Os, Rh, Ir, Ru e Ba.

3. muito tóxicos e relativamente acessíveis: Be, Co, Ni, Cu, Zn, Sn, As, Se, Te, Pd, Ag, Cd, Pt, Au, Hg, Tl, Sb e Bi.

Os metais são introduzidos no ambiente aquático pela lixiviação de solos e rochas, erupções vulcânicas e por uma variedade de atividades humanas envolvendo mineração e processos industriais pelo uso de metais ou de substâncias que contenham metais (LAWS, 1993). Alguns metais como o manganês, ferro, cobre e zinco são micronutrientes essenciais, enquanto outros como mercúrio, cádmio e chumbo não são requeridos mesmo em baixas quantidades pelos organismos. No entanto, deve-se considerar que todos os metais, incluindo os micronutrientes essenciais, são tóxicos para os organismos aquáticos e para o homem se os níveis de exposição e as concentrações forem suficientemente altos (CAMPBELL *et al.* 1988, LAWS, 1993).

Para se controlar os níveis de contaminação, os órgãos ambientais estabelecem limites máximos de concentrações permissíveis desses elementos para que não ocorram danos aos organismos e à saúde pública. No Brasil, a resolução CONAMA 20/86 estabelece limites para as concentrações de metais presentes nas águas, o que é dependente da classe na qual o corpo d'água em estudo está enquadrado. Dentro deste contexto, o presente estudo foi conduzido considerando-se essa resolução como parâmetro de comparação e avaliação da qualidade da água do rio Atibaia e do reservatório de Salto Grande (Americana, SP), os quais são enquadrados como águas de Classe 2.

Comparando-se as concentrações obtidas no presente estudo com os valores permissíveis estabelecidos pela resolução CONAMA 20/86 para águas Classe 2 (Tabela 18), verifica-se que as concentrações máximas geralmente são superiores aos limites estabelecidos, o que não ocorre somente para zinco e em apenas 5,5% das estações quando se analisa as concentrações de cobre e 2,7% para o cromo. Essas porcentagens aumentam quando se avalia as concentrações de ferro (100%), cádmio (75%), chumbo (47%) e manganês (19%), o que, de acordo com a resolução, caracteriza um sistema contaminado, com possíveis efeitos a biota aquática e a saúde humana.

Estudos anteriores já haviam demonstrado situação semelhante no Reservatório de Salto Grande, como aquele desenvolvido por TONISSI (1999) e, embora as concentrações não apresentem diferenças acentuadas para alguns metais, para outros, como cádmio, manganês, cobre, chumbo e ferro verificaram-se diferenças mais significativas (Tabela 18), principalmente em relação à concentração máxima de ferro,

observando-se um aumento de 4,5 vezes. Como citado anteriormente, o ferro e o manganês são micronutrientes essenciais, porém o cádmio e o chumbo não o são. Esses últimos possuem grande afinidade ao sulfeto, e a combinação sulfeto-metal e aminoácidos das proteínas pode produzir efeitos tóxicos interferindo nos processos enzimáticos ou quebrando a estrutura celular. Embora as proteínas que são principalmente afetadas por esses metais sejam diferentes para cada metal, as interações bioquímicas básicas são comuns para todos (LAWS, 1993).

Tabela 18. Comparação da concentração de metais na água do reservatório de Salto Grande (Americana, SP) com o limite estabelecido pela resolução CONAMA 20/86 e com as concentrações obtidas por TONISSI (1999). Em vermelho: concentrações acima do limite estabelecido pela resolução CONAMA 20/86.

Metal mg/L	CONAMA 20/86	Salto Grande (TONISSI, 1999)		Salto Grande (presente estudo)	
	Águas Classe 2	mínimo	máximo	mínimo	máximo
Cd	0,001	ND	0,0020	ND	0,0062
Cu	0,020	0,0030	0,0340	0,0031	0,0723
Cr	0,050	0,0210	0,0630	0,0067	0,0679
Fe	0,300	0,0835	1,8625	0,1400	8,4200
Mn	0,100	0,0010	0,0840	0,0230	0,5700
Pb	0,030	ND	0,0045	ND	0,0590
Zn	0,180	0,0010	0,1210	0,0045	0,0900

Limite de Quantificação (SpectrAA 220 Varian) para Cd = 0,002 mg.L⁻¹, Cu = 0,003 mg.L⁻¹, Cr = 0,006 mg.L⁻¹, Fe = 0,006 mg.L⁻¹, Mn = 0,002 mg.L⁻¹, Pb = 0,01 mg.L⁻¹ e Zn = 0,001 mg.L⁻¹.

A contaminação por metais do sistema em estudo também sido confirmada freqüentemente pela CETESB no programa de monitoramento da qualidade das águas interiores do Estado de São Paulo, detectando concentrações de alguns metais acima do recomendado pela CONAMA 20/86 em algumas estações de amostragem na bacia do rio Piracicaba. Em uma estação de amostragem no rio Atibaia (próximo à cidade de Campinas), por exemplo, a CETESB encontrou concentrações de metais superiores ao limite estabelecido pela resolução e embora o trecho amostrado do rio Atibaia não seja exatamente o mesmo, observa-se semelhanças entre os resultados obtidos pelo órgão ambiental e pelo presente estudo (Tabela 19), sendo que as concentrações máximas sempre foram obtidas nos períodos de maior precipitação (de novembro a março).

Tabela 19. Avaliação temporal da concentração de metais na água do rio Atibaia. Dados referentes ao monitoramento da CETESB (1989-1994) e ao presente estudo (2000-2001). Em vermelho: concentrações acima do limite estabelecido pela resolução CONAMA 20/86.

Metal (mg.l ⁻¹)	Cetesb 1989		Cetesb 1991		Cetesb 1992		Cetesb 1994		Presente estudo 2000-2001	
	mín	máx	mín	máx	mín	máx	mín	máx	mín	máx
Cd	< 0,004	0,010	0,005	0,010	< 0,002	0,02	< 0,001	< 0,001	0,003	0,005
Cu	< 0,01	0,27	0,002	0,03	0,005	0,03	< 0,002	0,006	0,005	0,07
Cr	< 0,05	0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	0,01	0,06
Fe	2,01	6,67	1,81	4,89	0,12	5,90	1,41	8,73	0,9	8,42
Mg	-	-	-	-	-	-	-	-	1,99	2,56
Mn	0,02	0,67	0,09	0,19	0,12	0,54	0,09	0,17	0,07	0,57
Pb	< 0,10	0,10	0,10	0,10	0,05	0,40	< 0,02	< 0,05	0,01	0,04
Zn	0,003	0,10	0,01	0,47	0,003	0,71	< 0,001	0,03	0,02	0,09

- metal não analisado

Embora não tenha sido verificado aumento nas concentrações de metais entre 1989 e 2001, o que pode demonstrar, entre outros fatores, uma maior fiscalização pelos órgãos ambientais (uma vez que o sistema se encontra em uma bacia hidrográfica com elevada densidade urbana e com comitê de gestão mais atuante em relação a outras áreas do país), pode-se observar, a partir dos resultados obtidos, que existe variação sazonal, considerando-se principalmente os períodos seco e chuvoso. Ainda que alguns autores como COSTA (2001) e FRACÁCIO (2001) tenham observado relação direta entre maior índice pluviométrico e maior concentração de metais, no reservatório de Salto Grande verificou-se comportamento diferenciado, com as maiores concentrações de cádmio, cobre, cromo, chumbo e zinco ocorrendo no período de menor precipitação (Maio e Agosto de 2000), e somente as concentrações de ferro e manganês foram superiores no período chuvoso (Novembro/00 e Fevereiro/01).

Nos estudos de COSTA (*op.cit.*), realizados no trecho do Médio Tietê Superior (reservatório de Barra Bonita e seus tributários), entre 1998/1999, a relação foi bem evidente, verificando-se que o aumento do índice pluviométrico era coincidente com o aumento das concentrações de metais na água, o que demonstra o aporte de materiais da bacia hidrográfica. Tal fato corrobora os dados obtidos por ESTEVES (1988), que menciona essa relação como resultante do lixiviamento de solos cultivados com adubos químicos e de regiões onde são utilizados defensivos agrícolas, além da transferência para a água de poluentes presentes na atmosfera e do deflúvio superficial urbano. Sendo assim, o período de chuvas está sujeito a um maior aporte de metais em relação ao período seco (de junho a setembro). FRACÁCIO (2001), em seu estudo nos reservatórios

em cascata do Médio e Baixo rio Tietê, também verificou a situação acima mencionada para cádmio, ferro, magnésio e zinco, porém não houve relação direta para as concentrações de cromo e manganês, nas quais obteve-se redução no período chuvoso.

As diferenças encontradas nas repostas dos dois sistemas relacionam-se as características da bacia hidrográfica. Na área de entorno do reservatório de Barra Bonita e de seus principais tributários verifica-se, em sua quase totalidade, áreas cultivadas principalmente pela monocultura da cana-de-açúcar, o que, aliado à ausência de vegetação marginal (matas), contribui para o carreamento de metais que compõem os agrotóxicos e fertilizantes utilizados nos sistemas de cultivo permanentes. No entanto, no reservatório de Salto Grande (Americana, SP) a área cultivada atinge 57% do total da área da sub-bacia do rio Atibaia e a pastagem é a atividade que mais se destaca, ocupando 62% da área total agrícola (SECRETARIA DO MEIO AMBIENTE, 1994). Portanto, o uso de defensivos agrícolas é menos pronunciado nesse reservatório quando comparado ao de Barra Bonita. Desse modo, pode-se inferir que a fonte predominante de metais para o reservatório de Salto Grande é, sem dúvidas, o seu afluente, como pode ser observado por meio das altas concentrações de metais detectadas no rio Atibaia em todo o período estudado. As menores concentrações de metais na água do reservatório, em comparação com o rio Atibaia, podem ainda ser explicadas pela presença da área alagada (conhecida como “Pantanalzinho”), que funcionaria como filtro pela absorção dos metais pelas macrófitas (MORAES, 1999) e pela redução na velocidade da água, o que faz com que grande parte do particulado, que transporta os metais adsorvidos, se deposite antes de atingir o corpo principal do reservatório. Os estudos desenvolvidos por MORAES (*op.cit.*) realmente demonstram a capacidade de assimilação de metais pelas macrófitas, sendo os gêneros *Eichornia*, *Pistia* e *Brachiaria* eficientes na remoção de metais, o que também foi comprovado por FARIA & ESPÍNDOLA (2001) ao avaliarem a possibilidade de remoção das macrófitas (e dos contaminantes) e sua incorporação em tijolos de adobe (encapsulamento).

A redução na concentração de metais nos períodos de maior pluviosidade (Novembro/00 e Fevereiro/01) pode ainda estar relacionada ao efeito da diluição ocasionada pelas chuvas (como ocorre em áreas periodicamente inundáveis) e aos maiores valores de vazão defluente (de 26,19 a 58,27 m³.s⁻¹), implicando em menor tempo de retenção da água (de 40 a 20 dias), o que promove a retirada contínua da água devido à abertura das comportas e o transporte dos metais para o sistema a jusante (rio Piracicaba). Desse modo, a pluviosidade e o regime de operação dos reservatórios

influenciam as concentrações e a dinâmica de metais, bem como de nutrientes, material em suspensão e as comunidades biológicas. Situação contrária é observada no final do período chuvoso, verificando-se aumento no tempo de retenção da água, redução na vazão e conseqüentemente à intensificação dos processos internos, uma vez que os materiais que entram no reservatório tornam-se mais disponíveis a utilização pela biota, favorecendo situações diferenciadas no eixo longitudinal e vertical, principalmente a partir das condições de anoxia, as quais se tornam quase permanentes no sistema.

Segundo BORG (1995) alguns processos promovem a remoção dos metais da coluna d'água e entre eles pode-se citar a adsorção em hidróxidos de ferro, manganês e possivelmente alumínio, que em geral são os elementos mais abundantes em lagos. A adsorção ou complexação com material orgânico particulado, a adsorção ou consumo pelo fitoplâncton e a exportação em formas dissolvidas ou particuladas para fora do sistema também são frequentes. Os três primeiros processos fornecem metais para o sedimento que é outro compartimento abiótico de suma importância no ambiente aquático por ser, geralmente, o destino final para a maior porção do metal presente no sistema aquático (LANDRUM & ROBBINS, 1990; SLOTTON & REUTER, 1995). Neste sentido, o sedimento tem merecido grande atenção por agir, não somente como depósito, mas também como fonte de metais para a coluna d'água, que é especialmente o caso de elementos com formas reduzidas de maior mobilidade como o ferro e manganês, que são liberados do sedimento quando as concentrações de oxigênio diminuem na região profunda (BORG, 1995). Por outro lado, a adsorção as algas ou o consumo efetuado por estas, implica na transferência indireta e direta de metais para o zooplâncton e de outros elos da cadeia trófica.

Em relação aos estudos com metais, poucos são aqueles que determinam a concentração total dos metais presentes nos sedimento, sendo a maioria desenvolvida apenas para quantificar a concentração dos metais biodisponíveis. A pesquisa realizada por SLOTTON & REUTER (1995) no reservatório Camanche (Sierra Nevada, Califórnia), por exemplo, demonstrou que as concentrações de metais são elevadas devido à presença de mineradoras, as quais, embora estejam desativadas atualmente, ainda produzem toneladas de metais por ano. Segundo os autores, existe no reservatório uma grande quantidade de zinco e cobre no sedimento, pequenas concentrações de cádmio e somente traços de níquel, chumbo e mercúrio, estando as concentrações elevadas associadas as partículas de pequeno tamanho e conteúdo orgânico que compõem os sedimentos mais profundos do reservatório Camanche. Comparando os dados obtidos

pelos autores e aqueles do presente estudo (Tabela 20), verifica-se que no reservatório de Salto Grande as concentrações de cádmio e cobre são superiores e as de zinco são similares de Cd e Cu, demonstrando contaminação em ambos reservatórios para esses metais, porém com fontes poluidoras diferentes: no reservatório de Camanche (Califórnia) a contaminação é proveniente dos resíduos das mineradoras e no reservatório de Salto Grande devido ao descarte de efluentes domésticos e, principalmente, industriais do Pólo Petroquímico de Paulínia.

Tabela 20. Comparação entre a concentração de metais totais nos sedimentos dos reservatórios Camanche (SLOTTON & REUTER, 1995) e Salto Grande (mínimo e máximo)

Reservatório metal (mg.Kg ⁻¹)	Cd	Cu	Zn
Camanche (Califórnia)	1,04	76,9	300,2
Salto Grande (São Paulo)	1,60 – 10,40	53,2 – 257,5	94,2 – 293,0

Considerando-se a dinâmica dos ecossistemas aquáticos e, de forma mais eminente, a característica acumulativa dos reservatórios, é de se esperar que a maioria dos metais que entra ao sistema seja depositada no sedimento. Assim, ao longo dos anos, os sedimentos tendem a ser mais potencialmente tóxicos ao ambiente, podendo ocasionar efeitos adversos à biota, o que também é verdadeiro para o reservatório de Salto Grande (ESPINDOLA *et al.*, 1998; TONISSI, 1999). Segundo THOMAS (1987), os sedimentos podem ser classificados como não poluído, moderadamente poluído e altamente poluído em função da concentração de metais. Com base nesta classificação, o sedimento do reservatório de Salto Grande apresenta-se de moderado a altamente poluído para a maioria dos metais, com exceção apenas para as concentrações de chumbo (Tabela 21).

Tabela 21. Categorias de poluição de sedimento estabelecidas por THOMAS (1987), sendo a concentração de metal expressa em ppm (mg.Kg⁻¹ de sedimento seco).

Metal (ppm)	Não poluído	Moderadamente poluído	Altamente poluído	Concentração observada	Salto Grande *
Cd	-	-	>6	1,60 – 10,40	AP
Cr	< 25	25-70	>70	27- 143,8	MP / AP
Cu	< 25	25-50	>50	53,2 – 257,5	AP
Fe	< 17000	17000-25000	>25000	3553 - 101747	NP / AP
Mn	<300	300-500	>500	396 - 814	MP / AP
Pb	<90	90-200	>200	21,6 – 71,3	NP
Zn	<90	90-200	>200	94,2 – 293,0	MP / AP

* NP – não poluído, MP – moderadamente poluído e AP – altamente poluído

Em relação ao sedimento, a composição granulométrica e a porcentagem de material orgânico são dois fatores que interferem na concentração dos metais nesse compartimento. Os resultados obtidos estão apresentados nas Tabelas 22 e 23 verificando-se diferenças principalmente quando se compara as estações do reservatório com o rio Atibaia, embora as diferenças entre as estações localizadas no corpo central do reservatório sejam mínimas. Assim, a relação existente entre concentração de metais e características do sedimento foi mais evidente quando se compara o rio Atibaia, no qual ocorre predomínio da fração areia e pouca matéria orgânica, e as estações centrais, nas quais ocorre maior contribuição de matéria orgânica (acima de 10%, caracterizando sedimento orgânico, segundo ESTEVES, 1988), silte e argila. Neste sentido, é de se esperar que a concentração de metais no sedimento do rio Atibaia seja inferior as demais estações amostradas, uma vez que este apresenta poucos ligantes e menor superfície de adsorção.

Tabela 22. Granulometria do sedimento do reservatório de Salto Grande (Americana, SP).

Estações de coleta	Mai/00	Agosto/00	Novembro/00	Fevereiro/01
Rio Atibaia	Areia fina	Areia fina à média	Areia média à fina	Areia fina
Estação 1C	Areia fina siltosa	Areia fina siltosa	Areia fina siltosa	Areia fina
Estação 2C	Argila	Argila	Argila	Areia fina argilosa
Estação 3C	Areia fina argilosa	Areia fina argilosa	Areia fina argilosa	Areia fina
Estação 4C	Areia média à fina	Areia fina siltosa	Areia fina argilosa	Argila

Tabela 23. Porcentagem de matéria orgânica no sedimento do reservatório de Salto Grande (Americana, SP).

Estações de coleta	Mai/00 (%)	Agosto/00 (%)	Novembro/00 (%)	Fevereiro/01 (%)
rio Atibaia	3,02	6,65	1	10,78
Estação 1C	13,31	13,75	13,21	15,04
Estação 2C	14,27	13,41	12,95	13,78
Estação 3C	14,73	14,94	14,74	14,56
Estação 4C	17,47	15,92	15,34	16,77

Os estudos mais recentes sobre poluição ambiental causada por metais têm dado maior ênfase na quantificação dos metais biodisponíveis no sedimento (CAMPBELL *et al.*, 1988; SILVÉRIO, 1999; MASUTTI *et al.*, 2000; SIJM *et al.*, 2000; TONISSI & ESPÍNDOLA, 2000; COSTA, 2001; FRACÁCIO, 2001; RODGHER, 2001, entre outros), uma vez que estes podem ser incorporados pelos organismos causando toxicidade em diferentes níveis. Por outro lado, nem sempre tem sido obtida uma relação entre as concentrações no sedimento total e a biodisponibilidade (USEPA, 2000), o que leva, novamente, a

quantificação dos metais que estão biodisponíveis para se avaliar o efeito sobre a biota aquática.

No presente estudo, os resultados obtidos demonstram que cádmio, chumbo, cromo e manganês são mais biodisponíveis que cobre, ferro e magnésio, pois se verificou para estes metais à maior porcentagem de biodisponibilidade em relação aos metais totais, o que é um fator preocupante, pois os metais que apresentam maior toxicidade são também os mais biodisponíveis para a biota aquática no reservatório de Salto Grande.

As concentrações de metais biodisponíveis obtidas no reservatório de Salto Grande são bem superiores às detectadas em lagos naturais ou reservatórios com menor impacto e aporte de materiais, como pode ser observado na Tabela 24, verificando-se a relação direta entre concentração e usos da bacia hidrográfica. Na Lagoa do Diogo (Bacia Hidrográfica do Moji-Guaçú) e no reservatório do Lobo (Bacia Hidrográfica do Tietê-Jacaré), por exemplo, as concentrações de metais foram bem menores quando comparadas com o reservatório de Salto Grande e demais reservatórios, o que está relacionado à menor densidade populacional, ausência de indústrias, maior área preservada, entre outros atributos necessários à manutenção da saúde dos ecossistemas.

No entanto, nos reservatórios da Bacia Hidrográfica do Médio e Baixo rio Tietê (como o de Bariri, Promissão e Barra Bonita) as concentrações de metais biodisponíveis são mais similares quando os reservatórios são comparados entre si, mas apresentam valores inferiores quando comparados aos reservatórios da Billings e de Salto Grande. Estes dois últimos reservatórios são extremamente impactados pelas atividades antrópicas desenvolvidas na bacia hidrográfica, já que o primeiro recebe influência da região metropolitana de São Paulo e o segundo do Pólo Petroquímico de Paulínia e, portanto apresentam concentrações de metais superiores aos demais. Deve-se mencionar, ainda, que no caso do reservatório do Lobo a elevada concentração de chumbo no sedimento pode estar relacionada ao acúmulo de resíduos de combustível utilizado nas embarcações, bem como aos resíduos de tintas e chumbadas de pescadores, uma vez que este reservatório tem sido explorado como pólo turístico nos últimos 15 anos (DORNFELD *et al.*, 2001).

Tabela 24. Comparação da concentração de metais biodisponíveis (mg.Kg^{-1}) encontrados na Lagoa do Diogo (um lago natural) e nos reservatórios de Bariri, Promissão, Barra Bonita, Billings e Salto Grande (lagos artificiais).

Reservatórios	Cd	Cu	Cr	Fe	Mg	Mn	Pb	Zn	
Lagoa do Diogo ²	<0,03	18,00	3,90	n.a.	n.a.	n.a.	4,95	30,70	
Bariri ¹	1,78	55,38	23,68	7467	567	3227	55,00	61,98	
Promissão ¹	1,40	27,50	31,00	5567	380	788	55,66	110,39	
Barra Bonita ¹	1,78	34,95	20,18	5252	423	3154	53,50	63,90	
Billings ²	2,12	82,00	33,00	n.a.	n.a.	n.a.	35,80	299,60	
Broa ³	<0,03	10,01	0,87	n.a.	n.a.	n.a.	39,90	0,53	
Salto Grande ⁴	0,08	24,50	7,41	790	n.a.	246	9,77	78,27	
Salto Grande (presente estudo)	mín.	ND	8,20	18,00	981	82	28	26,40	20,80
	máx.	0,80	88,80	60,60	4636	243	605	53,10	120,20

1. Rodgher (2001); 2. Silvério (1999); 3. Dornfeld *et al* (2001); 4. Tonissi (2000); n.a. - não analisado; ND - não detectado; mín. - concentração mínima; máx. - concentração máxima

A biodisponibilidade de metais nos sedimentos é dependente de vários fatores físicos, químicos e biológicos, incluindo a condição de redução, tamanho das partículas do sedimento, razão entre as concentrações de Fe e Mn, ligações com sulfetos e carbono orgânico (SLOTTON & REUTER, 1995), concentração dos ligantes, pH (SALOMONS, 1993 *apud* FÖRSTNER, 1995) e a temperatura (CAMPBELL *et al.*, 1988). Infelizmente esses fatores não foram analisados no presente estudo, com exceção do pH, comprometendo a discussão sobre esses processos. Porém, sabe-se que o pH tem grande influencia sobre os processos que envolvem a disponibilidade dos metais, sendo que a maioria dos metais é insolúvel em água com pH neutro ou básico e, portanto, são adsorvidos rapidamente pela matéria particulada ou assimilados pelos organismos (LAWS, 1993). A água do reservatório de Salto Grande (Americana, SP) possui pH de neutro a básico, provavelmente devido aos constantes florescimentos de algas, o que pode aumentar a adsorção dos metais à matéria orgânica, fazendo com que esta se sedimente mais rapidamente no fundo, promovendo maior acúmulo no sedimento. Além do pH outros fatores influenciam a precipitação dos metais, como as alterações no potencial de oxidação, sendo que os principais tipos de reações que ocorrem são a formação de óxidos, sulfetos metálicos, sulfatos e carbonatos, precipitação alcalina, adsorção ou coprecipitação em óxidos de Fe e Mn, argilas e matéria orgânica (ANDREAE *et al.*, 1984 *apud* FÖRSTNER, 1995). Condições de anoxia próximo ao sedimento são comuns no reservatório de Salto Grande, o que pode causar, como mencionado anteriormente, a liberação de ferro e manganês para a coluna d'água.

Devido a essa capacidade de liberar metais para a coluna d'água por muitos anos após cessarem as fontes desses poluentes, a análise das concentrações de metais no

material particulado, nos organismos aquáticos e nos sedimentos fornece maiores informações sobre a poluição por metais do que as análises das concentrações de metal dissolvido (LAWS, 1993). Com base nesta premissa, no presente estudo também foi efetuada a quantificação de metais nos organismos bentônicos; porém, devido à reduzida biomassa para detecção dos metais, optou-se em agrupar os organismos de algumas estações de coleta, o que não permitiu uma análise comparativa entre as concentrações de metais biodisponíveis no sedimento de cada estação e as concentrações encontradas nos organismos.

Apesar das dificuldades existentes, os resultados obtidos foram suficientes para mostrar o processo de bioacumulação de metais no reservatório de Salto Grande, uma vez que em algumas estações de coleta as concentrações obtidas nos organismos bentônicos foram superiores às obtidas no sedimento. Segundo CAMPBELL *et al.* (1988), o nível de metal nos organismos bentônicos parece ser mais bem relacionado com as concentrações biodisponíveis do que com as concentrações de metal total, porém, a bioacumulação e a transferência de metais na cadeia trófica são processos complexos que são afetados pela geoquímica do ambiente e pela fisiologia e bioquímica dos organismos (CAMPBELL, *et al.*, *op. cit.*), o que torna difícil à interpretação dos resultados. Mas, independente das relações e dos processos existentes, tem-se reconhecido que os organismos bentônicos são provavelmente os mais diretamente afetados pelas concentrações de metais no sedimento, já que o sedimento é o principal receptor de todo o material particulado que é carregado ao sistema aquático (LAWS, 1993). Esses organismos acumulam contaminantes por meio de alimentação ou por difusão do próprio ambiente, e por isso podem ser utilizados para fornecer uma estimativa indireta das condições ambientais, como a concentração de contaminantes, sendo, portanto, reconhecidos como sentinelas (CAMPBELL *et al.* 1988; ROSENBERG, 1992).

Ainda em relação aos sedimentos, aqueles com alto conteúdo de matéria orgânica são fundamentais na ligação de poluentes orgânicos não-polares e metais, o que é de grande relevância para a transferência dessas substâncias nos sistemas biológicos, já que pequenas quantidades de matrizes orgânicas podem se envolver nos processos metabólicos e constituir o maior carreador pelos quais os micropoluentes são transferidos dentro da cadeia trófica (CAMPBELL *et al.* 1988). Apesar da reconhecida importância dessa transferência de metais na cadeia trófica, poucos estudos utilizam mais de dois níveis tróficos consecutivos e, portanto, torna-se complicado fazer

generalizações, já que a biomagnificação (aumento na concentração de metal) foi demonstrada de maneira adequada somente para mercúrio e a biominificação (redução na concentração de metal) tem aparecido com frequência nos estudos (CAMPBELL *et al.*, *op cit.*). Segundo GROENENDIJK *et al.* (1999), por exemplo, durante a metamorfose de alguns quironomídeos (entre a fase larval e a pupa) ocorre uma eficiente eliminação de metais, como observado para *Chironomus riparius* (Chironomidae, Diptera)

Quanto a bioacumulação, tem sido reconhecida sua dependência as propriedades do sedimento (em particular a fase geoquímica na qual o metal está associado), ao conteúdo de óxidos de ferro e matéria orgânica e, também, aos fatores fisiológicos, idade e sexo, porém, independente dos fatores que promovem ou facilitam a incorporação, seus efeitos são plenamente observados. Como mencionado por TIMMERMANS *et al.* (1992) e SILDANCHANDRA & CRANE (2000), a presença de metais pesados no ambiente causa redução no tamanho de larvas e aumenta o tempo para a emergência de quironomídeos. Esses autores, ao estudarem o ciclo de vida de quironomídeos submetidos à exposição por cádmio, confirmaram a redução na sobrevivência, crescimento e emergência de *C. riparius*, verificando, ainda, que os padrões de emergência também foram alterados. Além disso, os autores verificaram que os organismos machos emergiam e morriam antes das fêmeas (ausência de sincronia reprodutiva), o que causava incapacidade de acasalamento e, conseqüentemente, grandes alterações na população desses insetos.

Segundo CHAPMAN (1980) *apud* BRINKHURST & COOK (1980) existem três possibilidades de entrada de metais em oligoquetos tubificídeos, as quais compreendem a ingestão de bactérias que concentram os metais do sedimento, a ingestão de partículas do sedimento que contém metais e a entrada de solução da interface água-sedimento e água intersticial. Essas vias de acesso parecem ser comuns para todos os organismos bentônicos e, segundo TIMMERMANS *et al* (1992), existe também a adsorção dos metais na superfície corpórea desses organismos.

No presente estudo, para a quantificação dos metais nos organismos bentônicos utilizou-se a massa corpórea total, sem a limpeza dos organismos (por meio de lavagens sucessivas com água), o que ocasionaria a remoção dos metais adsorvidos na superfície do corpo, e ainda sem depurar o conteúdo intestinal. A ausência desses procedimentos, segundo SILVÉRIO (1999), tendem a superestimar a concentração de metais presentes nos organismos, principalmente em se tratando de organismos bentônicos, os quais são, em geral, detritívoros, ingerindo maior quantidade de matéria orgânica e partículas de

sedimento (LEPPÄNEN *et al.*, 1998; ASTM, 2000) que possuem metais adsorvidos. Apesar da não adoção destes procedimentos, os resultados do presente estudo são condizentes com aqueles reportados na literatura, como CHAPMAN (1980) *apud* BRINKHURST & COOK, (1980), SILVÉRIO (1999) e MASUTTI *et al.* (2000), embora em concentrações inferiores.

Os resultados obtidos por CHAPMAN (*op. cit.*), por exemplo, demonstram concentrações de metais inferiores em tubificídeos (Oligochaeta, Annelida) amostrados no lago Palestine, em Indiana (Tabela 25), embora as concentrações no sedimento fossem equivalentes ao encontrado no sedimento do reservatório de Salto Grande (Americana, SP), o que pode ter ocorrido em função das diferenças fisiológicas dos organismos em cada ecossistema.

Segundo CHAPMAN (*op. cit.*) e ASTM (2000), existe um fator de concentração (ou de bioacumulação) que é calculado dividindo-se a concentração obtida nos organismos pela concentração obtida para a fração biodisponível do sedimento. O resultado dessa divisão varia de 0 a infinito, sendo que os valores abaixo de 1 representam a não concentração e aqueles situados acima de 1 representam a existência da concentração. O fator de concentração obtido por CHAPMAN (*op. cit.*) encontra-se na Tabela 25 e aquele do presente estudo na Tabela 26, com a ressalva de que o fator de concentração somente foi calculado nas estações de coleta com biomassa suficiente para a quantificação de metais.

Tabela 25. Concentração de metal ($\mu\text{g.g}^{-1}$ ou ppm) e fator de concentração no sedimento e nos Tubificídeos (Oligochaetas, Annelida) do lago Palestine (Indiana), segundo CHAPMAN (1980) *apud* BRINKHURST & COOK (1980).

Metal (ppm)	Sedimento	Tubificídeos	Fator de concentração
Cd	ND	ND	ND
Cu	32.8	9.5	0,28
Fe	13694	588.6	0,04
Mn	314.9	15.9	0,05
Pb	44.6	5.0	0,11
Zn	113.4	65.1	0,57

Tabela 26. Fator de concentração dos metais nos organismos bentônicos do rio Atibaia e reservatório de Salto Grande (Americana, SP).

Metais	Cádmio	Chumbo	Cobre	Cromo	Ferro	Magnésio	Manganês	Zinco
Agosto/00								
Estação 3	-	0,04	0,78	0,08	0,86	3,39	0,56	1,40
rio Atibaia – conchas	-	0,02	0,10	0,00	0,01	0,37	0,09	0,02
rio Atibaia	2,20	0,21	2,55	0,21	2,02	4,19	0,88	4,92
Novembro/00								
Estação 1 – Oligochaeta	-	-	0,49	0,04	0,46	1,30	0,35	-
Estação 1 – Chironomidae	-	0,94	0,48	0,25	1,80	-	1,20	-
Estação 3	238,54	1,75	2,87	0,03	0,73	-	0,24	224,02
rio Atibaia – conchas	1,65	0,01	0,58	0,05	0,85	0,56	1,26	0,52
rio Atibaia	19,55	0,24	2,35	-	3,47	-	3,22	-
Fevereiro/01								
Estação 1	-	1,14	1,44	-	1,01	-	0,48	-
rio Atibaia - Hirudínea	0,58	-	0,02	-	0,21	2,00	0,13	3,05
rio Atibaia	5,09	0,51	0,94	0,50	1,19	3,95	0,20	212,84

- metal não detectado nos organismos, portanto o fator de concentração não pode ser calculado.

Pela análise do fator de concentração, verifica-se que na estação 3 (Novembro/00), representada principalmente por quironomídeos e oligoquetos, verificou-se os maiores valores de concentração para cádmio (238,54), chumbo (1,75), cobre (2,87) e zinco (224,02), quando comparada às demais estações. Os organismos presentes no rio Atibaia apresentaram os maiores valores do fator de concentração para ferro, exceto na amostra composta somente por Hirudínea (em Fevereiro/01), sendo que as mesmas amostras (incluindo o rio Atibaia – Hirudínea) também apresentaram os maiores valores para magnésio. Devido às complexas relações existentes entre o sedimento e a fisiologia dos organismos, não foi possível avaliar de forma mais intensiva os resultados obtidos para as concentrações de metais presentes nos organismos, sendo que mais estudos são necessários para se compreender os processos que ocorrem dentro de cada organismo e entre os organismos e o meio onde vivem.

Comparando-se os resultados obtidos neste estudo com àqueles reportados por SILVÉRIO (1999), conforme apresentado na Tabela 27, observa-se que para as concentrações de cádmio os organismos de todas as estações analisadas mostraram valores inferiores aos registrados para os organismos presentes na Lagoa do Diogo, um sistema não contaminado, exceto os organismos da estação 3 (Novembro/00), que apresentaram $71,56 \mu\text{g.g}^{-1}$ de cádmio. Além de cádmio, obteve-se nesta estação

concentrações superiores de chumbo ($85,40 \mu\text{g.g}^{-1}$), cobre ($117,85 \mu\text{g.g}^{-1}$) e zinco ($11357,81 \mu\text{g.g}^{-1}$). Na amostra constituída pelos organismos presentes nas estações 1, 2 e 4 (Agosto/00) obteve-se valor elevado para chumbo ($341,64 \mu\text{g.g}^{-1}$), o que representa quase duas (02) vezes o valor obtido para os organismos presentes no reservatório Billings. Embora a concentração de zinco biodisponível no sedimento de Salto Grande (Americana, SP) seja equivalente ao encontrado no reservatório Billings, em duas estações amostradas no presente estudo (estação 3, em Novembro/00 e o rio Atibaia, em Fevereiro/01), as concentrações foram cerca de dez (10) vezes superiores ao valor observado pelos organismos presentes nesse reservatório, sendo de $11357,81 \mu\text{g.g}^{-1}$ e de $19921,75 \mu\text{g.g}^{-1}$.

Tabela 27. Concentrações de metais ($\mu\text{g.g}^{-1}$) nos organismos bentônicos obtidas por SILVÉRIO (1999) em três sistemas aquáticos com diferentes níveis de contaminação.

Sistema	Cádmio	Chumbo	Cobre	Cromo	Zinco
Res. Billings	< 189	< 189	352,00	188,00	1807,00
Res. Barra Bonita	< 103	< 103	103,00	< 62	1358,00
Lagoa do Diogo	< 60	< 60	56,00	52,00	258,00

Determinação da concentração dos metais pela técnica ICP-AES (equipamento Perkin – Elmer Optima 300 DV).

Apesar dos esforços alocados na quantificação de metais na água, sedimento e comunidade bentônica, verificou-se algumas dificuldades ao se comparar os resultados obtidos no reservatório de Salto Grande com aqueles desenvolvidos por outros autores. Tal fato pode ter ocorrido devido às diferenças nas técnicas de extração dos metais dos organismos, já que diferentes técnicas podem resultar em valores diferentes para a mesma amostra. Além disso, em relação ao componente biológico, existem diferenças quanto à assimilação de metais pelas diferentes espécies, as quais advém dos processos fisiológicos e comportamentais, envolvendo, acima de tudo, a assimilação via ingestão de alimentos contaminados. Porém, de acordo com os resultados obtidos, pode-se inferir que a concentração de metais obtida nos compartimentos abióticos (água e sedimento) e bióticos (organismos bentônicos) do reservatório de Salto Grande (Americana, SP) são similares a outros sistemas aquáticos com interferência antrópica semelhante, como os reservatórios do sistema Tietê (RODGHER, 2001), Billings (SILVÉRIO, 1999) e Pampulha (RIETZLER *et al.*, 2001).

Considerando alguns estudos anteriores, como o de TONISSI (1999) e MORAES (1999), que quantificaram a concentração de metais em peixes e plantas aquáticas, respectivamente, torna-se evidente que os metais estão distribuídos de forma acentuada em organismos produtores (como as macrófitas) e consumidores herbívoros e carnívoros (como os peixes), o que, juntamente com a determinação de metais na comunidade bentônica (presente estudo), pode caracterizar, de forma mais efetiva, a situação atual do reservatório de Salto Grande e os possíveis efeitos ecológicos da transferência de metais no ecossistema.

Assim, verifica-se, pelos dados obtidos, o acentuado processo de degradação da qualidade da água do sistema, com implicações a manutenção da biota e a população, uma vez que diversas atividades de lazer ainda são desenvolvidas no reservatório, incluindo recreação de contato direto, além da pesca esportiva e para consumo da população de baixa renda. Neste sentido, formas de recuperação e manejo do reservatório, com maior controle das fontes pontuais e difusas, além de medidas destinadas ao isolamento do sedimento, retirada de plantas aquáticas e disponibilização de informação ao público usuário, devem ser implementadas, reduzindo os efeitos nocivos à saúde humana.

6. CONCLUSÃO

➤ Não houve variação temporal (entre 1989 e 2001) nas concentrações dos metais (cádmio, cobre, cromo, ferro, manganês, magnésio, chumbo e zinco) presentes na água do rio Atibaia e do reservatório de Salto Grande, as quais estão acima do limite estabelecido pela resolução CONAMA 20/86, exceto para zinco.

➤ O sedimento do reservatório pode ser classificado como moderado ou altamente poluído devido às altas concentrações de metais, exceto para chumbo, encontrado em concentrações que caracterizam ambientes não poluídos.

➤ A fração biodisponível de metais nos sedimentos foi representativa, sendo que alguns metais foram mais biodisponíveis no rio Atibaia (cádmio, cromo, ferro e zinco), enquanto outros ocorreram nas estações centrais do reservatório (manganês, cobre e chumbo). Entre todos os metais, os mais biodisponíveis foram cádmio, chumbo, cobre, cromo e manganês, com variações no eixo longitudinal e em relação ao período do ano.

➤ A principal fonte de entrada de metais no reservatório de Salto Grande é o rio Atibaia (entrada pontual), seu principal afluente, embora ocorra redução acentuada quando estes passam pela área alagada, indicando a contribuição desta área na retenção de materiais (tóxicos ou não) ao corpo principal do reservatório.

➤ A análise de metais na fauna bentônica indica maior bioacumulação de cádmio, cobre, ferro, magnésio, manganês e zinco, com fator de concentração acima de 1,0, o que não foi observado para chumbo e cromo, apesar das suas concentrações também serem elevadas no sedimento (mais biodisponíveis).

7. BIBLIOGRAFIA

- APHA (1995). **Standard Methods for examination water and wastewater**. Eaton, A. D. et al. eds. 19. ed.
- ASTM (2000). **Standard guide for determination of the bioaccumulation of sediment-associated contaminants by benthic invertebrates**, E 1688 – 00a, United States, 54p.
- BORG, H. (1995). Trace element in lakes. In: SALBU, B.& STEINNES, E. **Trace elements in natural waters**. CRC Press, Boca Raton (Florida), p. 177-202.
- BOUDOU A.; RIBEYRE, F. (1989). **Aquatic ecotoxicology: fundamental concepts and methodologies**. Boca Raton, Fla.CRC Press.
- BRAYNER, F. M. M. (1998). **Determinação de taxas de retenção de metais-traço por sedimentos orgânicos em um viveiro de piscicultura em área estuarina e urbana**. São Carlos. 103p. Tese (Doutorado) – Escola de Engenharia de São Carlos – Universidade de São Paulo.
- CALMANO, W. (1996). Metals in sediments: Remobilization and environment hazards. In: MUNAWAR, M ; DAVE, G., eds. **Development and Progress in Sediment Quality Assessment: Rationale, Challenges, Techiques & Strategies**. p. 1-13.
- CAMPBELL, P.G.C.; LEWIS, A.G.; CHAPMAN, P.M, CROWDER, A.A., FLETCHER, W.K., IMBER, B., LUOMA, S.N., STOKES, P.M., WINFREY, M. (1988). **Biologically available metals in sediments**. Publications NRCC/CNRC, Ottawa, Canada, 298p.
- CHAPMAN, P.M.; CHURCHLAND, L.M.; THOMSON, P.A.; MICHNOWSKY, E. (1980). Heavy metal studies with Oligochaetes. In: BRINKHURS, R.O. & COOK, D.G., eds. **Aquatic Oligochaete Biology**. Plenum Press, New York . p. 411-432
- CHEN, J.S. *et al.* (1991). Geographical tendency of geochemical characteristics and binding capacity of suspended matter from the five main rivers of east china for heavy metals. In: VERNET, J.P., ed. **Heavy metals in the environment**. Elsevier. p. 125-135.
- COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL - CETESB (1990). **Relatório de qualidade das águas interiores do Estado de São Paulo**. 164p.
- COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL - CETESB (1992). **Relatório de qualidade das águas interiores do Estado de São Paulo**. 164p.
- COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL - CETESB (1993). **Relatório de qualidade das águas interiores do Estado de São Paulo**. 251p.
- COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL - CETESB (1995). **Relatório de qualidade das águas interiores do Estado de São Paulo**. 269p.
- CONAMA 20 (1986). Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução CONAMA 20 de 12 de junho de 1986. In: **Coletânea de Legislação Ambiental Federal – Estadual, 1991**. Imprensa Oficial do Estado do Paraná.

- COSTA, J.B. (2001) **Avaliação ecotoxicológica da água e sedimento de tributários do reservatório de Barra Bonita (Médio Tietê Superior)**. São Carlos. 281 p. Dissertação (Mestrado) – Escola de Engenharia de São Carlos – Universidade de São Paulo.
- DORNFELD, C.B.; MASUTTI, M.B.; ANDRADE, C.A.; ALMEIDA, C. A.; SILVÉRIO, P.F (2001). Caracterização Ecotoxicológica do sedimento da Represa do Lobo (Itirapina-Brotas, SP) e seus Tributários. In: ESPÍNDOLA, E.L.G., ed. **Impactos ambientais em recursos hídricos: causas e conseqüências**, Rima editora. p. 245-259
- ESPÍNDOLA, E.L.G.; BOTTA-PASCHOAL, C.M.R.; TONISSI, F.B.; MAGALHÃES, R. (1998). Avaliação ecotoxicológica de sedimento como instrumento de controle de qualidade da água do reservatório de Salto Grande (Americana, SP). In: Simpósio de Ecossistemas Brasileiros. Águas de Lindóia. **Anais**. São Paulo. v. 4, p. 99-111
- ESTEVES, F.A. (1988). **Fundamentos de limnologia**. Rio de Janeiro, Interciência, FINEP. 575p.
- FARIA, O.; ESPINDOLA, E.L.G. (2001). Macrófitas aquáticas no reservatório de Salto Grande (Americana, SP): estimativa da biomassa, concentração de nutrientes e metais In: ESPÍNDOLA, E.L.G., ed. **Impactos ambientais em recursos hídricos: causas e conseqüências**, Rima editora. p. 199-210.
- FÖRSTNER, U. (1995). Risk assessment and technological options for contaminated sediments: a geochemical perspective. **Mar. Freshwater Res.** v.46. p. 113-127.
- FRACÁCIO, R. (2001). **Utilização de bioensaios ecotoxicológicos com Danio rerio (Cypriniformes, Cyprinidae) e análises limnológicas para a avaliação ambiental dos reservatórios do Médio e Baixo Tietê (SP)**. São Carlos. 233p. Dissertação (Mestrado) – Escola de Engenharia de São Carlos – Universidade de São Paulo.
- GROENENDIJK, D.; KRAAK, M.H.S.; ADMIRAAL, W. (1999). Efficient shedding of accumulated metals during metamorphosis in metal-adapted populations of the midge *Chironomus riparius*. **Environ.Tox. and Chem.** v.18. p. 1225-1231.
- LACERDA, L.D. (1998). Trace metals biogeochemistry and diffuse pollution in mangrove ecosystems. **ISME Mangrove Ecosystems Occasional Paper**. n.2. 65p.
- LANDRUM, P.F.; ROBBINS, J.A. (1990). Bioavailability of sediment-associated contaminants to benthic invertebrates. In: BAUDO, R.; GIESY, J.; MUNTAU, H. eds. **Sediments: chemistry and toxicity of in-place pollutants**. (SETAC-EUROPE). Lewis Publishers, INC, 237-264p
- LAWS, E.A. (1993). **Aquatic pollution: an introductory text**. 2. ed. Interscience publication, John Wiley & Sons, INC. New York, 611p.
- LEPPÄNEN, M.T.; POSTMA, J.F.; GROENENDIJK, D.; KUKKONEN, J.V.K.; BUCKERT-DE-JONG, M. (1998). Feeding activity of midge larvae (*Chironomus riparius* Meigen) in metal-polluted river sediments. **Ecotox. Environ. Saf.** v.41. p. 251-257.

- MASUTTI, M.B.; PANITZ, C.M.N.; PEREIRA, N.C. (2000). Biodisponibilidade e bioconcentração de metais-traço no manguezal do Itacorubi (Florianópolis, SC). In: ESPÍNDOLA, E.L.G.; BOTTA-PASCHOAL, C.M.R.; ROCHA, O.; BOHRER, M.B.; OLIVEIRA-NETO, A.L., eds., **Ecotoxicologia: perspectivas para o século XXI**. Rima editora. São Carlos (SP). p. 207-220
- MOORE, J. W. ; RAMAMOORTHY, S. (1984). **Heavy metals in natural waters**. Springer-Verlag. p. 205-261.
- MORAES, A.R. (1999). **Estimativa do estoque de elementos químicos em macrófitas aquáticas do reservatório de Salto Grande (Americana, SP)**. São Carlos. 94p. + anexo. Dissertação (Mestrado) – Escola de Engenharia de São Carlos – Universidade de São Paulo.
- REINFELDER, J. R.; FISHER, N. S.; LUOMA, S. N.; NICHOLS, J. W.; WANG, W. X. (1998). Trace element trophic transfer in aquatic organisms: a critique of the kinetic model approach. **The Science of the Total Environment**. v.219. p. 117-135.
- REYNOLDS, T.B. (1987). Interactions between sediment contaminants and benthic organisms. **Hydrobiologia**. v. 149. Ecological effects of in situ sediment contaminants. P. 53-66.
- RIETZLER, A.C.; FONECA, A.L.; LOPES, G.P. (2001). Heavy metals in tributaries of Pampulha reservoir, Minas Gerais. **Braz. J. Biol.** v. 61 (3). p. 363-370
- RODGER, S. (2001). Estudo ecotoxicológico e limnológico nos reservatórios em cascata do Médio e Baixo rio Tietê: uma análise espacial e temporal. São Carlos. 159pp + anexos. Dissertação (Mestrado) – Escola de Engenharia de São Carlos – Universidade de São Paulo.
- ROSENBERG, D.M. (1992). Freshwater Biomonitoring and Chironomidae. **Netherlands Journal of aquatic ecology**. v.26. p. 101-122.
- ROTHERY, E. (1988). Analytical methods for graphite tube atomizer. Varian Australia Pty. Ltd., Australia – Publication n° 85-100848-00
- SALOMONS, W.; FÖRSTNER, U. (1984). **Metals in the hydrocycle**. Springer-Verlag. 349p.
- SECRETARIA DO MEIO AMBIENTE (1994). **Estabelecimento de metas ambientais e reenquadramento dos corpos d'água: Bacia do rio Piracicaba**. Secretaria do Meio Ambiente – São Paulo (série relatórios). 81p.
- SIJM, D.; KRAAIJ, R.; BELFROID, A. (2000). Bioavailability in soil or sediment: exposure of different organisms and approaches to study it. **Environmental Pollution**. v.108. p. 113-119
- SILDANCHANDRA, W.; CRANE, M. (2000). Influence of sexual dimorphism in *Chironomus riparius* Meigen on toxic effects of cadmium. **Environ. Tox. Chem.** v.19(9). p. 2309-2313.
- SILVÉRIO, P.F. (1999). **Partição, Biodisponibilidade e Toxicidade de Metais Pesados a Organismos Bentônicos em Sedimentos**. São Carlos. 77p. Dissertação (Mestrado). Departamento de Química – Universidade Federal de São Carlos.

- SLOTTON, D.G.; REUTER, E. (1995). Heavy metals in intact and resuspended sediments of a California reservoir, with emphasis on potential bioavailability of copper and zinc. **Mar.Freshwater Res.** v.46. p. 257-265.
- TAM, N.F.Y.; WONG, Y.S. (1995). Spatial and temporal variations of heavy metal contamination in mangrove swamp in Hong Kong. **Marine Pollution Bulletin.** v. 31 (4-12). p. 254-261.
- THOMAS, R.L. (1987). A protocol for the selection of process-oriented remedial options to control *in situ* sediment contaminants. **Hydrobiologia.** v.149. p. 247-258
- TIMMERMANS, K.R.; PEETERS, W.; TONKES, M. (1992). Cadmium, zinc, lead and copper in *Chironomus riparius* (Meigen) larvae (Diptera, Chironomidae): uptake and effects. **Hydrobiologia.** v.241. p. 119-134.
- TONISSI, F.B. (1999). **Avaliação ecotoxicológica do reservatório de Salto Grande, Americana (SP), como subsídio para a análise da qualidade ambiental do sistema.** São Carlos. 130p. Dissertação (Mestrado) – Escola de Engenharia de São Carlos – Universidade de São Paulo.
- TONISSI, F.B.; ESPÍNDOLA, E.L.G. (2000). Utilização de bioensaio agudo, crônico-parcial e *in situ* com *Danio rerio* para avaliação ecotoxicológica do reservatório e Salto Grande (Americana, SP). In: ESPÍNDOLA, E.L.G.; BOTTA-PASCHOAL, C.M.R.; ROCHA, O.; BOHRER, M.B.C.; OLIVEIRA-NETO, A.L., eds. **Ecotoxicologia – perspectivas para o século XXI.** Editora RiMa. São Carlos. p. 483-500.
- UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (2000). USEPA/600/R-99/064. **Methods for measuring the toxicity and bioaccumulation of sediment associated contaminant with freshwater invertebrates.** 2. ed. Washington. D.C.
- WOOD, J.M. (1974). Biological cycles for toxic elements in the environment. **Science.** v. 183. p.1049-1052.