Daniel Clemente Vieira Rêgo da Silva

Toxicidade da água e sedimento dos reservatórios Guarapiranga, Billings e Paiva Castro, na
Região Metropolitana de São Paulo-SP

Toxicity of water and sediment from Guarapiranga, Billings and Paiva Castro reservoirs, in
Metropolitan Region of São Paulo-SP

São Paulo

2013

VERSÃO CORRIGIDA – A VERSÃO ORIGINAL SE ENCONTRA NO INSTITUTO DE
BIOCIÊNCIAS DA USP

Daniel Clemente Vieira Rêgo da Silva

Toxicidade da água e sedimento dos reservatórios Guarapiranga, Billings e Paiva Castro, na
Região Metropolitana de São Paulo-SP

Toxicity of water and sediment from Guarapiranga, Billings and Paiva Castro reservoirs, in
Metropolitan Region of São Paulo-SP

Dissertação apresentada ao
Instituto de Biociências da
Universidade de São Paulo, para
a obtenção de Título de Mestre
em Ecologia, na Área de
Ecologia de Ecossistemas
Terrestres e Aquáticos.

Orientador(a): Prof. Dr. Marcelo Luiz Martins
Pompêo

São Paulo

2013

Clemente Vieira Rêgo da Silva, Daniel
Toxicidade da água e sedimento dos
reservatórios Guarapiranga, Billings e Paiva
Castro, na Região Metropolitana de São
Paulo.

141 p.

Dissertação (Mestrado) - Instituto de
Biociências da Universidade de São Paulo.
Departamento de Ecologia

1. Ecotoxicologia 2. Limnologia 3.
Reservatórios
Universidade de São Paulo. Instituto de
Biociências. Departamento de Ecologia.

Comissão Julgadora:

Prof^a. Dra. Teresa Cristina Brazil de Paiva

Prof^a. Dra. Maria da Graça Gama Melão

Prof. Dr. Marcelo Luiz Martins Pompêo
Orientador

"Dedico este trabalho ao Tio Josmar Fernandes Lima (in memoriam) por todo o amor, carinho e apoio que meu deu durante minha estadia em São Paulo... Sentirei saudades eternas de nossas conversas".

"Tudo o que puderes fazer ou creias poder, começa, a ousadia tem gênio, poder e magia! Quando uma criatura humana desperta para um grande sonho e sobre ele lança toda a força de sua alma, todo o universo conspira a seu favor!"

Johann Goethe

AGRADECIMENTOS

Em primeiro lugar agradeço a ADONAI, Deus, nosso criador, aquele que nos salva diariamente nas mais diversas situações, sem que percebamos sua presença celestial.

Agradeço ao meu grande orientador Professor Dr. Marcelo L. M. Pompêo, por ter acreditado desde o início em minha capacidade de superar mais este obstáculo e, que mesmo sem me conhecer anteriormente ao mestrado, ter me dado a chance de estudar em tão prestigiada instituição!

Às duas grandes mulheres de minha vida, que são minha mãe (Ângela) e irmã (Roberta), sem as quais eu não seria quem eu sou!

Ao meu lindo sobrinho (João Vitor) e irmão (Rodrigo), duas pessoas pelas quais eu daria minha vida!

Ao meu Pai (Iberê), por ter sido a principal pessoa a me incentivar a fazer o Mestrado, me dando apoio em todos os momentos e me ajudando em todas as vezes em que o solicitei!

À CAPES pela bolsa de Estudos e ao Banco Santander e Pró-Reitoria da USP pela bolsa de intercâmbio na Universidade de Coimbra, em Portugal.

À FAPESP, pelo financiamento deste projeto (Processo Nº 2009/16652-1)

Ao Professor Dr. Rui Ribeiro e ao aluno de Pós Doutorado Cristiano Araújo pelo estágio no Instituto do Mar (IMAR), em Coimbra.

À Professora Teresa Cristina Brazil de Paiva, por toda a amizade e por ter me recebido como um filho em seu laboratório de Ecotoxicologia na EEL-USP.

Ao Instituto de Biociências da USP, em específico ao Departamento de Ecologia, por me proporcionarem a realização do Mestrado e uso de todas as infraestruturas necessárias.

Aos Professores Ana Lúcia Brandimarte, Sérgio Rosso e Roberto Shimuzu pelas disciplinas maravilhosamente lecionadas e por tudo o mais!

Ao Professor Sérgio Tadeu pelos empréstimos de materiais no IB.

À todo os pessoal de secretaria da Pós Graduação, incluindo a Érika Takamoto, Socorro e Vera, por sempre me auxiliarem nos mais diversos problemas!

Aos Motoristas do IB Israel e Sivinsky, por toda a logística entre o laboratório e as coletas!

À todos os amigos do Laboratório de Limnologia, incluindo Sheila, Paula, Fernanda,

Cassia, Daniel Bispo, Maira, Rafael Taminato e Belisa, por todas as coletas, risadas, amizade, lanches na salinha, na cozinha, almoços no bandejão e tudo o mais! Vocês foram essenciais para mim!

Aos técnicos do IB Lenilda, Geison e Mauricio, pela amizade e por toda a ajuda nas análises.

À técnica do Laboratório de Ecotoxicologia da EEL-USP Lucinha, pela amizade e por ter me recebido de braços abertos todas as vezes em que precisei!

Aos amigos do Laboratório de Ecotoxicologia da EEL-USP, incluindo Claudinei, Davi, Erlon, Érika e a todos os outros que sempre estiveram comigo!

Aos Professores Flávio e Ferraz da EEL-USP por terem me deixado utilizar seus materiais e equipamentos.

À aluna de Doutorado Vanessa Lameira (IPEN – USP), pelo auxílio na utilização dos programas estatísticos acerca da toxicidade.

Aos amigos do IMAR Tânia Teixeira, Matilde Santos, Cândida Shin, Pablo, Dimitri, Monica, dentre muitos que proporcionaram uma de minhas mais belas aventuras!

À Sra. Teresa Alvim por ter me abrigado em seu lindo apartamento em Coimbra e por todas as conversas e enriquecimento cultural!

À equipe de Bombeiros da Represa Guarapiranga, por nos ter cedido autorização para as coletas e por terem sido nossos guardiões enquanto necessitávamos de ajuda!

Aos barqueiros que me conduziram pelas águas dos reservatórios, em especial ao Cláudio da Billings!

E por fim à Juliana Sayuri Yoshida, minha linda companheira, que vem me dando apoio e ajuda essenciais para a conclusão desta etapa de minha vida!

À todos os que aqui não citei, mas que de alguma maneira contribuíram em minha formação pessoal e profissional e na realização de todo o meu trabalho de Mestrado!

À todos vocês muito obrigado!

RESUMO

Levando-se em consideração a grande demanda por água e a poluição emergente nos dias de hoje, o gerenciamento dos corpos hídricos deve ser algo constante, com o propósito preventivo e corretivo, sendo o objetivo deste trabalho a análise das condições ecotoxicológicas e limnológicas dos reservatórios Guarapiranga, Billings e Paiva Castro, que abastecem a Região Metropolitana de São Paulo. Foram realizadas duas coletas, sendo uma em Maio de 2011, na estação seca, e outra em Janeiro de 2012, na estação chuvosa. Em cada reservatório foram analisados cinco pontos próximos à captação de água pela SABESP. A água e sedimento foram avaliados quanto à toxicidade aguda e crônica através de bioensaios com os cladóceros *Daphnia similis* e *Ceriodaphnia dubia* para a água e *D. similis* e *Chironomus xanthus* para o sedimento. O tratamento dos dados ocorreu através dos testes de Dunnett's ou Steel's Many-one Hank e Kruskal-Wallis (fecundidade / sobrevivência) e Fisher Exact Test (mortalidade). Os parâmetros limnológicos analisados na água foram: pH, temperatura, condutividade elétrica, material em suspensão (orgânico e inorgânico), sólidos totais, oxigênio dissolvido, DQO, DBO, nitrogênio total, nitrato, nitrito, amônio, fósforo total, ortofosfato e clorofila_a. Os parâmetros físicos e químicos do sedimento analisados foram: pH, temperatura, granulometria, teor de Matéria Orgânica e metais (Cd, Cu, Ni, Zn, Pb e Mn). O grau de associação entre as variáveis limnológicas da água, sedimento e, testes ecotoxicológicos, foi avaliado em teste não-paramétrico, através do Coeficiente de Correlação de Spearman. As mesmas variáveis também foram analisadas através da Análise dos Componentes Principais (ACP). O Índice de Estado Trófico mostrou serem os reservatórios Guarapiranga e Billings os mais eutrofizados dentre os corpos hídricos estudados. Conforme os parâmetros analisados na água, alguns parâmetros de certos pontos amostrais estiveram fora dos Padrões estabelecidos pela Resolução CONAMA nº 357/05. Houve influência das chuvas em relação aos parâmetros limnológicos da água, mas o mesmo não foi evidenciado em relação aos resultados dos testes ecotoxicológicos. No geral os dados sugerem ser o sedimento dos reservatórios com maior potencial tóxico do que a água. Os dados ainda sugerem um gradiente de toxicidade, começando pelo reservatório Billings, Guarapiranga e, por último, Paiva Castro. Houve correlação entre os metais encontrados no sedimento dos reservatórios mais eutrofizados e a toxicidade obtida nos testes ecotoxicológicos. Os dados sugerem que maiores esforços preventivos e corretivos devem ser alocados para os dois

primeiros reservatórios, Guarapiranga e Billings, por serem mais eutrofizados e com maiores ocorrências de toxicidade, enquanto no terceiro reservatório, Paiva Castro, o monitoramento e esforços preventivos serão satisfatórios, pois este possui padrões satisfatórios de qualidade de suas águas de acordo com os parâmetros analisados neste trabalho.

Palavras-Chave: Ecotoxicologia, Limnologia, Reservatórios.

ABSTRACT

Considering the great water demand and the increase pollution in the present-day, the management of the hydric bodies must be something constant, with the preventive and corrective purpose, being the objective of this work to analyze the ecotoxicological and limnological conditions of Guarapiranga, Billings and Paiva Castro reservoirs, that supply the Metropolitan Region of São Paulo. It was made 2 collections, one in May 2011, in the dry season, and the other in January 2012, in the wet season. In each reservoir it was analyzed 5 points next to the water captation station by the SABESP. The water and sediment were analyzed as for acute and chronic toxicity through bioEssays with the cladocerans *Daphnia similis* and *Ceriodaphnia dubia* to the water and *D. similis* and *Chironomus xanthus* to the sediment. The data treatment occurred through the Dunnett's or Steel's Many-one Hank and Kruskal-Wallis (fecundity/ survival) and Fisher Exact Test (mortality). The limnological water parameters analyzed were: pH, temperature, electrical conductivity, suspended solids (organic and inorganic), total solids, dissolved oxygen, COD, BOD, total nitrogen, nitrate, nitrite, ammonium, total phosphorus, orthophosphate and chlorophyll *a*. The physical and chemical parameters analyzed in sediment were: pH, temperature, granulometry, organic matter, and metals (Cd, Cu, Ni, Zn, Pb and Mn). The association level between the limnological variables in water, sediment, and ecotoxicological tests, was available in non-parametric tests, through the Spearman correlation coefficient. The same variables were analyzed through the Principal Component Analysis. The Trophic State Index show the Guarapiranga and Billings reservoir as the most eutrophicated between the hydric bodies studied. According to the analyzed parameters in the water, some parameters of certain points were out of the standards established by CONAMA Resolution nº 357/05. There was influence from the rain in relation to the limnological parameters from water, but the same standard was not evidenced in relation to the results from the ecotoxicological tests. In general, the data suggest being the reservoir sediments with more toxic potential than the water. The data still suggest a toxicity gradient, beginning in the Billings and Guarapiranga reservoir, and for last, Paiva Castro. There was correlation between the metal found in the more eutrophicated reservoir sediment and the toxicity obtained in the ecotoxicological tests. The data suggest that greater preventive and corrective efforts must be allocated to the two firsts reservoirs, Guarapiranga and Billings, to be more eutrophicated and with more toxicity occurrences, while in the third reservoir,

Paiva Castro, the monitoring and preventive efforts will be satisfactory, because this one has satisfactory water quality standard according to the parameters analyzed in this work.

Keywords: Ecotoxicology, Limnology, Reservoirs.

ÍNDICE

1	INTRODUÇÃO.....	01
2	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	04
2.1	Qualidade das águas e transporte de poluentes.....	05
2.2	Características dos Sedimentos.....	06
2.3	Rotas de contaminação em organismos aquáticos.....	07
2.4	Características dos reservatórios.....	08
2.5	Degradação de ecossistemas aquáticos e legislação ambiental.....	09
2.6	A Ecotoxicologia Aquática.....	12
3	JUSTIFICATIVA.....	16
4	OBJETIVOS.....	16
4.1	Objetivo geral.....	16
4.2	Objetivos específicos.....	16
4.3	Hipóteses.....	17
5	ÁREA DE ESTUDO.....	17
5.1	A represa Billings.....	19
5.2	Represa Billings – Histórico.....	21
5.3	A represa Guarapiranga.....	22
5.4	Represa Guarapiranga – Histórico.....	23
5.5	A represa Paiva Castro / Sistema Cantareira.....	25
5.6	Represa Paiva Castro – Histórico.....	26
6	METODOLOGIA.....	27
6.1	Parâmetros físicos e químicos da água.....	32
6.1.1	Sólidos totais.....	32
6.1.2	Material em suspensão total, orgânico e inorgânico.....	33
6.1.3	Demanda bioquímica de oxigênio (DBO _{5,20}).....	34
6.1.4	Demanda Química de Oxigênio.....	34
6.1.5	Nitrogênio total.....	34
6.1.6	Nitrato.....	35
6.1.7	Nitrito.....	35

6.1.8	Amônio.....	35
6.1.9	P total.....	36
6.1.10	Ortofosfato.....	36
6.1.11	Clorofilaa.....	36
6.2	Parâmetros físicos e químicos do sedimento.....	37
6.2.1	Granulometria.....	37
6.2.2	Matéria orgânica.....	37
6.2.3	Metais biodisponíveis.....	38
6.3	Ensaio Ecotoxicológicos.....	39
6.3.1	Ensaio de toxicidade das águas das represas e seu sedimento.....	39
6.3.2	Ensaio de toxicidade aguda da água e do sedimento com o microcrustáceo Daphnia similis.....	39
6.3.3	Ensaio de toxicidade crônica da água com o microcrustáceo <u>Ceriodaphnia</u> <u>dubia</u>	39
6.3.4	Ensaio de toxicidade crônica do sedimento com <u>Chironomus xanthus</u>	40
6.3.5	Teste de sensibilidade com os organismos com substância de referência.....	40
6.3.6	Carta Controle.....	41
6.3.7	Características dos organismos utilizados nos testes.....	42
6.4	ÍNDICE DE ESTADO TRÓFICO.....	42
6.5	CONAMA 357/05 E 430/11.....	43
6.6	TEL E PEL E VALORES DE REFERÊNCIA REGIONAIS – ANÁLISE DE METAIS NO SEDIMENTO.....	45
6.7	PLUVIOMETRIA ACUMULADA NO MÊS, MÉDIA HISTÓRICA DE PRECIPITAÇÃO E ARMAZENAMENTO DE ÁGUA NOS RESERVATÓRIOS.....	47
6.8	ANÁLISE ESTATÍSTICA.....	47
7	RESULTADOS.....	49
7.1	Análises físico-químicas da água.....	49
7.1.1	Pluviometria acumulada no mês, média histórica de precipitação e armazenamento de água nos reservatórios.....	49
7.1.2	Profundidade máxima e de desaparecimento do disco de	

	Secchi.....	50
7.1.3	Potencial Hidrogeniônico (pH), Condutividade Elétrica, Oxigênio Dissolvido e Temperatura.....	51
7.1.4	Sólidos totais e material em suspensão.....	53
7.1.5	Nutrientes dissolvidos e totais.....	55
7.1.6	Clorofila <i>a</i>	57
7.1.7	DBO e DQO.....	57
7.2	Análises físicas e químicas do sedimento.....	59
7.2.1	pH e temperatura do sedimento.....	59
7.2.2	Teor de matéria orgânica.....	59
7.2.3	Granulometria.....	61
7.2.4	Metais.....	62
7.3	ÍNDICE DE ESTADO TRÓFICO.....	64
7.4	ANÁLISES ECOTOXICOLÓGICAS.....	65
7.5	ANÁLISE ESTATÍSTICA.....	68
7.5.1	Análise da correlação de Spearman.....	68
7.5.1.1	Água.....	68
7.5.1.2	Correlação de Spearman dos três reservatórios em conjunto.....	68
7.5.1.3	Correlação de Spearman da represa Guarapiranga.....	68
7.5.1.4	Correlação de Spearman da represa Billings.....	69
7.5.1.5	Correlação de Spearman da represa Paiva Castro.....	70
7.5.2	Sedimento.....	71
7.5.2.1	Correlação de Spearman dos três reservatórios em conjunto.....	71
7.5.2.2	Correlação de Spearman da represa Guarapiranga.....	71
7.5.2.3	Correlação de Spearman da represa Billings.....	71
7.5.2.4	Correlação de Spearman da represa Paiva Castro.....	72
7.5.3	Análise de Componentes Principais (ACP).....	73
7.5.3.1	Água.....	73
7.5.3.2	ACP dos três reservatórios em conjunto.....	73
7.5.3.3	ACP– Guarapiranga.....	75
7.5.3.4	ACP - Billings.....	77

7.5.3.5	ACP – Paiva Castro.....	79
7.5.4	Sedimento.....	81
7.5.4.1	ACP dos três reservatórios em conjunto.....	81
7.5.4.2	ACP– Guarapiranga.....	83
7.5.4.3	ACP – Billings.....	85
7.5.4.4	ACP – Paiva Castro.....	87
8	DISCUSSÃO.....	89
8.1	CONAMA 357/05 – Conformidade.....	89
8.2	Dados da água.....	90
8.3	Dados do sedimento.....	102
8.4	Índice de Estado Trófico.....	110
8.5	Dados ecotoxicológicos.....	111
8.5.1	Toxicidade da água.....	112
8.5.1.1	<i>Daphnia similis</i>	112
8.5.1.2	<i>Ceriodaphnia dubia</i>	114
8.5.2	Toxicidade do sedimento.....	115
8.5.2.1	<i>Daphnia similis</i>	115
8.5.2.2	<i>Chironomus xanthus</i>	117
9	CONCLUSÃO.....	119
10	REFERÊNCIA BIBLIOGRÁFICA.....	124
11	ANEXOS.....	138

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1	Conceituação de ecotoxicologia.....	12
Figura 2	Foto de <i>D. similis</i>	15
Figura 3	Foto de <i>C. Silvestrii</i>	15
Figura 4	Larva de <i>C. xanthus</i>	15
Figura 5	Localização das Bacias do Alto Tietê e Sistema Cantareira.....	18
Figura 6	Divisão das sub-regiões do reservatório Billings.....	19
Figura 7	Mapa da Represa Guarapiranga.....	22
Figura 8	Ilustração do Sistema Cantareira.....	26
Figura 9	Estação de coleta próximo à captação de água na barragem da Guarapiranga.....	28
Figura 10	Pontos de coleta próximo da barragem da Guarapiranga.....	29
Figura 11	Estação de coleta próximo à captação de água na barragem Anchieta, na Billings.....	29
Figura 12	Pontos de coleta próximo à captação de água na barragem Anchieta, na Billings.....	29
Figura 13	Estação de coleta próximo à captação de água na Paiva Castro.....	30
Figura 14	Pontos de coleta próximo à captação de água na Paiva Castro.....	30
Figura 15	Classes de enquadramento e respectivos usos e qualidade da água.....	44
Figura 16	Exemplo conceitual dos limites de efeito de uma substância química associada ao sedimento; Frequência de Efeitos Biológicos Adversos X Concentração Química.....	46
Figura 17	Valores acumulados e média histórica de precipitação para os sistemas Guarapiranga, Rio Grande e Cantareira.....	49
Figura 18	Profundidade máxima e Disco de Secchi – Guarapiranga.....	50
Figura 19	Profundidade máxima e Disco de Secchi – Billings.....	50
Figura 20	Profundidade máxima e Disco de Secchi – Paiva Castro.....	51
Figura 21	Max. e Min. dos parâmetros pH, OD, Condutividade e Temperatura das águas da represa Guarapiranga.....	51
Figura 22	Max. e Min. dos parâmetros pH, OD, Condutividade e Temperatura das águas da represa Billings.....	52

Figura 23	Max. e Min. dos parâmetros pH, OD, Condutividade e Temperatura das águas da represa Paiva Castro.....	52
Figura 24	Max. e Min. do parâmetro Sólidos Totais das águas da represa Guarapiranga.....	53
Figura 25	Max. e Min. do parâmetro Sólidos Totais das águas da represa Billings.....	53
Figura 26	Max. e Min. do parâmetro Sólidos Totais das águas da represa Paiva Castro.....	54
Figura 27	Max. e Min. dos parâmetros %MSO e % MSI das águas da represa Guarapiranga na estação seca.....	54
Figura 28	Max. e Min. dos parâmetros %MSO e % MSI das águas da represa Guarapiranga na estação chuvosa.....	54
Figura 29	Max. e Min. dos parâmetros %MSO e % MSI das águas da represa Billings na estação seca.....	54
Figura 30	Max. e Min. dos parâmetros %MSO e % MSI das águas da represa Billings na estação chuvosa.....	54
Figura 31	Max. e Min. dos parâmetros %MSO e % MSI das águas da represa Paiva Castro na estação seca.....	55
Figura 32	Max. e Min. dos parâmetros %MSO e % MSI das águas da represa Paiva Castro na estação chuvosa.....	55
Figura 33	Max. e Min. do parâmetro Clo <i>a</i> das águas da represa Guarapiranga.....	57
Figura 34	Max. e Min. do parâmetro Clo <i>a</i> das águas da represa Billings.....	57
Figura 35	Max. e Min. do parâmetro Clo <i>a</i> das águas da represa Paiva Castro.....	57
Figura 36	Média dos parâmetros DBO e DQO das águas da represa Guarapiranga.....	58
Figura 37	Média dos parâmetros DBO e DQO das águas da represa Billings.....	58
Figura 38	Média dos parâmetros DBO e DQO das águas da represa Paiva Castro.....	59
Figura 39	Percentual do parâmetro M.O.do sedimento da represa Guarapiranga.....	60
Figura 40	Percentual do parâmetro M.O.do sedimento da represa Billings.....	60
Figura 41	Percentual do parâmetro M.O.do sedimento da represa Paiva Castro.....	60
Figura 42	Percentual de Areia Grossa, Areia Fina, Silte e Argila do sedimento do reservatório Guarapiranga na estação seca.....	61
Figura 43	Percentual de Areia Grossa, Areia Fina, Silte e Argila do sedimento do reservatório Guarapiranga na estação chuvosa.....	61
Figura 44	Percentual de Areia Grossa, Areia Fina, Silte e Argila do sedimento do	

	reservatório Billings na estação seca.....	62
Figura 45	Percentual de Areia Grossa, Areia Fina, Silte e Argila do sedimento do reservatório Billings na estação chuvosa.....	62
Figura 46	Percentual de Areia Grossa, Areia Fina, Silte e Argila do sedimento do reservatório Paiva Castro na estação seca.....	62
Figura 47	Percentual de Areia Grossa, Areia Fina, Silte e Argila do sedimento do reservatório Paiva Castro na estação chuvosa.....	62
Figura 48	Ordenação com base na Análise dos Componentes Principais (ACP) de Correlação de variáveis limnológicas e ecotoxicológicas das águas superficiais dos reservatórios Guarapiranga, Billings e Paiva Castro, em duas estações; seca (maio/2011) e chuvosa (Jan/2012).....	73
Figura 49	Ordenação com base na Análise dos Componentes Principais (ACP) de Correlação de variáveis limnológicas e ecotoxicológicas das águas superficiais do reservatório Guarapiranga, em duas estações; seca (maio/2011) e chuvosa (Jan/2012).....	75
Figura 50	Ordenação com base na Análise dos Componentes Principais (ACP) de Correlação de variáveis limnológicas e ecotoxicológicas das águas superficiais do reservatório Billings, em duas estações; seca (maio/2011) e chuvosa (Jan/2012).....	77
Figura 51	Ordenação com base na Análise dos Componentes Principais (ACP) de Correlação de variáveis limnológicas e ecotoxicológicas das águas superficiais do reservatório Paiva Castro, em duas estações; seca (maio/2011) e chuvosa (Jan/2012).....	79
Figura 52	Ordenação com base na Análise dos Componentes Principais (ACP) de Correlação de variáveis limnológicas e ecotoxicológicas do sedimento dos reservatórios Guarapiranga, Billings e Paiva Castro, em duas estações; seca (maio/2011) e chuvosa (Jan/2012).....	81
Figura 53	Ordenação com base na Análise dos Componentes Principais (ACP) de Correlação de variáveis limnológicas e ecotoxicológicas do sedimento do reservatório Guarapiranga, em duas estações; seca (maio/2011) e chuvosa (Jan/2012).....	83

Figura 54	Ordenação com base na Análise dos Componentes Principais (ACP) de Correlação de variáveis limnológicas e ecotoxicológicas do sedimento do reservatório Billings, em duas estações; seca (maio/2011) e chuvosa (Jan/2012).....	85
Figura 55	Ordenação com base na Análise dos Componentes Principais (ACP) de Correlação de variáveis limnológicas e ecotoxicológicas do sedimento do reservatório Paiva Castro, em duas estações; seca (maio/2011) e chuvosa (Jan/2012).....	87

ÍNDICE DE TABELAS

Tabela 1	Coordenadas Geográficas dos pontos de coleta nos reservatórios Guarapiranga, Billings e Paiva Castro.....	28
Tabela 2	Variáveis e métodos utilizados na caracterização físico-química da qualidade da água.....	31
Tabela 3	Tamanho da malha das peneiras utilizadas para a análise granulométrica....	37
Tabela 4	Classificação do Estado Trófico para reservatórios segundo Índice de Carlson.....	43
Tabela 5	Padrões de qualidade da água doce com a classe de uso segundo a CONAMA 357/05.....	44
Tabela 6	Valores de referência de metais totais para o sedimento TEL (Threshhold Effect Level), PEL (Probable Effect Level) e Thomas (1987).....	46
Tabela 7	Valor de referência para o reservatório Paiva-Castro- BPC e valores de referência regionais estabelecidos para a bacia do Alto-Tietê – BAT (NASCIMENTO, 2003), para os metais cádmio, cromo, cobre, níquel, chumbo e zinco.....	46
Tabela 8	Concentrações de nutrientes dissolvidos [Nitrato (N-NO_3^-), Nitrito (N-NO_2^-), amônio (N-NH_4^+) e ortofosfato (PO_4^{3-})] e totais [nitrogênio total (NT) e Fósforo Total (PT)] em mg/l.....	56
Tabela 9	Tabela de metais totais (expressos em mg/Kg^{-1}) encontrados no sedimento dos reservatórios Guarapiranga, Billings e Paiva Castro nos períodos de Mai/2011 e jan/2012.....	64
Tabela 10	Tabela de Índice de Estado Trófico na área estudada dos reservatórios Guarapiranga, Billings e Paiva Castro nos períodos de Mai/2011 e Jan/2012 (média dos valores do DS, Clo. <i>a</i> e PT).....	65
Tabela 11	Resultados da Toxicidade aguda da água – <i>Daphnia similis</i>	66
Tabela 12	Resultados da Toxicidade crônica da água – <i>Ceriodaphnia dubia</i>	66
Tabela 13	Resultados da Toxicidade aguda do sedimento – <i>Daphnia similis</i>	67

Tabela 14	Resultados da Toxicidade crônica do sedimento – Chironomus xanthus.....	67
Tabela 15	Coeficiente de Correlação de Spearman entre as variáveis da Represa Guarapiranga nas duas estações de coleta, com correlações significativas no nível de 5% ($p < 0,05$). Legenda: PH = Potencial Hidrogeniônico; OD = Oxigênio Dissolvido; ST = Sólido Totais; MSO = Material em suspensão Orgânico; MSI = Material em Suspensão Inorgânico; N-NO ₂ ⁻ = Nitrito; Orto = Ortofosfato; DBO = Demanda Bioquímica de Oxigênio; DQO = Demanda Química de Oxigênio; TCA = Teste Crônico da Água.....	69
Tabela 16	Coeficiente de Correlação de Spearman entre as variáveis da Represa Billings nas duas estações de coleta, com correlações significativas no nível de 5% ($p < 0,05$). Legenda: PH = Potencial Hidrogeniônico; OD = Oxigênio Dissolvido; MSO = Material em suspensão Orgânico; MSI = Material em Suspensão Inorgânico; N-NO ₃ ⁻ = Nitrato; N-NO ₂ ⁻ = Nitrito; N-NH ₄ ⁺ = Amônio; Clo a = Clorofila a; Secchi = Disco de Secchi; TAA = Teste Agudo Água; TCA = Teste Crônico da Água.....	70
Tabela 17	Coeficiente de Correlação de Spearman entre as variáveis da Represa Paiva Castro nas duas estações de coleta, com correlações significativas no nível de 5% ($p < 0,05$). Legenda: PH = Potencial Hidrogeniônico; OD = Oxigênio Dissolvido; ST = Sólido Totais; NT = Nitrogênio Total; N-NO ₃ ⁻ = Nitrato; N-NH ₄ ⁺ = Nitrito; Orto = Ortofosfato; Clo a = Clorofila a; DBO = Demanda Bioquímica de Oxigênio; DQO = Demanda Química de Oxigênio; Secchi = Disco de Secchi; TA = Teste Agudo da Água; TC = Teste Crônico da Água.....	70
Tabela 18	Coeficiente de Correlação de Spearman entre as variáveis da Represa Guarapiranga com correlações significativas no nível de 5% ($p < 0,05$). %MO = Percentual de Matéria Orgânica; AG = Percentual de Areia Grossa; S+A = Percentual de Silte e Argila; Mn = Manganês; Zn = Zinco; Pb = Chumbo; Ni = Níquel; Cd = Cádmio; Cu = Cobre; TAS = Teste Agudo do Sedimento.....	71

Tabela 19	Coeficiente de Correlação de Spearman entre as variáveis da Represa Billings com correlações significativas no nível de 5% ($p < 0,05$). °C = Temperatura; pH = Potencial Hidrogeniônico; AG = Percentual de Areia Grossa; AF = Percentual Areia Fina; Mn = Manganês; Zn = Zinco; Pb = Chumbo; Cu = Cobre; TAS = Teste Agudo Sedimento; TCS = Teste Crônico do Sedimento.....	72
Tabela 20	Coeficiente de Correlação de Spearman entre as variáveis da Represa Paiva Castro com correlações significativas no nível de 5% ($p < 0,05$). °C = Temperatura; %MO = Percentual de Matéria Orgânica; AG = Percentual de Areia Grossa; AF = Percentual Areia Fina; S+A = Percentual de Silte e Argila; Zn = Zinco; Ni = Níquel; Cu = Cobre; TAS = Teste Agudo do Sedimento.....	72
Tabela 21	Contribuição de cada eixo na explicação do arranjo formado na análise de Componentes Principais (ACP) com base numa matriz de correlações, de variáveis físico-químicas e ecotoxicológicas das águas dos reservatórios Guarapiranga, Billings e Paiva Castro, durante Maio de 2011 e Janeiro de 2012.....	74
Tabela 22	Resumo dos três (3) componentes principais, as variáveis físico-químicas e processos dominantes que podem interferir nas águas superficiais.....	74
Tabela 23	Correlação das variáveis analisadas com os componentes principais (eixos) 1, 2 e 3 de uma ACP com base numa matriz de correlações.....	74
Tabela 24	Contribuição de cada eixo na explicação do arranjo formado na análise de Componentes Principais (ACP) com base numa matriz de correlações, de variáveis físico-químicas e ecotoxicológicas das águas do reservatório Guarapiranga, durante Maio de 2011 e Janeiro de 2012.	75
Tabela 25	Resumo dos dois (2) componentes principais, as variáveis físico-químicas e processos dominantes que podem interferir nas águas superficiais.....	76
Tabela 26	Correlação das variáveis analisadas com os componentes principais	

	(eixos) 1 e 2 de uma ACP com base numa matriz de correlações.....	76
Tabela 27	Contribuição de cada eixo na explicação do arranjo formado na análise de Componentes Principais (ACP) com base numa matriz de correlações, de variáveis físico-químicas e ecotoxicológicas das águas do reservatório Billings, durante Maio de 2011 e Janeiro de 2012.....	77
Tabela 28	Resumo dos dois (2) componentes principais, as variáveis físico-químicas e processos dominantes que podem interferir nas águas superficiais.....	78
Tabela 29	Correlação das variáveis analisadas com os componentes principais (eixos) 1 e 2 de uma ACP com base numa matriz de correlações.....	78
Tabela 30	Contribuição de cada eixo na explicação do arranjo formado na análise de Componentes Principais (ACP) com base numa matriz de correlações, de variáveis físico-químicas e ecotoxicológicas das águas do reservatório Paiva Castro, durante Maio de 2011 e Janeiro de 2012.....	79
Tabela 31	Resumo dos dois (2) componentes principais, as variáveis físico-químicas e processos dominantes que podem interferir nas águas superficiais.....	80
Tabela 32	Correlação das variáveis analisadas com os componentes principais (eixos) 1 e 2 de uma ACP com base numa matriz de correlações.....	80
Tabela 33	Contribuição de cada eixo na explicação do arranjo formado na análise de Componentes Principais (ACP) com base numa matriz de correlações, de variáveis físico-químicas e ecotoxicológicas do sedimento dos reservatórios Guarapiranga, Billings e Paiva Castro, durante Maio de 2011 e Janeiro de 2012.....	82
Tabela 34	Resumo dos dois (2) componentes principais, as variáveis físico-químicas e processos dominantes que podem interferir no sedimento.....	82
Tabela 35	Correlação das variáveis analisadas com os componentes principais (eixos) 1 e 2 de uma ACP com base numa matriz de correlações.....	82
Tabela 36	Contribuição de cada eixo na explicação do arranjo formado na análise	

	de Componentes Principais (ACP) com base numa matriz de correlações, de variáveis físico-químicas e ecotoxicológicas do sedimento do reservatório Guarapiranga, durante Maio de 2011 e Janeiro de 2012.....	83
Tabela 37	Resumo dos três (3) componentes principais, as variáveis físico-químicas e processos dominantes que podem interferir no sedimento.....	84
Tabela 38	Correlação das variáveis analisadas com os componentes principais (eixos) 1, 2 e 3 de uma ACP com base numa matriz de correlações.....	84
Tabela 39	Contribuição de cada eixo na explicação do arranjo formado na análise de Componentes Principais (ACP) com base numa matriz de correlações, de variáveis físico-químicas e ecotoxicológicas do sedimento do reservatório Billings, durante Maio de 2011 e Janeiro de 2012.....	85
Tabela 40	Resumo dos três (3) componentes principais, as variáveis físico-químicas e processos dominantes que podem interferir no sedimento.....	86
Tabela 41	Correlação das variáveis analisadas com os componentes principais (eixos) 1, 2 e 3 de uma ACP com base numa matriz de correlações.....	86
Tabela 42	Contribuição de cada eixo na explicação do arranjo formado na análise de Componentes Principais (ACP) com base numa matriz de correlações, de variáveis físico-químicas e ecotoxicológicas do sedimento do reservatório Paiva Castro, durante Maio de 2011 e Janeiro de 2012.....	87
Tabela 43	Resumo dos três (3) componentes principais, as variáveis físico-químicas e processos dominantes que podem interferir no sedimento.....	88
Tabela 44	Correlação das variáveis analisadas com os componentes principais (eixos) 1, 2 e 3 de uma ACP com base numa matriz de correlações.....	88
Tabela 45	Valores dos parâmetros analisados da água em não conformidade em relação à CONAMA 357/05.....	89

1. INTRODUÇÃO

O homem, desde o principio da civilização, vem ocupando áreas próximas aos rios e lagos, pois através desta aproximação houve o aumento nas chances de sobrevivência e maior facilidade na produção de alimentos.

Existem relatos de muitos povos que construíam seus próprios sistemas de barragens e ductos, os quais serviam como estoque e transporte de água, respectivamente.

Referências bíblicas e do alcorão à área de Petra (Jordão) documentam o uso de canais de água e nascentes pelos habitantes para manter a agricultura e o povoado (300 AC – 300 DC). Os sistemas de suprimento de água de Petra talvez tenham sido emprestados pelas melhores práticas de engenharia civil das civilizações vizinhas a inovações derivadas pela demanda da complexa topografia e limitados recursos de água baseados na área (ORTLOFF, 2005).

As mudanças ambientais e os sistemas de estoque de água realizados por outra civilização, a dos Maias, talvez tenham sido importantes fatores na estrutura política emergente da civilização clássica deste povo (DUNNING *et al*, 2002).

Muitos suspeitam que os Maias possuíam vários canais de irrigação e drenagem, que esses canais eram parte de um sistema projetado por estes para controlar a água dos "bajos" (áreas pantanosas) de tal forma que podiam cultivar essas áreas (BARRY, 2004).

Com o avanço das tecnologias e, enfim a revolução industrial, as cidades em todo o mundo se desenvolveram e cresceram de forma mais intensa, levando a um grande consumo de água.

Mesmo naqueles tempos, as civilizações já lançavam seus resíduos nos corpos hídricos próximos de seus territórios. Tal fato não era de tamanha problemática para época, pois as cargas residuárias lançadas não eram tão constantes e intensas e, tais corpos conseguiam depurar os compostos ali lançados, mas isso veio a se tornar um problema cada vez mais complexo devido ao aumento das populações nos últimos séculos (XIX, XX e XXI), além da industrialização e grande produção de alimentos pela agricultura.

A demanda por recursos vem aumentando desde então, gerando cada vez mais poluição e impactando a água, o solo e o ar. Segundo Held e McGrew (2003) a globalização denota a expansão de escalas, crescimento de magnitude, aumento de velocidade e grande impacto das correntes inter-regionais e padrões de interação. Isto se refere a uma mudança ou transformação

na escala humana de organização que conecta distantes comunidades e expande o alvo de relações de poder através das maiores regiões e continentes.

Estas transformações na escala humana de organização são responsáveis pelos novos arranjos que vem sendo formados na sociedade, os quais de certa maneira pressionam os recursos ambientais até uma escala jamais vista antes.

Sendo assim, vemos que vários dos problemas ambientais relativos às águas na atualidade são em grande parte de origem antrópica. O homem vem modificando os ambientes naturais numa tentativa sem precedentes de suprir a demanda global por recursos, algo que há mais de um século não era imaginado, pois a preocupação era oferecer tais recursos para suprir apenas a demanda local.

Boomgaard & Hart (2010) citam em seu trabalho outros estudos relacionados aos diversos usos da água e que gera outros tipos de impacto, onde enfatizam como o crescimento populacional, urbanização e, o desejo por desenvolvimento e industrialização levou para uma ênfase na construção de hidroelétricas.

Essa tendência ao armazenamento de água vem ocorrendo não somente para a geração de energia elétrica, como também para o suprimento de água, através da construção de reservatórios e recuperação de outros corpos hídricos com fins de abastecimento público.

Muito se tem feito em relação à recuperação desses mananciais, mas o grande problema que gera especulações é o fato de que ao mesmo tempo em que há a atribuição de esforços para a recuperação dos mananciais, há também diversos focos de poluição, podendo ser estes pontuais (como de tubulações que lançam despejos) ou difusos (contaminação dos corpos hídricos por insumos agrícolas vindos das plantações), anulando os efeitos pretendidos no ato da mitigação dos corpos hídricos.

Durante muito tempo houve um descaso com os recursos hídricos, tanto por parte da sociedade quanto pelas autoridades. O aumento rápido da população, ocasionando ocupações desordenadas, foi ignorado pelos setores públicos e pela própria sociedade, resultando na degradação do ambiente (SILVA, 2008).

Os esforços devem ser realizados de forma que prevenção e mitigação sejam componentes preponderantes nos projetos acerca do uso e preservação de todos os mananciais.

As represas Guarapiranga, Billings e Paiva Castro estão dentro deste conjunto de corpos hídricos explorados pelo homem, abastecendo a Região Metropolitana de São Paulo e cercadas

por moradias, muitas dessas irregulares, lançando seus efluentes sanitários diretamente nestas águas, além do lançamento de resíduos industriais diretamente nas águas sem tratamento prévio, fazendo com que a qualidade da água dessas represas se deteriore ainda mais, encarecendo os custos de seu tratamento devido ao maior uso de insumos e, principalmente, degradando o meio ambiente, prejudicando a saúde dos seres humanos que utilizam diretamente tal recurso além de comprometer todo o equilíbrio ambiental existente.

Deve-se ressaltar aqui, que a preservação dos mananciais não tem como foco apenas o consumo de uma água de qualidade, mas também a manutenção dos serviços ecossistêmicos que são oferecidos para a sociedade, como os *serviços provedores* (fontes de alimentos), *serviços culturais* (de satisfação estética e oportunidades educacionais e recreacionais), *serviços reguladores* (capacidade do ecossistema de decompor ou filtrar poluentes, etc.) e *serviços sustentadores* (produção primária e ciclagem de nutrientes) (TOWNSENDE *et al.*, 2010).

Assim sendo, governo, parcerias privadas e universidades vem estudando estes locais através de caracterizações limnológicas e ecotoxicológicas, abordando as tradicionais análises físicas e químicas juntamente com ensaios ecotoxicológicos, favorecendo uma maior visão dos fatores que envolvem os problemas de contaminação e poluição dos corpos hídricos.

2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

Muito se tem falado nas últimas décadas em gestão, monitoramento e preservação dos corpos hídricos e isso vem ocorrendo principalmente pelo fato de que precisamos de água para várias necessidades físicas, biológicas, culturais, sociais, etc., sendo a principal preocupação com relação ao tema uma futura escassez deste recurso *precioso*.

Água é provavelmente o único recurso natural associado a todos os aspectos da civilização humana, desde o desenvolvimento agrícola e industrial aos valores culturais da sociedade. É um recurso essencial como componente bioquímico de seres vivos, como meio de vida de várias espécies vegetais e animais, como elemento representativo de valores sociais e culturais e até como fator de reprodução de vários bens de consumo final e intermediário (SILVA, 2008).

Possuímos uma relação intrínseca com a água, sendo que esta representa, além do insumo básico essencial à vida em todas as suas formas, um bem de consumo para quase todas as atividades humanas e, em vista de sua importância em relação a seus diversos usos e à manutenção de sua qualidade e quantidade, os recursos hídricos são considerados um bem comum que deve ser gerenciado de forma integrada, garantindo, assim, um aproveitamento otimizado com o mínimo de conflitos (CHAUDHRY, 2000).

Segundo Esteves (1998), a água constitui um dos compostos de maior distribuição e importância na crosta terrestre. Sua importância para a vida está no fato de que nenhum processo metabólico ocorre sem a sua ação direta ou indireta. Foram suas propriedades anômalas, comparando com outros compostos, que possibilitaram o surgimento e a manutenção da vida na terra.

São vários os trabalhos pelo mundo que tem como foco a análise da qualidade da água e seus poluentes e, dentre estes estão Nakashima (2007), Zhanget *al.*(2013), Varolet *al.* (2012), Purandaraet *al.* (2012), Mülleret *al.* (2008), Gikas *et al.* (2006), Almeida (2007). Podemos observar em alguns bancos de dados mais de 47 mil trabalhos relacionados ao tema.

O gerenciamento dos corpos hídricos deve ser algo constante, com o propósito preventivo e corretivo, dependendo do estado de eutrofização em que este se encontre, sendo que o foco deste trabalho é a análise das condições ecotoxicológicas e limnológicas de três reservatórios com fins de abastecimento público em São Paulo, como será visto mais adiante.

2.1 Qualidade das águas e transporte de poluentes

Muitos fatores influenciam a qualidade das águas nos reservatórios diretamente ou indiretamente, como o clima, estrutura do solo, vegetação, encostas de terra, morfometria do lago, flutuação dos níveis de água e atividade humana nas áreas de drenagem (ÇULLAJ, 2011).

A concentração, o transporte, a transformação e a disposição final de um dado contaminante introduzido no ambiente aquático dependem, principalmente, das propriedades do ambiente e das características dos contaminantes (RAND *et al.*, 1995).

Çullaj (2011) reforça o exposto acima dizendo que a qualidade das águas de um reservatório depende do nível nutricional, características químicas, cargas de partículas que entram através dos rios e atividades dos organismos bentônicos e pelágicos dentro do próprio lago.

Os poluentes presentes na superfície da água podem estar em solução ou em suspensão. O material em suspensão pode estar em forma de gotículas (ex., óleo), ou partículas e os poluentes podem estar dissolvidos nas gotículas ou absorvidos pelas partículas sólidas. Todas essas formas podem ser transportadas pela água por distâncias consideráveis (WALKER *et al.*, 2006).

Nos rios, os poluentes são transportados sobre distâncias variadas. Em geral, a concentração dos poluentes continua diminuindo conforme se aproxima da foz e, isso talvez reflita na mudança de composição da fauna e flora (WALKER *et al.*, 2006). Como os rios são as principais fontes que abastecem os reservatórios, obrigatoriamente todo o material alóctone será carregado até tais fontes de abastecimento, interferindo de alguma maneira no meio. Uma vez que os poluentes são levados para lagos e oceanos, podem ser transportados por correntes.

Os maiores problemas de poluição das águas crescem de médias para pequenas cidades e em populações densas periurbanas e rurais onde a água é rasa e com fontes hídricas sem tratamento, sendo estas usadas para fins domésticos (CHAPMAN, 1996), mas tais características podem ser observadas também em grandes centros urbanos, pois no entorno de muitos reservatórios podemos ver que há uma crescente e desorganizada ocupação irregular de áreas que deveriam ser na verdade preservadas, por se localizarem em locais onde a mata ciliar deveria prevalecer (Área de Preservação Permanente).

O acúmulo de nutrientes na coluna d'água e mesmo em seu sedimento é um fator que influencia diretamente na dinâmica dos organismos e do metabolismo do ecossistema. Esteves

(1998) diz que as indústrias de processamento de alimentos são as principais fontes de efluentes orgânicos, ricos nestes elementos.

Após a segunda guerra mundial, com a introdução de produtos de limpeza sintéticos, os casos de eutrofização de ecossistemas lacustres passaram a ser mais frequentes, pois possuem em sua constituição agentes de superfície (solubilizadores de gorduras), polifosfatos, carbonatos, silicatos, etc. (ESTEVES, 1998). Caso notório foi a polêmica ocorrida com detergentes no processo de eutrofização dos Grandes Lagos, na divisa dos Estados Unidos com o Canadá (VALLENTYNE, 1978).

Rios, lagos, lagoas, mares e oceanos são todos receptores dos efluentes sanitários, industriais e de outras fontes, como as agrícolas, de criação de animais e, até mesmo através da precipitação seca, que ocorre pelo ar. As próprias encostas e outros planos geográficos que fazem parte das bacias hidrográficas são "lavadas" pela ação das chuvas, desta maneira aumentando as concentrações de diversas substâncias nas águas, interferindo diretamente em todos os processos físicos, químicos e biológicos do meio.

2.2 Características dos Sedimentos

A capacidade do sedimento em acumular compostos faz deste compartimento um dos mais importantes na avaliação do nível de contaminação de ecossistemas aquáticos continentais (ESTEVES, 1998)

Ainda, segundo Esteves (1998), a importância do sedimento como indicador do nível de poluição torna-se ainda mais relevante, quando se considera que as indústrias geralmente lançam seus despejos nos ambientes aquáticos nos finais de semana, quando o controle é reduzido. Neste caso, o sedimento pode atuar registrando a poluição ocorrida em dias anteriores.

O sedimento nada mais é do que um sumidouro de compostos que vão se acumulando com o tempo neste compartimento e, vez ou outra podem ser liberados para a coluna d'água e, dependendo das condições ambientais, tais como mudança de pH e condições de anoxia, o sedimento pode se tornar uma fonte de substâncias tóxicas para a coluna d'água, causando uma alteração geral nas condições do sistema em estudo (DORNFELD, 2006).

Zagatto e Bertoletti (2008) explicam que os materiais dissolvidos e particulados, de natureza orgânica e inorgânica, que adentram um ambiente aquático invariavelmente se associam, de alguma forma, através de processos de superfície como a adsorção, complexação e

reprecipitação aos particulados preexistentes no ambiente e, subsequentemente, tendem a se decantar no fundo desses ambientes, passando assim a fazer parte dos sedimentos.

Segundo os mesmos autores, Zagatto e Bertolotti (2008), a reatividade desses sólidos, particulados, suspensos e de fundo (os sedimentos), serão tanto maiores quanto mais finas forem, isto é, quanto maior a área superficial destes.

Devido à importância na dinâmica do ecossistema aquático, além da qualidade da água, torna-se necessária a avaliação da qualidade do sedimento de forma abrangente, através de análises físicas, químicas e toxicológicas, para que forneçam dados sobre o grau de contaminação e os possíveis efeitos na biota (ZAGATTO e BERTOLETTI, 2008). Em testes de toxicidade do sedimento, organismos de hábito bentônico devem ser utilizados, uma vez que no ambiente natural são estes que se associam com tal meio, tornando-o seu habitat.

2.3 Rotas de contaminação em organismos aquáticos

Os princípios básicos dos testes de toxicidade aquática são similares aos com organismos terrestres. Contudo, há questões particulares sobre as principais rotas de captação que influenciam alguns aspectos no desenvolvimento dos testes (WALKER *et al.*, 2006).

Com organismos aquáticos, a captação direta pela água é a rota de maior importância (p. ex., através das guelras nos peixes). A captação também pode ocorrer através da comida durante sua passagem pelo sistema digestivo e, organismos bentônicos estão expostos aos resíduos nos sedimentos. A importância relativa destas rotas de captação difere entre organismos e compostos químicos e, depende das condições ambientais. Em alguns casos, todas estas rotas talvez operem em um organismo de uma só vez (WALKER *et al.*, 2006).

Schmidt-Nielsen (2002) diz que a captura de alimento pelos organismos é feita por meio de uma diversidade de métodos mecânicos, que determinam a natureza do alimento que um dado animal pode obter e utilizar. Comenta também que, no meio aquático, estes alimentos podem estar presentes de diversas formas, como em pequenas partículas, grandes partículas ou massas, matéria orgânica dissolvida ou suprimento simbiótico de nutrientes.

Observa-se então a importância da compreensão dos sistemas de captação de nutrientes pelos organismos aquáticos, visto que estão expostos aos mais diversos poluentes e, uma vez entendendo-se como funcionam tais rotas, ações mais eficazes podem ser aplicadas no controle da poluição hídrica.

2.4 Características dos reservatórios

Os reservatórios são sistemas aquáticos modificados, extremamente complexos e dinâmicos, que apresentam as funções principais de manutenção e vazão dos cursos de água e atendimento à variações da demanda de usuários (PRADO, 2002).

Estes corpos hídricos possuem tanto importância social (utilização de água pela população) quanto econômica (atraem novos empreendimentos) e, são fundamentais para o desenvolvimento no local onde estão situados e, podemos confirmar isto quando vemos cidades como São Paulo, que dependem quase que exclusivamente das águas destes.

Os reservatórios dependem fortemente da interação com a área drenada pelo rio desde o início de sua construção. A área de drenagem onde o reservatório for construído é uma matriz de interação entre áreas preservadas, degradação do solo, qualidade da água, biodiversidade e uso múltiplo da água. (TUNDISI, 2008)

Ainda segundo Tundisi (2008), as características do reservatório que tem consequências na relação entre o mesmo e a área de drenagem são a área do reservatório versus a área de drenagem, o volume do reservatório, as características morfométricas, tempo de retenção, o tipo de construção do reservatório, etc.

Esteves (1998) afirma dizendo que a composição química da água é fortemente determinada pela composição química de seus afluentes, além de outros fatores que podem influenciar na composição iônica dos corpos d'água, como: a geologia da área de drenagem dos efluentes, geologia da bacia de acumulação do lago e regime de chuvas.

Os reservatórios diferenciam-se de outros ecossistemas aquáticos naturais por apresentarem sistemas de circulação horizontal e vertical produzidos por forças naturais e antrópicas, sendo as forças antrópicas principalmente em função da operação da represa, alterando os mecanismos ecológicos (TUNDISI, 1990). Tempo de retenção, altura da tomada d'água, sequência de operações em conjunto em cadeias de reservatórios e sua morfometria complexa são muitos dos exemplos da ação do homem que alteram o ecossistema de um reservatório de forma significativa.

Dependendo de suas características hidráulicas, especialmente o tipo de tomada de água da barragem, as represas apresentam grande instabilidade limnológica. Estes ecossistemas, por apresentarem baixo tempo de residência da água, podem ser considerados na sua grande maioria, como um estágio intermediário entre um rio e um lago, ou seja, ambiente lótico e lêntico. Outra

característica das represas é a grande variação do nível d'água que pode ocorrer em pouco tempo, em função das necessidades de uso da água (ESTEVES, 1998).

Os aspectos construtivos (por exemplo, o volume do reservatório em relação às vazões afluentes ou à posição das tomadas de água e vertedouros) afetam a qualidade de água do reservatório. As características construtivas estão relacionadas à finalidade primária para a qual o reservatório foi construído (STRASKRABA, 2000).

Ainda segundo Straskraba (2000) o propósito afeta o tamanho do reservatório, função do local para a construção da barragem, a altura determinada pela morfometria do vale, o volume de armazenamento e a capacidade em relação às vazões afluentes, que determina seu tempo de retenção.

Esses corpos hídricos, denominados de reservatórios ou represas, formados pelo antigo leito de um determinado rio e o barramento de suas águas, possuem características distintas dependendo do local em que se encontram, sendo fortemente influenciados pelo meio abiótico e pelos organismos que ali realizam interações entre si e com o meio. Mas a problemática não está apenas no fato das alterações físicas e químicas que a barragem traz a montante (acima do reservatório) e jusante (abaixo do reservatório), mas também na forte influência antrópica que vem ocorrendo frente ao excesso de cargas poluidoras que são despejadas nestes corpos hídricos constantemente, podendo causar toxicidade aos organismos dependentes desse meio, além de prejudicar a saúde da população que vive próxima a esses mananciais.

2.5 Degradação de ecossistemas aquáticos e legislação ambiental

Mais de dois terços (70%) da superfície terrestre é recoberta por água, sendo a maior parte oceano (3,5% de NaCl) e, o total de água doce perfaz menos de 1% da área (SCHMIDT-NIELSEN, 2002,). Do total de água doce, 12% se encontram em território brasileiro.

Podemos observar vários problemas ambientais ainda não resolvidos, como a precariedade do sistema de água e de esgotos sanitários e industriais; uso abusivo de defensivos agrícolas; a inadequação das soluções utilizadas para o destino do lixo; níveis de poluição e contaminação hídrica, atmosférica, do solo, do subsolo e alimentar. (MORAES, 2002). Muitos países gastam muito com tratamentos de doenças relativas a própria água que deveriam tratar.

Os problemas mais graves que afetam a qualidade da água de rios e lagos são os esgotos domésticos tratados de forma inadequada; controle inadequado de efluentes industriais; perda e

destruição das bacias de captação; localização errônea de unidades industriais; desmatamento; agricultura migratória sem controle e práticas agrícolas deficientes (MORAES, 2002).

O aporte excessivo de nutrientes a partir do escoamento agrícola e resíduos humanos tem causado a muitos lagos *oligotróficos* uma mudança para condição *eutrófica* na qual intensos aportes de nutrientes levam à alta produtividade de fitoplâncton. Isto torna a água turva, elimina plantas maiores e, nas situações mais graves, leva a anoxia e morte dos peixes (*eutrofização cultural*) (TOWNSENDE *et al.* 2010).

Um dos problemas que se tem visto devido ao uso de **pesticidas** é a biomagnificação, no qual os inseticidas organoclorados têm causado problemas particularmente graves à fauna, no qual um pesticida está presente no corpo de um organismo que se torna a presa de outro e o predador não consegue excretar o pesticida, se acumulando no corpo deste (TOWNSEND *et al.*, 2010) e como o homem é topo de cadeia alimentar, tais compostos tóxicos podem nos contaminar através da alimentação.

De acordo Rodrigues (2005), os processos de bioacumulação e biomagnificação potencializam os efeitos tóxicos de algumas substâncias, sendo que estas vão se acumulando nos organismos vivos e, quanto maior o tempo de exposição do ser vivo ao poluente, maior será a concentração desta substância tóxica acumulada no organismo.

Quanto aos **metais** lançados diariamente em determinados efluentes industriais, podemos ver que estes são elementos tóxicos e, muitos destes formam complexos estáveis com biomoléculas e sua presença, mesmo em quantidades pequenas, pode ser prejudicial a vegetais e animais, sendo o íon metálico livre a forma mais tóxica à vida aquática. A determinação da concentração total de um metal em uma amostra de água oferece informação relativa sobre sua toxicidade. (BISINOTI, 2004)

Outro problema que encontramos nas águas de represas são os **disruptores endócrinos**, que, segundo Guimarães (2005), são agentes e substâncias químicas orgânicas e inorgânicas que promovem alteração no sistema endócrino humano, sendo que muitas dessas substâncias são persistentes no meio ambiente.

A classe de compostos químicos disruptores endócrinos é muito ampla e cresce a cada dia, compreendendo desde produtos químicos sintetizados pelo homem até substâncias que se encontram de maneira natural nos alimentos (RIVAS *et al.*, 2004).A viadigestivaé a principal rota e exposição ao homem dos contaminantes hormonais (RIVAS *et al.*, 2004).

A água, sendo um dos principais fatores no desenvolvimento da população humana, tem sofrido crescente nível de pressão, particularmente do início do século XX até o presente, resultando não só a diminuição da qualidade desta para uso humano, como também a degradação dos ecossistemas aquáticos, refletindo assim na qualidade de vida dos organismos ali presentes.

São Paulo é uma cidade em constante desenvolvimento econômico e, a cada dia sua população cresce ainda mais devido às grandes migrações de pessoas em busca de empregos e melhores condições de vida. Para se ter uma ideia, em 1835 havia na cidade de São Paulo cerca de 35.000 habitantes, hoje, na Grande São Paulo, são cerca de 20 milhões, destes cerca de 10 milhões não tem seu esgoto efetivamente coletado e tratado (Marcelo Pompêo, USP, IB, comunicação pessoal).

Podemos observar que a cidade cresceu de forma não controlada, com custos altos para o meio ambiente, com precariedade em saneamento básico, afetando inclusive seus mananciais, e tudo isso graças a ausência de políticas públicas claras de uso e ocupação do solo.

Até o início da década de 1980, apenas o monitoramento químico era utilizado no controle de poluentes em efluentes líquidos em corpos hídricos. A Resolução CONAMA nº 20/86 que vigorou de 1986 a 2005, ficou obsoleta, e foi então substituída pela resolução CONAMA nº 357/2005.

Esta resolução mais recentese tornou uma importante ferramenta legal no Brasil que regulamenta o controle do lançamento de efluentes e qualidade da água nos corpos hídricos, que dispõe sobre a classificação e diretrizes ambientais para o enquadramento dos corpos de água superficiais, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes nestes corpos hídricos (CONAMA, 2005).Mais recentemente, esta resolução foi complementada e alterada pela Conama nº 430/2011, que dispõem sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes (CONAMA, 2011).

No Brasil, as análises ecotoxicológicas em efluentes que serão lançados nos corpos de água, são definidas por lei e tratadas pela Resolução CONAMA nº 357/05. O artigo 2 desta resolução e, os parágrafos XXI e XXII, definem os ensaios ecotoxicológicos como ensaios realizados para determinar o efeito deletério de agentes físicos ou químicos a diversos organismos aquáticos, visando também avaliar o potencial de risco à saúde humana (CONAMA, 2005).

A CONAMA nº430/2011, no artigo 4º, parágrafo XIII, define os testes de toxicidade como métodos utilizados para detectar e avaliar a capacidade de um agente tóxico provocar efeito nocivo, utilizando bioindicadores dos grandes grupos de uma cadeia ecológica (CONAMA, 2011). Os padrões de qualidade da água estão estabelecidos na Resolução CONAMA nº 357/2005. No capítulo 1, artigo 2º, as águas são classificadas em doces, salinas e salobras, segundo seu grau de salinidade. No capítulo II, Seção I (Das Águas Doces), há a classificação das águas doces segundo ao que podem ser destinadas de acordo com sua qualidade.

A Constituição Federal e a Lei nº6.938, de 31 de agosto de 1981, visam controlar o lançamento no meio ambiente de poluentes, proibindo o lançamento em níveis nocivos ou perigosos para os seres humanos e outras formas de vida. (CONAMA, 2005)

Mas, mesmo com todo o monitoramento que é realizado, algo se torna preocupante, pois há uma enorme discrepância entre o número de compostos potencialmente presentes no ambiente e o número de poluentes prioritários regularmente monitorados (DÉVIER *et al*, 2011).

2.6 A Ecotoxicologia Aquática

O termo ecotoxicologia foi introduzido por Truhalt em 1969, derivado das palavras ecologia e toxicologia. A introdução deste termo reflete a crescente preocupação com o efeito de compostos químicos ambientais sobre as espécies, além do homem (WALKER *et al.*, 2006).

Essa associação foi mencionada por Blaise (1984) apud Zagatto & Bertolleti (2008) de acordo com o esquema da figura 1:

Figura 1 – Conceituação da Ecotoxicologia (BLAISE, 1984)

A ecotoxicologia identificou-se como uma área de estudos dos efeitos prejudiciais de produtos químicos dentro do contexto da ecologia. Após este tempo, o foco da ecologia toxicológica tem sido principalmente a preocupação com os efeitos prejudiciais dos compostos químicos ambientais sobre os humanos (WALKER *et al.*, 2006).

Contudo, a toxicologia ambiental, em seu sentido mais amplo, engloba os efeitos de tais compostos sobre os ecossistemas também (WALKER *et al.*, 2006).

A Ecologia é a disciplina que se ocupa das relações entre os seres vivos e o ambiente. Por outro lado, a Toxicologia estuda os efeitos adversos de determinada substância num dado organismo e procura clarear o mecanismo de ação tóxica no mesmo (ZAGATO & BERTOLETTI, 2008).

A ecotoxicologia permite avaliar os danos ocorridos nos diversos ecossistemas após contaminação e também prever impactos futuros (ZAGATTO & BERTOLETTI, 2008), considerando assim a interação destes poluentes com o meio ambiente e seus organismos residentes, sendo assim, segundo Fernicola (2004), ecotoxicologia é a ciência em que são abordados os efeitos de compostos químicos sobre os ecossistemas e seus componentes não humanos. Historicamente, a toxicologia tem se concentrado nos efeitos adversos dos xenobióticos sobre os humanos e animais domésticos, após exposição direta.

Com relação à toxicologia aquática, define-se como o estudo dos efeitos das substâncias químicas naturais e substâncias e/ou atividades de origem antropogênicas, em organismos aquáticos nos seus diversos níveis de organização, desde estruturas celulares até indivíduos, populações, comunidades e ecossistemas (RAND *et al.* 1995).

Os bioensaios permitem, geralmente, uma avaliação bastante segura do potencial tóxico de substâncias ou de meios contaminados, permitindo também deduções indiretas de seu risco para o meio ambiente. (BRENTANO, 2006)

No Brasil, a resolução CONAMA nº 357 (CONAMA, 2005) que dispõe sobre a classificação dos corpos d'água, preconiza a utilização de testes de toxicidade para classificação, avaliação e monitoramento dos corpos d'água e afluentes. O artigo 2º do Capítulo I, parágrafos XVII e XVIII abordam o **efeito tóxico agudo** e **efeito tóxico crônico**, através dos testes citados abaixo.

Ensaios agudos de toxicidade avaliam em geral efeitos severos e rápidos que ocorrem em um curto espaço de tempo nos organismos testados, avaliando a mortalidade e imobilidade destes, ou

seja, obtêm-se com esta análise uma resposta imediata do organismo em relação ao composto/amostra ao qual foi exposto.

Como exemplo tem-se o ensaio agudo com *Daphnia similis*, com uma duração de 48h em um sistema estático, onde não ocorrem alimentação nem troca da amostra a ser testada.

Por serem menos custosos e de fácil realização, estes foram os precursores dos ensaios ecotoxicológicos atuais.

Ensaio crônicos avaliam a ação dos compostos sobre parte ou o ciclo completo de vida do organismo testado.

De acordo com Zagatto e Bertoletti (2008), no ambiente aquático, devido a fatores de diluição, em geral, os organismos estão expostos a níveis sub-letais dos poluentes, a menos que estejam em local cujas concentrações de contaminantes possam causar efeitos agudos, sendo que esta exposição em níveis sub-letais, pode causar distúrbios fisiológicos e/ou comportamentais a longo prazo, daí a necessidade do uso de testes de longa duração, permitindo assim a avaliação dos efeitos adversos mais sutis aos organismos expostos.

No teste tóxico agudo, a toxicidade pode ser expressa pelo valor da concentração letal a 50% (CL₅₀), que indica a concentração de tóxico no meio que leva à morte ou inibição de metade dos organismos estudados da população considerada (ANDRADE, 2004) ou com amostras sem diluição, após tratamento estatístico, apenas como "tóxicas" ou "não tóxicas".

O teste tóxico crônico é expresso em termos da concentração mais elevada que estatisticamente não teve efeito observado significativo (CENO – Concentração de Efeito Não Observado) nas suas respostas em comparação com o teste controle e em termos de concentração mais baixa, que estatisticamente provocou um efeito observado significativo (CEO – Concentração de Efeito Observado) (ANDRADE, 2004), ou como no teste agudo, quando também não há diluição, as respostas são "tóxicas" ou "não tóxicas".

A aplicação dos princípios de ecotoxicologia demanda a *seleção* de um organismo-teste e, segundo Magalhães (2008) para sua escolha estes devem ser abundantes e de grande disponibilidade, de significativa representação ecológica dentro das biocenoses, ter conhecimento prévio de sua biologia, fisiologia e hábitos alimentares, sensibilidade constante e apurada, importância comercial, serem de fácil cultivo e se possível serem nativos. Dentre os principais grupos de organismos, utilizados em ensaios laboratoriais, destacam-se: microalgas, microcrustáceos, equinóides, poliquetas, oligoquetas, peixes e bactérias (vários níveis tróficos).

Como exemplo tem-se *Daphnia similis* (Figura 2), *Ceriodaphnia silvestrii* (Figura 3) e larva de *Chironomus xanthus* (Figura 4).

Figura 2 - Foto de *D. similis*
(Fonte: NETO, 2009)

Figura 3 - Foto de *C. dubia*
(Fonte: UNH, 2013)

Figura 4 – Larva de *C. xanthus*
(Fonte: SUNDFELD-PENIDO, 2010)

Segundo Jardim (2004), o teste de toxicidade aquática é uma ferramenta para o estudo dos efeitos dos agentes tóxicos sobre organismos aquáticos e está fundamentado no princípio de que a resposta dos organismos vivos depende da dose do tóxico a que foram submetidos.

Alguns fatores podem afetar os resultados dos ensaios de toxicidade com organismos aquáticos, dentre eles, os fatores bióticos, que estão relacionados ao estágio de vida, tamanho, idade e estado nutricional dos organismos (ZAGATTO & BERTOLETTI, 2008) e sabendo-se da maior sensibilidade de organismos jovens em relação a substâncias tóxicas, opta-se pela utilização destes.

Não só a água deve ser analisada, mas o sedimento também, pois este funciona como um sumidouro temporário de poluentes, os quais, sob determinadas condições ambientais, podem ser liberados para a coluna de água afetando tanto a fauna bentônica quanto a nectônica.

Tais testes podem ser utilizados em várias análises, como em efluentes industriais, águas superficiais ou de outros compartimentos, sedimentos, solos, substâncias químicas/fármacos, etc. Em relação a isso, estas análises podem ser de dois tipos, sendo a primeira para a verificação da consonância dos valores encontrados em relação aos padrões permitidos pelas legislações vigentes e a segunda com substâncias específicas, como os fármacos, em que são realizados testes com o objetivo de obter dados para registros químicos.

3. JUSTIFICATIVA

A Região Metropolitana de São Paulo é abastecida em grande parte pelos reservatórios Guarapiranga, Billings e Paiva Castro. Em vista dos vários impactos ambientais pelos quais as represas foram e estão sendo submetidas, como lançamentos de efluentes sanitários e industriais, além de diferentes fontes de cargas difusas de poluição, este trabalho tem como meta a avaliação ecotoxicológica e limnológica de suas águas e sedimentos, comparando os três reservatórios nestes aspectos. É de grande importância social e científica a avaliação constante da qualidade das águas de tais corpos hídricos, uma vez que as trocas de dados obtidos por tais pesquisas, tanto pelas instituições governamentais, quanto pelas particulares, enriquece ainda mais o conhecimento do estado atual em que estes se encontram, dessa maneira propiciando o planejamento dos esforços necessários a serem aplicados em cada local, beneficiando dessa maneira a sociedade que deles dependem.

4. OBJETIVOS

4.1 - Objetivo Geral

O objetivo geral do presente estudo foi avaliar os reservatórios Guarapiranga, Billings e Paiva Castro, por meio de ensaios ecotoxicológicos e parâmetros limnológicos, utilizando amostras de água e sedimento.

4.2 - Objetivos Específicos

- Análise da toxicidade aguda e crônica de amostras de água e sedimento dos reservatórios, sendo os pontos de coleta próximos à captação da SABESP
- Avaliação da qualidade (conformidade) da água de cada reservatório através da determinação de parâmetros físicos e químicos quanto à variação sazonal em relação à CONAMA nº 357/05 e do sedimento em relação aos valores de referência utilizados neste trabalho (metais)
- Análise do Índice de Estado Trófico da Água
- Correlação dos dados ecotoxicológicos e limnológicos (físicos e químicos)
- Análise da correlação entre estação seca e chuvosa com os parâmetros avaliados

4.3– Hipóteses

A partir dos objetivos citados acima, as seguintes hipóteses foram levantadas:

- Os três reservatórios possuem graus de toxicidade e trofia diferentes, uma vez que as influências antrópicas variam para cada corpo hídrico, devido em grande parte aos tipos de ocupações dos solos nos entornos, sendo Guarapiranga e Billings os mais tóxicos e o Paiva Castro o menos impactado.
- Os parâmetros limnológicos e a toxicidade das águas e sedimentos nos reservatórios são influenciados pelas estações seca e chuvosa.
- Os sedimentos dos reservatórios mais impactados possuem concentrações de metais acima dos valores de referência utilizados neste trabalho, podendo implicar numa maior toxicidade aos organismos aquáticos bentônicos.

5. ÁREA DE ESTUDO

Dentre os mananciais que abastecem a Grande São Paulo estão as Represas Guarapiranga, Billings e Paiva Castro, que fazem parte da bacia do Alto Tietê (Figura 5).

Segundo dados estatísticos, no início do século XX, quando a população de São Paulo era de 239.820 habitantes, o abastecimento de água era de $0.3 \text{ m}^3/\text{s}$ e, após quase um século, na década de 90, a população havia alcançado o expressivo número de 9.512.545 habitantes e, o abastecimento de água chegara a $59.7 \text{ m}^3/\text{s}$, ou seja, mais de 5 bilhões de litros d'água por dia. (ISA, 2010). Isso levou ao acarretamento de danos graves ao meio ambiente, pois além do alto consumo de água, é alta a taxa de poluentes liberados todos os dias pelas indústrias, agricultura e residências nos corpos hídricos.

No total, os Sistemas Cantareira, Guarapiranga/Taquacetuba (Billings) e Rio Grande/Billings são responsáveis por 75% da água utilizada para abastecimento da Região Metropolitana (WHATELY & DINIZ, 2009).

O sistema Cantareira tem a capacidade manancial de $31,3 \text{ m}^3$ e, entre 2006 e 2007 a produção média foi de $31,6 \text{ m}^3/\text{s}^{-1}$, sendo que o Sistema Guarapiranga / Taquacetuba (Billings) tem a capacidade manancial de $14,3 \text{ m}^3/\text{s}^{-1}$ e entre 2006 e 2007 a produção média foi de $13,8 \text{ m}^3/\text{s}^{-1}$ enquanto o Sistema Produtor Rio Grande (Billings) tem a capacidade manancial $4,8 \text{ m}^3/\text{s}$ e a produção média entre 2006 e 2007 foi de $4,75 \text{ m}^3/\text{s}^{-1}$ (WHATELY & DINIZ, 2009).

Para abastecer a população da Região Metropolitana de São Paulo (RMSP), em 2006, foram produzidos 5,7 bilhões de litros de água por dia, ou $66 \text{ m}^3/\text{s}^{-1}$, que equivalem a 290 litros diários de água para cada habitante da região, independente de estarem ou não atendidos pelo serviço de abastecimento de água (WHATELY & DINIZ, 2009).

Figura 5 – Localização das Bacias do Alto Tietê e Sistema Cantareira –
(FONTE: <http://www.socioambiental.org/prg/man.shtm#hist>)

Segundo o relatório da CETESB (2012), a Bacia do Alto Tietê é denominado pelo comitê como UGRHI 06 (Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos), sendo classificada como industrial, pelo aporte grande de indústrias que se estabeleceram em toda a bacia hidrográfica.

Pelos resultados do Censo 2010, 47% da população do Estado de São Paulo reside na Bacia do Alto Tietê, (~18,5 milhões), o equivalente a 25% da população da Região Sudeste ou 10% da população brasileira (GIANANTE, 2011).

As principais pressões sofridas/potenciais na bacia são:

- Demanda / Captação de água
- Usos da água
- Resíduos sólidos e domésticos
- Efluentes industriais e sanitários
- Áreas contaminadas
- Erosão e assoreamento
- Barramentos em corpos d'água

5.1 A REPRESA BILLINGS

Atualmente, a Represa Billings, com um volume aproximado de 1,2 bilhões de metros cúbicos de água, é o maior reservatório da Região Metropolitana de São Paulo. Seu espelho d'água tem 12.750 hectares, aproximadamente 100 km² e abastece cerca de 1,2 milhões de pessoas, com a captação de 4,8 m³/s⁻¹ (ALVES *et al.*, 2010).

A bacia Hidrográfica da Billings está dividida em 11 sub-regiões: Corpo Central, Alvarenga, Bororé, Capivari, Cocaia, Grota Funda, Pedra Branca, Rio Grande (a jusante da Barragem Anchieta), Rio Grande (a montante da Barragem Anchieta), Rio Pequeno e Taquacetuba.

A represa está localizada à sudeste da região Metropolitana de São Paulo, fazendo limite a oeste com a Bacia Hidrográfica da Guarapiranga, e ao sul, com a Serra do Mar.

Sua área de drenagem abrange integralmente o município de Rio Grande da Serra e parcialmente os municípios de Diadema, Ribeirão Pires, Santo André, São Bernardo do Campo e São Paulo.

Devido a seu formato peculiar, a represa está dividida em oito unidades, denominados braços, os quais correspondem às sub-regiões da Bacia Hidrográfica: braço do Rio Grande ou Jurubatuba, separado do Corpo Central pela barragem da Rodovia Anchieta; braço Rio Pequeno; braço Capivari; braço Pedra Branca; braço Taquacetuba; braço Bororé; braço Cocaia e braço Alvarenga (NISHIMURA, 2008) (Figura6).

Figura 6 – Divisão das sub-regiões do reservatório Billings (CAPOBIANCO & WHATELY, 2002)

Mesmo sendo protegida pela Lei de Proteção dos Mananciais desde a década de 70, vem ocorrendo na região um intenso processo de ocupação irregular em encostas íngremes e regiões

de aluvião ou de várzeas (CAPOBIANCO & WHATELY, 2002). Além das áreas de Mata Atlântica que foram perdidas, outro agravante são as empresas de mineração que se encontram instaladas em seu território.

A consolidação das ocupações irregulares levou ao lançamento de efluentes (domésticos, industriais e agrícolas) diretamente nos corpos d'água, ao descarte inadequado de lixo e à perda da cobertura vegetal devido ao desmatamento indiscriminado. Além disso, muitas dessas áreas são consideradas de risco e quase sempre ficam distantes de serviços públicos essenciais como transporte, educação, saúde e saneamento básico, elevando ainda mais o nível de precariedade à que a população ali residente é submetida (ALVES *et al.*, 2010).

A qualidade da água na represa Billings se encontra comprometida, pois alguns braços apresentam situação alarmante devido ao esgoto que é lançado diariamente em suas águas e, ao processo de ocupação de suas sub-bacias formadoras (CAPOBIANCO & WHATELY, 2002). Segundo os mesmos autores, Capobianco & Whately (2002), a área da Bacia Hidrográfica da Represa Billings é de 582 km² e, a área da represa ocupa 18% da área da bacia. A população abastecida pela represa chega a 1,6 milhões de habitantes e, a população residente na bacia é de 860 mil pessoas. A área ocupada por atividades humanas é 27% da bacia e a área urbana ocupa 20%. A área com vegetação natural abrange 54% da bacia e o volume de água produzido é de 4,8 mil litros por segundo.

O braço do Rio Grande, um dos enfoques deste trabalho, ou Reservatório Rio Grande, possui aproximadamente 7,4 km² de área, 9 km de extensão e localiza-se nos municípios de São Bernardo do Campo, Santo André, Ribeirão Pires e Rio Grande da Serra (NISHIMURA, 2008).

Devido ao alto grau de poluição que a água da Billings apresentava, como citado anteriormente, em 1982 a Barragem Anchieta veio a isolar o Braço do Rio Grande do restante do reservatório e, este veio a receber apenas água de seus tributários originais, ou seja, as águas do Rio Grande e Ribeirão Pires.

Um dos benefícios pretendidos deste isolamento foi melhorar a qualidade da água e garantir a integração do suprimento de água (BEYRUTH & PEREIRA, 2002).

5.2 Represa Billings– Histórico

A área ocupada atualmente pela represa foi inundada em 1927 (construção da Barragem de Pedreira, no curso do Rio Grande), com o intuito de gerar energia elétrica. A empresa responsável por isto também foi a Light and Power, construindo assim a Usina Hidrelétrica de Henry Borden, em Cubatão, utilizando as águas da Bacia do Alto Tietê, aproveitando-se do desnível da Serra do Mar (CAPOBIANCO & WHATELY, 2002).

Para aumentar a capacidade de geração de energia da Usina Henry Borden a demanda por energia elétrica do pólo industrial próximo ao Porto de Santos, que se desenvolvia rapidamente, inicia-se em 1925, a construção do reservatório Billings, autorizado pelo Decreto Federal nº 6.884, assinado pelo então presidente da república Presidente Artur Bernardes (ALVES *et al.*, 2010).

No início dos anos 40, com a consolidação do parque industrial automobilístico e ampliação do mercado de trabalho, estimulam ainda mais o crescimento da cidade de São Paulo e inicia-se o desvio de parte da água do Rio Tietê e seus afluentes para o reservatório Billings, a fim de aumentar a vazão da Represa e, conseqüentemente, ampliar a capacidade de geração de energia elétrica na UHE Henry Borden. Este processo foi viabilizado graças a reversão do curso do Rio Pinheiros, através da construção das Usinas Elevatórias da Pedreira e Traição, ambas em seu leito (CAPOBIANCO & WHATELY, 2002; ALVES *et al.*, 2010).

O bombeamento das águas do Tietê para a Billings, no entanto, começou a mostrar suas graves conseqüências ambientais pouco depois. O crescimento da cidade de São Paulo e a falta de coleta e tratamento de esgotos levaram a intensificação da poluição do Tietê e seus afluentes que, por sua vez, passaram a comprometer a qualidade da água na Billings (NISHIMURA, 2008).

Em 1958, devido ao crescimento populacional da Região do ABC, nos municípios de Santo André, São Bernardo e São Caetano do Sul, as águas do Reservatório Billings passaram a ser utilizadas para abastecimento público, iniciando-se a captação de água no Rio Grande (ALVES *et al.*, 2010).

Mas como já abordado anteriormente, o reservatório foi sendo cada vez mais eutrofizado devido à alta carga poluidora que vinha recebendo e, uma vez agora que era de uso para abastecimento público, as preocupações quanto à qualidade de suas águas se tornaram ainda maiores e, segundo Capobianco & Whately (2002), em 1982, devido à grande quantidade de esgotos, que resultaram em sérios problemas de contaminação por algas cianofíceas, algumas

potencialmente tóxicas, surge a necessidade de interceptação total do Braço do Rio Grande, através da construção da Barragem Anchieta, para garantir o abastecimento de água do ABC, iniciado em 1958.

O bombeamento das águas do Tietê para a Billings continua a ser utilizado até os dias de hoje, como alternativa de controle de cheias em períodos de chuvas intensas. Estas operações, apesar de esporádicas, contribuem consideravelmente para o comprometimento da qualidade das águas do Reservatório, dificultando a sua desejada recuperação (CAPOBIANCO & WHATELY, 2002).

5.3 A REPRESA GUARAPIRANGA

A represa Guarapiranga se encontra na Bacia do Alto Tietê, sub-bacia Guarapiranga, cuja área de drenagem é de 702 km². Está localizada na porção sudoeste da Região Metropolitana de São Paulo. Ao norte há a delimitação com as bacias dos rios Pinheiros e Tietê, a leste com a bacia do reservatório Billings, a oeste com a bacia do rio Cotia e a Serra do mar ao Sul (FUSP-CBH-AT, 2002) (Figura 7).

A bacia da Guarapiranga está localizada nos municípios de São Paulo, Embu, Embu-Guaçu, Itapeverica da Serra, além de pequenas parcelas do território de Cotia, São Lourenço da Serra e Juquitiba.

Localiza-se a 23° 43' S e 46° 32' W, numa altitude de 742 metros, com área de 33 km², profundidade media de 5,7 metros e volume aproximado de 194 milhões de metros cúbicos de água (CETESB, 2002).

Figura 7 - Mapa da Represa Guarapiranga (PSP, 2006).

A função do reservatório atualmente é regularizar a vazão que é aduzida para a Estação de Tratamento de Água do Alto da Boa Vista (pela Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo - SABESP), em São Paulo, além de controle das cheias e lazer (FUSP-CBH-AT, 2002).

É o segundo maior produtor da RMSP, atendendo com vazões superiores a $12\text{m}^3/\text{s}^{-1}$ cerca de três milhões de habitantes (FUSP-CBH-AT, 2002).

A represa passa por vários processos de degradação, como erosão, assoreamento, poluição, desmatamento e utilização de grande quantidade de volume d'água para abastecimento.

Segundo ISA (2006) a população residente na bacia em 2000, era de aproximadamente 766.810 pessoas. O município de São Paulo abriga 67,5% desta população, distribuída nas suas três sub-prefeituras, seguido de Itapequerica da Serra, com 16,9%. A área ocupada por atividades humanas chega a 59% da bacia e a área urbana compreende 17%. A área com vegetação natural alcança 37% da bacia.

Em 2003, mais da metade da área da Bacia Hidrográfica da Guarapiranga encontrava-se alterada por atividades humanas. Parte desta alteração (16%) diz respeito aos usos urbanos e, o restante a usos diversos como agricultura, mineração e solo exposto. Os usos antrópicos ocupam 42% da área total da Bacia e, incluem atividades agrícolas, campo antrópico, mineração, reflorestamento, solo exposto, indústria e áreas de lazer. Os usos urbanos ocupam 17% e compreendem áreas com ocupação urbana de alta densidade, média densidade, dispersa e condomínios (ISA, 2006).

A região vem passando, desde 1999, por uma fase de estiagem, que associada ao assoreamento e uso da represa acima de sua capacidade de produção são alguns fatores responsáveis pela diminuição do espelho d'água do reservatório (CARDOSO-SILVA, 2008).

5.4 Represa Guarapiranga – Histórico

Em 1901, entrou em operação a primeira hidroelétrica da Light (empresa de geração de energia elétrica) no Brasil e, a maior brasileira até então, a Usina de Parnaíba e, em razão do grande consumo de água exigido pelas turbinas da usina, houve a necessidade da regularização da vazão do Rio Tietê, sendo desta maneira represados um dos afluentes do Rio Pinheiros, o Rio Guarapiranga (ou Embu-Guaçu) e, assim foi construído o Reservatório Guarapiranga, entrando em operação em 1908 (EMAE, 2007).

Sendo assim, formou-se a barragem resultante do represamento do Rio Guarapiranga (Figura 5), sendo finalizada em 1909 pela Companhia Light & Power, com a finalidade de produzir energia elétrica na Usina Hidrelétrica de Parnaíba. (ISA, 2006). A partir da década de 30, o reservatório Guarapiranga deixou de ter a função de regular a vazão do rio Tietê e passou a ser usado para abastecimento de água e o controle de cheia de sua própria bacia (EMAE, 2007).

A partir da década de 70, núcleos urbanos precários começaram a se instalar no território, caracterizados por lotes menores, inexistência de infraestrutura e densidades populacionais maiores. No final dos anos 80, a ocupação do entorno já causava impactos na represa. Com o objetivo de regularizar a vazão da Represa Guarapiranga, foi construída a interligação do Braço Taquacetuba da Represa Billings com o rio Parelheiros, afluente da margem direita da Guarapiranga (ISA, 2006), aumentando a capacidade produtora da represa, acrescentando entre dois e quatro mil litros por segundo (CARDOSO-SILVA, 2008).

Este processo de ocupação fez com que a população residente na bacia aumentasse em 210 mil pessoas no período de 1991 a 2000 (um aumento de quase 40%). Pouco mais da metade da população que reside no local tem redes de esgoto instaladas em suas residências. Acontece que as redes existentes, por falta de investimentos, continuam despejando esgoto na represa (PSP, 2006).

Em 2006, em comemoração ao centenário do reservatório, nova medida foi tomada. Com o intuito de proteger e recuperar a Bacia do Guarapiranga foi elaborada a Lei nº 12.233, de 16 de janeiro de 2006. Entre as finalidades desta lei destacam-se a implementação de uma gestão participativa e descentralizada (Cap. II, art. 3º), o disciplinamento do uso do solo (cap. IV, art. 8º), a compatibilização do desenvolvimento socioeconômico com a proteção do manancial e o disciplinamento e reorientação da expansão urbana para fora das áreas de produção hídrica e preservação dos recursos naturais (Cap. II, art. 3º) (SMA, 2006).

5.5 A REPRESA PAIVA CASTRO / SISTEMA CANTAREIRA

O Sistema Cantareira produz metade da água consumida pelos 19 milhões de habitantes da Região Metropolitana de São Paulo. Considerado um dos maiores sistemas produtores de água do mundo, produz 33 mil litros de água por segundo, tem uma área de aproximadamente 228 mil hectares e, abrange 12 municípios, quatro deles no estado de Minas Gerais. As águas produzidas pelo sistema são provenientes, em sua grande maioria, da bacia do Rio Piracicaba e, transportadas para a região da bacia do Alto Tietê, onde se localiza a Grande São Paulo (WHATELY & CUNHA, 2007), através de um sistema de interligação de seis represas por canais e túneis por derivações.

Os reservatórios nos rios Juquery e Jacaré são ligados por um canal artificial, de pequena extensão. As interligações entre os reservatórios nos rios Jacaré e Cachoeira e entre os reservatórios nos rios Cachoeira e Atibainha são feitas por meio dos túneis 7 e 6, respectivamente. A reversão de vazões do Sistema Equivalente para o Paiva Castro é feita por meio do túnel 5, que conecta o Atibainha ao canal do Juquery. Do Paiva Castro, as águas são aduzidas pela estação elevatória de Santa Inês até a estação de tratamento de água do Guaraú (ANA, 2006) (Figura 8).

A bacia Hidrográfica do rio Juquery, dentro do Sistema Cantareira, alimenta o Reservatório Paiva Castro, em Mairiporã. Ela abrange uma área de 33.771 hectares e é a única que não faz parte da Bacia do Piracicaba, já que integra a Bacia Hidrográfica do Alto Tietê. Após o Reservatório Paiva Castro, o rio Juquery segue seu curso até o reservatório de Pirapora do Bom Jesus (WHATELY & CUNHA, 2007).

O reservatório Paiva Castro está localizado principalmente no município de Mairiporã e, situa-se a jusante da área urbanizada do município e, sua bacia compreende, além do município supracitado, os municípios de Caieiras, Franco da Rocha e Nazaré Paulista (WHATELY & CUNHA, 2007).

Este reservatório é o último corpo d'água do sistema de derivações por gravidade, formado por um barramento no rio Juqueri, no município de Franco da Rocha (SP) e, conta com a recepção da água proveniente de outros reservatórios do Sistema Cantareira. Possui uma área de drenagem de 314 km² e contribui com 4,4 m³/s⁻¹ da vazão total de 33 m³/s⁻¹ do Sistema Cantareira (SABESP, 1989).

Figura 8 – Ilustração do Sistema Cantareira (Fonte: <http://www.comitepcj.sp.gov.br/Paginas.php?CodPagina=440>)

Além de ser o receptor final do sistema, o reservatório se encontra entre a crista da Serra da Cantareira e a da Serra do Juqueri, este fica mais aberto a receber cargas poluidoras, sendo que a maior parte é de origem doméstica, do Município de Mairiporã. (GIATTI, 2000).

Neste município há carência de infraestrutura e serviços básicos adequados e, muitas moradias se encontram em áreas de proteção de mananciais, caracterizando-se como uma ocupação irregular, comprometendo assim as águas do Reservatório Paiva Castro.

5.6 Represa Paiva Castro – Histórico

A implantação do sistema aconteceu em duas etapas, sendo a primeira referente ao aproveitamento dos rios Juquery, Atibainha e Cachoeira, dispondo de uma vazão de $11 \text{ m}^3/\text{s}^{-1}$, que entrou em operação em 1974. A segunda etapa iniciada em 1976 foi relativa ao aproveitamento dos rios Jaguari e Jacaré e entrou em operação em 1981, disponibilizando o sistema para sua configuração final de $33 \text{ m}^3/\text{s}^{-1}$ (GIATTI, 2000).

O desenvolvimento econômico da região caracterizou-se por dois momentos distintos: antes da instalação das represas, quando a economia era baseada na agropecuária e depois, quando esta atividade tornou-se inviável em virtude da inundação de extensas áreas, iniciando movimentação da população do campo em direção as cidades, originando problemas sociais (ANA, 2006).

O perímetro urbano do município de Mairiporã onde está inserido o reservatório, em 1970, contava com uma população de quatro mil habitantes (AB'SÁBER, 1978) e em dados obtidos pelo recenseamento de 2010 já alcançava cerca de 80.920 habitantes (CBH-AT, 1997).

A autorização para a derivação de água para a Região Metropolitana de São Paulo de até

33m³/s⁻¹ foi dada pela portaria nº 750, no Ministério das Minas e Energia, publicado em 08 de agosto de 1974, estabelecendo um prazo de 30 anos de vigência, mas com a necessidade de renovação daquela outorga, a SABESP protocolizou junto ao DAEE e à ANA um pedido de outorga de direito de uso de recursos hídricos para continuar realizando esta derivação (ANA, 2006).

Na presente data a água produzida pelo sistema abastece 8,8 milhões de pessoas residentes nas zonas norte, central, parte da leste e oeste da capital e os municípios de Franco da Rocha, Francisco Morato, Caieiras, Osasco, Carapicuíba e São Caetano do Sul e parte dos municípios de Guarulhos, Barueri, Taboão da Serra e Santo André (WHATELY & CUNHA, 2007).

Atualmente, vê-se que mesmo com a legislação pertinente em vigor no município de Mairiporã, com 80,1% de sua área total sob proteção de mananciais, não está a salvo dos problemas oriundos de uma urbanização desenfreada (GIATTI, 2000).

Um grande problema que o reservatório tem passado tange no sentido de que vem sendo ocupado de forma mais intensa e, segundo Whately & Cunha (2007) é possível verificar o surgimento de empreendimentos imobiliários residenciais e de lazer, tendo consolidado um processo crescente de ocupação do solo no entorno dos reservatórios em toda a região, sendo que esta ocupação vem ocorrendo sem o devido planejamento e pode acarretar em impactos negativos para a qualidade da água no sistema.

A ausência de planejamento da ocupação pode ser comprovada pela baixa cobertura de serviços de coleta e principalmente tratamento de esgoto nos municípios da região. Vários municípios destinam os esgotos coletados nos rios e córregos que alimentam o sistema, sem nenhum tratamento prévio (WHATELY & CUNHA, 2007).

6. METODOLOGIA

Neste trabalho foram realizadas coletas em duas estações climáticas distintas, sendo a primeira seca, em Maio de 2011 e, a segunda chuvosa, em Janeiro de 2012.

Foi realizado um esforço amostral de 5 pontos por reservatório, sendo que as amostras de água e sedimento foram coletadas no compartimento onde é realizada a captação de água pela SABESP em cada um dos respectivos corpos hídricos.

A seguir são apresentadas as coordenadas geográficas dos pontos de coletas (5 por reservatório) (Tabela 1) e, fotos tiradas nos locais e por satélite (figuras 9 a 14).

Tabela 1 – Coordenadas Geográficas dos pontos de coleta nos reservatórios Guarapiranga, Billings e Paiva Castro

<i>Guarapiranga:</i>
Gua1- S 23° 40' 43,0" e W 046° 43' 11,3"
Gua2- S 23° 40' 42,4" e W 046° 43' 16,1"
Gua3- S 23° 40' 40,7" e W 046° 43' 21,4"
Gua4- S 23° 40' 35,2" e W 046° 43' 34,6"
Gua5- S 23° 40' 32,2" e W 046° 43' 52,2"
<i>Billings:</i>
Bill1- S 23° 46' 09,4" e W 046° 31' 59,9"
Bill2- S 23° 46' 12,2" e W 046° 31' 54,8"
Bill3- S 23° 46' 10,9" e W 046° 31' 52,9"
Bill4- S 23° 46' 09,7" e W 046° 31' 50,9"
Bill5- S 23° 46' 04,0" e W 046° 31' 50,2"
<i>Paiva Castro:</i>
PC1- S 23° 21' 57,9" e W 046° 40' 07,2"
PC2- S 23° 21' 50,5" e W 046° 40' 10,0"
PC3- S 23° 21' 48,7" e W 046° 40' 08,4"
PC4- S 23° 21' 53,1" e W 046° 40' 08,3"
PC5- S 23° 21' 45,6" e W 046° 40' 08,7"

Figura 9 – Estação de coleta próximo à captação de água na barragem da Guarapiranga

Figura 10 – Pontos de coleta próximo da barragem da Guarapiranga – (Fonte: Google earth®)

Figura 11 – Estação de coleta próxima à captação de água na barragem Anchieta, na Billings

Figura 12 – Pontos de coleta próximo à captação de água na barragem Anchieta, na Billings – (Fonte: Google earth®)

Figura 13 – Estação de coleta próximo à captação de água na Paiva Castro

Figura 14 – Pontos de coleta próximo à captação de água na Paiva Castro—(Fonte: Google earth®)

A água foi coletada com um tubo PVC, com o intuito de captar a região que compreendesse a coluna de água presente na região fótica em cada reservatório, segundo dados obtidos pela transparência da água com o Disco de Secchi.

Especificações da coleta e do tubo: Realizou-se a amostragem de água de forma integrada na coluna d'água com um tubo de PVC de 3 m de comprimento e 7,2 cm de diâmetro.

Para cada um dos 5 pontos foram feitas amostras integradas, em trélicas (as trélicas foram misturadas), sendo a água misturada em um balde de 30 litros para que fossem separadas as alíquotas para todas as análises.

As amostras foram transferidas para frascos de polietileno, de 5 litros e 500 ml,

previamente descontaminados com HCL 10% (para todas as análises) e HNO₃ 10% (somente para metais). No local da coleta cada frasco também foi enxaguado com a água do reservatório antes de serem preenchidos. Nos pontos de coleta, foram determinados a transparência da água através do disco de Secchi, pH, temperatura e condutividade com uma sonda marca YSY, modelo 63/100 FT.

As amostras de sedimento para os testes ecotoxicológicos foram coletadas em réplicas e homogêneas para separação das alíquotas, com uma draga, Eckman-Birge e, para a análise de metais foi utilizado coletor do tipo Ambüehl Bürer, composto por uma carapaça de estabilização metálica e um tubo coletor central. Com o coletor foram coletadas apenas a camada nefelométrica do sedimento, ou seja, os três centímetros superiores. O pH e temperatura do sedimento eram medidos dentro do tubo coletor central, dentro do primeiro cm da amostra coletada.

No local da coleta as amostras foram armazenadas em bolsas térmicas, mantidas sobre refrigeração, até o processamento em laboratório.

Todas as amostras de água e sedimento foram preservadas segundo a norma da ABNT (ecotoxicologia aquática) NBR 15469:2007, sobre preservação e preparo de amostras. O sedimento foi preservado em temperatura abaixo de 10 °C, sem congelamento, por até 60 dias.

Para os ensaios ecotoxicológicos e análises limnológicas (físicas e químicas) da água, exceto DBO e DQO (feitos imediatamente à chegada ao laboratório), as amostras foram congeladas abaixo de -10 °C, por um período de no máximo 60 dias, conforme a norma supracitada. Todos os outros parâmetros foram analisados em laboratório.

Os parâmetros analisados, metodologias e respectivas referências utilizadas para a caracterização da água e sedimento são apresentados a seguir (tabela 2):

Tabela 2 - Variáveis e métodos utilizados na caracterização física e química da qualidade da água.

Variável	Metodologia	Referência
ÁGUA		
pH	Sonda Ysi 63/100 FT	-
Temperatura	Sonda Ysi 63/100 FT	-
Condutividade	Sonda Ysi 63/100 FT	-
Material em suspensão total, orgânico e inorgânico (MST, MSO, MSI)	Gravimétrico	Teixeira <i>et al.</i> (1962)

Sólidos totais (ST)	Gravimétrico	-
Oxigênio dissolvido	Sonda Ysi 63/100 FT	-
DQO	Espectrofotômetro	APHA (1999)
DBO	Incubação 5 dias a 20°C	CETESB (1978)
N total	Espectrofotometria	Valderrama (1981) / Hatch
Nitrato	-	-
Nitrito	-	Mackereth <i>et al.</i> (1978)
Amônio	-	Koroleff (1976)
P total	-	Valderrama (1981)
Ortofosfato	-	Strickland & Parsons (1960)
Clorofila	-	Lorenzen (1967)
SEDIMENTO		
pH	Sonda Ysi 63/100 FT	-
Temperatura	Sonda Ysi 63/100 FT	-
Granulometria	Peneiramento	Suguio (1973)
Teor de Matéria Orgânica		Trindade (1980)
Metais - Cd, Cu, Ni, Zn, Pb e Mn	AAS	USEPA (1996) (Metais biodisponíveis)

6.1 Parâmetros físicos e químicos da água

Cabe ressaltar que para todas as análises que necessitem de uma curva de calibração, os resultados obtidos nas leituras por espectrofotometria foram inseridos na equação de suas respectivas curvas para que se pudesse obter o valor real aproximado em suas unidades de medidas específicas.

6.1.1 Sólidos totais

Foram utilizados béqueres com volume de 250 ml. Estes foram pesados previamente (P1). Alíquotas de cerca de 200 ml das amostras foram adicionadas nestes e, levadas à estufa entre (105°C e 180°C), sendo deixadas lá até que toda a água fosse evaporada.

Após isso, pesou-se novamente o béquer (P2).

Utilizou-se o seguinte cálculo para a obtenção dos dados:

$$(P2-P1)/V*1000$$

Onde:

P1: peso do béquer seco em estufa sem a amostra

P2: peso do béquer seco em estufa com amostra

V: volume da amostra utilizado para evaporação

6.1.2 Material em suspensão total, orgânico e inorgânico

Alíquotas de 1 litro de água por amostra foram filtradas utilizando filtros pré-calcinados e pesados (P1) de fibra de vidro Whatman GF/C.

Após a filtração, os filtros eram colocados no escuro em papel absorvente para secarem, e após isso eram colocados em uma estufa a 80°C para que toda a umidade fosse retirada.

No dia seguinte, os filtros foram pesados novamente (P2) e, colocados em cadinhos de porcelana para serem calcinados novamente a 450°C por 1,5h e então pesados novamente (P3).

Cálculo do MST, Mso E Msi:

$$MST = P2 - P1 / V * 1000$$

$$MSO = P2 - P3 / V * 1000$$

$$MSI = P3 - P1 / V * 1000$$

Onde:

MST = Material em Suspensão Total

MSO = Material em Suspensão Orgânico

MSI = Material em Suspensão Inorgânico

P1 = Peso do filtro calcinado

P2 = Peso do filtro após a filtração

P3 = Peso do filtro após a filtração e calcinação

V = Volume da amostra

6.1.3 Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO_{5,20})

A determinação da Demanda Bioquímica de Oxigênio foi obtida pela diferença da concentração de oxigênio dissolvido, antes e após a incubação das amostras a 20 ± 1 °C, no escuro, por 5 dias.

A determinação de OD foi feita seguindo a norma Técnica L5.169 da CETESB (1978).

Cálculo:

$$\text{DBO} [\text{mg.L}^{-1} \text{ O}_2] = \text{OD}_1 - \text{OD}_5$$

Onde:

OD₁ = concentração de oxigênio dissolvido no 1º dia (antes da incubação)

OD₂ = concentração de oxigênio dissolvido no 5º dia (após a incubação)

6.1.4 Demanda Química de Oxigênio

Foi utilizada a metodologia *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater Analysis* (APHA, 1999) para a análise de DQO. Foram adicionados 2,0 ml da amostra em uma ampola (de 10 ml), 1,2 ml da solução digestora (10,12 g de dicromato de potássio; 33,3g de sulfato de mercúrio II; 167 ml de H₂SO₄, avolumados para 1000 ml com água destilada) e 3,5 ml de solução catalítica (5,5 g de AgSO₄/Kg de H₂SO₄). Após o fechamento da ampola, esta foi mantida em estufa a 150°C por 2 horas. A amostra foi mantida ao abrigo da luz e após seu esfriamento, realizou-se a leitura da absorbância em espectrofotômetro UV-visível (HITACHI U-2001) a 420 nm. Este método, Hach, geralmente é utilizado quando as concentrações de DQO são inferiores a 150 mg.L⁻¹.

6.1.5 Nitrogênio Total

Primeiramente a amostra foi oxidada para que todas as formas de nitrogênio fossem

convertidas em Nitrato.

Sendo assim, foram colocados 45 ml de cada amostra e 6 ml de agente oxidante em tubos de ensaio e autoclavados a 120°C por 50 minutos.

Foram utilizados 45 ml da amostra, pois após esta ser oxidada, alíquotas também foram retiradas desta para análise de P total.

Após isso, foram colocados 10 ml de cada amostra em béqueres de 50 ml, em seguida adicionados 3ml da solução de cloreto de amônio 2,6% (NH_4Cl), 1ml da solução de bórax 2,1% ($\text{Na}_2\text{B}_4\text{O}_7 \cdot 10\text{H}_2\text{O}$) e deixadas as amostras em placa agitadora por 20 minutos.

Posteriormente, 7 ml das amostras contidas nos béqueres foram transferidas para tubos de ensaio e, adicionados 1 ml da solução de sulfanilamida ($\text{C}_6\text{H}_8\text{O}_2\text{N}_2\text{S}$) e, por fim todos os frascos foram agitados.

Aguardou-se 5 minutos, e foram adicionados 1 ml da solução de bicloridrato ($\text{C}_{12}\text{H}_{14}\text{N}_2 \cdot 2\text{HCl}$) e novamente os tubos foram agitados.

No período compreendido entre 10 e 120 minutos após a adição dos reagentes, foi medida a absorbância a 543 nm contra o menor branco (água destilada).

6.1.6 Nitrato

A metodologia para análise do nitrato é a mesma que para N total, exceto pelo fato de que na outra análise as amostras foram oxidadas anteriormente.

6.1.7 Nitrito

Foram utilizados 25 ml de cada amostra e inseridas em tubos de ensaios, e em seguida adicionados 0,5ml da solução de sulfanilamida ($\text{C}_6\text{H}_8\text{O}_2\text{N}_2\text{S}$) e 0,5 ml da solução de bicloridrato-N-(1-Naftil)-etilenodiamina ($\text{C}_{12}\text{H}_{14}\text{N}_2 \cdot 2\text{HCl}$).

Após os procedimentos descritos acima, as amostras foram agitadas e lidas em absorbância contra o menor branco em 543 nm.

6.1.8 Amônio

Foram separadas alíquotas de 35 ml das amostras em tubos de ensaio, e em seguida adicionados 1,0 ml da solução de citrato-trissódico ($\text{C}_6\text{H}_5\text{Na}_3\text{O}_7$), 1ml da solução de fenol

(C₆H₅OH) e 1 ml da solução de hipoclorito de sódio/ hidróxido de sódio (NaClO/NaOH). Entre a adição de cada uma das soluções citadas, os tubos foram agitados.

As amostras ficaram em repouso por 3 horas, e após isso foram lidas contra o branco em absorvância de 630 nm.

6.1.9 P Total

As alíquotas para esta análise foram oxidadas segundo a mesma metodologia para N total.

Após esse processo, foram adicionados 10 ml da amostra oxidada em tubos de ensaio, adicionados 1,0 ml de reagente misto e os frascos agitados.

O reagente misto foi preparado com 10 ml de molibdato de amônio ((NH₄)₆Mo₇O₂₄.4H₂O), 25 ml de ácido sulfúrico (H₂SO₄), 10 ml de ácido ascórbico (C₆H₈O₆) e 5 ml de tartarato de antimônio e potássio (K(SbO)C₆H₅O₆), perfazendo assim um volume final de 50 ml desta solução.

Após 20 minutos as amostras foram lidas contra o menor branco a 882 nm.

6.1.10 Ortofosfato

A metodologia para análise do ortofosfato é a mesma que para P total, exceto pelo fato de que na outra análise as amostras foram oxidadas anteriormente.

6.1.11 Clorofila *a*

Para esta análise, foram utilizados filtros de microfibras de vidro – Whatman GF/C (diâmetro 47 mm, poro 0,6 – 0,7 µm) para filtrar as amostras após a chegada ao laboratório, e posteriormente protegidos com papel alumínio e armazenados em temperaturas inferiores a -10°C até que fossem utilizados para análise.

Cada filtro corresponde a uma amostra, sendo macerados em um almofariz com o auxílio de um pistilo.

A maceração ocorreu com o acréscimo de 10 ml de acetona 90%.

O volume já macerado foi colocado em tubos de centrifuga, tampados e embalados em papel alumínio, e guardados na geladeira por um período de 24h.

No dia seguinte os tubos eram centrifugados a 3.000 RPM por um período de 5 minutos.

Após isso, foi realizada a leitura do sobrenadante em cubetas de 10 mm de passo ótico contra o branco (acetona 90%).

Foram feitas as leituras nos seguintes comprimentos de onda: 750 nm, 665 nm, 664 nm, 647 nm, 630 nm, 510 nm, 480 nm. Logo em seguida a amostra foi acidificada com algumas gotas de HCl 1N (pH por volta de 2) e, lidos os pigmentos digeridos nos comprimentos de onda de 750 nm e 665 nm.

6.2 Parâmetros físicos e químicos do sedimento

6.2.1 Granulometria

Foi utilizado o método de peneiramento segundo Suguio (1973), realizando a pesagem de sub-amostras de 100 g de sedimento seco. O peneiramento foi feito em um agitador mecânico constituído por um conjunto de peneiras empilhadas, onde a peneira de menor diâmetro de malha (0,07 mm) foi colocada no fundo e, a de maior diâmetro no topo (2 mm) e, as intermediárias entre estas, em ordem crescente, da menos até a maior.

As amostras ficaram por agitação mecânica por 10 minutos e, após esse tempo cada peneira foi pesada em balança analítica para se obter a massa do material retido em cada uma.

Esse parâmetro é expresso em porcentagem e, as partículas classificadas conforme o tamanho: areia grossa ($>0,2$ e 2 mm), areia fina ($>0,07$ e $<0,2$ mm) e silte + argila (inferior a 0,07 mm) (Tabela 3).

Tabela 3 – Tamanho da malha das peneiras utilizadas para a análise granulométrica

<i>Abertura em mm</i>	<i>Mesh</i>
2,00	9
1,00	16
0,84	20
0,42	35
0,21	65
0,15	100
0,07	200

6.2.2 Matéria Orgânica

Antes das análises, cadinhos de porcelana foram previamente levados vazios ao forno mufla a 550 °C por 4 horas. Após resfriarem num dessecador pressurizado, foram pesados.

Foram pesados 1 g de cada amostra de sedimento em balança analítica, dentro de seus respectivos cadinhos.

Após a pesagem, as amostras ficaram no forno mufla a 550 °C por 4h. Após esse tempo, foram levadas para um dissecador pressurizado até o resfriamento total e, em seguida, o conjunto (cadinho + amostra) foi novamente pesado.

Utilizou-se o seguinte cálculo para a obtenção do teor de matéria orgânica no sedimento:

$$\% \text{ de matéria orgânica} = (P1 + P2) \times 100 / (P1)$$

Onde:

P1 = Peso seco (g)

P2 = Peso após ignição (g)

6.2.3 Metais Biodisponíveis

Neste trabalho optou-se pela utilização do método 3050B da USEPA (United States Environmental Protection Agency) conforme recomendações da Resolução CONAMA nº 420/2009 para a determinação dos valores de referência dos solos. Os metais analisados quanto à sua biodisponibilidade foram Cd, Cu, Ni, Zn, Pb e Mn.

Foram pesados 2g de sedimento previamente triturado e seco por amostra e, colocados em tubos de ensaio, adicionando 10 ml de HNO₃ 1:1 (50 ml de água ultra-pura) e, então aquecidos num bloco digestor a 95°C de 10 a 15 minutos.

Após isso 5 ml de HNO₃ concentrado foram adicionados ao tubo e aquecido novamente por mais 30 minutos na mesma temperatura.

Caso houvesse fumos marrons, era necessário acrescentar mais 5 ml de HNO₃ concentrado e aquecimento a 95°C por 30 minutos.

Por conseguinte, foram adicionados 5 ml de água destilada e 3ml de H₂O₂ 30% e aquecido por 2 h a 95°C, sendo adicionados incrementos deste ácido até no máximo de 10 ml.

Por fim foram adicionados mais 10 ml de HCL, com aquecimento por 15 minutos.

Após as amostras resfriarem, eram filtradas e colocadas em um tubo de ensaio de 100 ml, e o conteúdo era avolumado para 100 ml.

A leitura das amostras foram feitas num espectrofotômetro de absorção atômica (AAS), Thermo Série S, e os resultados expressos em mg/kg^{-1} .

6.3 Ensaios Ecotoxicológicos

6.3.1 Ensaios de toxicidade das águas das represas e seu sedimento

Foram utilizadas as normas ABNT – NBR 12713 (2009), ABNT – NBR 13373 (2010) e Fonseca (1997). Nas amostras de água retiradas das represas foram realizados testes de toxicidade aguda com o microcrustáceo *Daphnia similis* e de toxicidade crônica com o microcrustáceo *Ceriodaphnia dubia*. No sedimento, foram realizados ensaios de toxicidade aguda com *Daphnia similis* e crônico com o invertebrado *Chironomus xanthus*.

Todos os organismos utilizados neste trabalho foram cultivados no Laboratório de Ecotoxicologia da Escola de Engenharia de Lorena - USP, no Departamento de Biotecnologia, laboratório de Ecotoxicologia. Os testes também ocorreram nas instalações do laboratório.

6.3.2 Ensaios de toxicidade aguda da água e do sedimento com o microcrustáceo *Daphnia similis*

Os ensaios de toxicidade aguda com a *Daphnia similis* foram norteados pela norma estabelecida pela ABNT – NBR 12713 (2009).

Os organismos utilizados nos testes tinham entre 6 e 24h de idade e eram provenientes de fêmeas com idade entre 7 e 28 dias, a partir da segunda postura. Os testes foram realizados durante um período de 48h de exposição e os resultados obtidos expressos em Tóxico e Não Tóxico utilizando o software Toxstat 3.4[®], avaliando o parâmetro mortalidade / imobilidade. Segundo esta mesma norma, a NBR 12713 (2009), para amostra na qual se pretende o resultado qualitativo, não são necessárias diluições.

Os organismos foram mantidos em água de cultivo e nutridos com suspensão algácea e alimento composto (com ração de peixe Tetramin[®]), em incubadoras com temperatura ($\pm 23^{\circ}\text{C}$) e fotoperíodo de 12 horas.

6.3.3 Ensaios de toxicidade crônica da água com o microcrustáceo *Ceriodaphnia dubia*

Foi utilizada a norma NBR 13373/2010 para o ensaio de toxicidade crônica do sedimento.

Neonatos entre 6 e 24 horas de vida, e provenientes de fêmeas com idade entre 7 e 28 dias, à partir da segunda postura, serviram como organismos-teste.

Os testes foram realizados durante um período de 7 a 8 dias de exposição e os resultados obtidos expressos em Tóxico e Não Tóxico utilizando o software Toxstat 3.4[®], avaliando o parâmetro taxa de natalidade por organismo adulto.

Segundo esta mesma norma, a ABNT NBR 13373:2010, para amostra na qual se pretende o resultado qualitativo, não são necessárias diluições.

Os organismos foram mantidos em água de cultivo e nutridos com suspensão algácea e alimento composto, em incubadoras com temperatura ($\pm 23^{\circ}\text{C}$) e fotoperíodo de 12h.

6.3.4 Ensaios de toxicidade crônica do sedimento com *Chironomus xanthus*

Os testes de toxicidade crônica foram realizados adotando a metodologia descrita por Fonseca (1997).

A duração do teste é de 10 dias e o estágio utilizado da larva é o 2º instar.

Foram pesados 75 g de sedimento à temperatura ambiente e, colocados em potes plásticos com capacidade para 450 ml, onde ocorreram os testes.

Em cada pote foram inseridos 300 ml de água de cultivo com pH ajustado.

Cada recipiente foi aerado durante os 10 dias e, tampados com tule (um tecido especial que permite a entrada de ar e luz), para que nenhum mosquito adulto pudesse fugir durante os testes.

Foram colocadas 10 larvas de *C. xanthus* por réplica.

Este é um sistema semi-estático, ou seja, a cada 2 dias foram retirados 100 ml da água do pote e substituídos por 100 ml de água nova de cultivo com pH também ajustado.

Diariamente, cada réplica recebeu o volume de 5g/L^{-1} de ração Tetramin[®].

Os organismos foram mantidos em água de cultivo e nutridos com ração Tetramin[®], com temperatura ($\pm 23^{\circ}\text{C}$) e fotoperíodo de 12h, numa sala climatizada.

6.3.5 Teste de sensibilidade com os organismos com substância de referência

Para a realização de testes ecotoxicológicos há a necessidade da utilização de substâncias de referência que avaliam as condições de sensibilidade dos organismos a serem empregados, desta maneira averiguando sua conformidade em relação às normas nacionais e internacionais,

visando confirmar a autenticidade do método, dos materiais e reagentes utilizados.

Segundo Zagatto e Bertoletti (2008), as substâncias de referência são utilizadas para avaliar as condições de "saúde" / sensibilidade dos organismos-teste, definindo assim as condições essenciais de ensaio para cada espécie, podendo dessa maneira obter resultados comparáveis, isto é, que apresentem boa repetibilidade e reprodutibilidade.

Foi utilizada a substância NaCl para o teste de sensibilidade em todos os organismos, segundo as normas 12713/2009 e 13373/2010 da ABNT e o protocolo de Fonseca (1997) com relação ao *Chironomus xanthus*. Foram feitas 5 diluições de NaCl para cada organismo, todas preparadas com água de cultivo.

Veja abaixo as diluições relativas a cada um:

Daphnia similis: 1,6 mg.L⁻¹, 2,0 mg.L⁻¹, 2,3 mg.L⁻¹, 3,0 mg.L⁻¹ e 3,6 mg.L⁻¹

Ceriodaphnia dubia: 1,0 mg.L⁻¹, 1,3 mg.L⁻¹, 1,6 mg.L⁻¹, 2,0 mg.L⁻¹ e 2,2 mg.L⁻¹

Chironomus xanthus: 1,5 mg.L⁻¹, 2,25 mg.L⁻¹, 3,5 mg.L⁻¹, 5 mg.L⁻¹ e 7,5 mg.L⁻¹

Para análise dos dados, foi utilizado o programa Trimmed Spearman-Kärber Method[®], Version 1.5 (HAMILTON *et al.*, 1978), o qual calcula a Concentração que Inibe ou Mata 50% dos organismos, o EC₅₀. Através da média calculada do EC₅₀, de ao menos 5 testes, foram calculados dois desvios padrão, superior e inferior à média obtida, estabelecendo desta forma a faixa de sensibilidade dos organismos em relação à substância-teste.

6.3.6 Carta Controle

Um grupo de mais de 20 ensaios com a substância de referência deve compor a carta controle, sendo que os ensaios de sensibilidade devem ser realizados conforme as condições do ensaio definitivo.

Segundo a NBR 12713/2009, todos os procedimentos relacionados ao ensaio devem ser reavaliados quando: dois resultados consecutivos estiverem além dos limites definidos na carta-controle, ou sete resultados consecutivos estiverem de um mesmo lado da linha de tendência central.

A mesma norma diz que na inexistência de 20 resultados de ensaio deve ser calculada a média provisória, com no mínimo cinco resultados, até que se completem os 20 resultados e se obtenha a média definitiva.

Após 20 resultados de ensaio de ecotoxicidade, com substância de referência, calcula-se o

valor médio ($\bar{X}$), o desvio-padrão (σ) e o coeficiente de variação (CV).

A carta possui o resultado de dois desvios-padrão (2σ), superior e inferior a média obtida (ANEXO 1-3).

6.3.7 Características dos organismos utilizados nos testes

- *Daphnia similis* (Subfilo: *Crustacea*, Classe: *Brachiopoda*, Ordem: *Cladocera*), segundo a norma NBR 12713:2009, é um microcrustáceo, com comprimento máximo de 3,5 mm, que atua como consumidor primário na cadeia alimentar aquática e se alimenta por filtração de material orgânico particulado em suspensão.
- *Ceriodaphnia dubia* (Subfilo: *Crustacea*, Classe: *Brachiopoda*, Ordem: *Cladocera*), de acordo com a norma 13373:2010, é um microcrustáceo zooplancctônico de 0,8 a 0,9 mm de comprimento, de corpo ovalado e com 8 a 10 espinhos anais, que atua como consumidor primário na cadeia alimentar aquática e se alimenta de material orgânico particulado.
- *Chironomus xanthus*: (Filo: *Exoterygota*, Classe: *Insecta*, Família: *Chironomidea*)

Os adultos são de atividade noturna, não se alimentam, apenas se dispersam e reproduzem. As larvas passam por quatro estágios, as quais constroem refúgios com partículas de terra. Seu aspecto de adulto é similar ao de um pernilongo. Possuem comprimento de 5 a 7 mm. As larvas são branco/transparentes a roxo de 0,4 a 20 mm (BAYER, 2012).

6.4 ÍNDICE DE ESTADO TRÓFICO

O índice de Estado Trófico classifica os corpos aquáticos quanto ao enriquecimento de nutrientes e é obtido através de análises estatísticas de modelo de regressão linear (TOLEDO *et al.*, 1983).

Para classificar o estado trófico do corpo d'água, utilizou-se o Índice de Estado Trófico (IET) de Carlson (1977) modificado por Toledo *et al.* (1983), para ambientes tropicais e posteriormente por Lamparelli (2004) para reservatórios, o mesmo que a CETESB utiliza no monitoramento da qualidade d'água no Estado de São Paulo (CETESB, 2007).

O IET foi calculado baseado nas medidas de profundidade de desaparecimento do disco de Secchi (DS), da concentração superficial de clorofila "a" (Cl_a) em µg/L⁻¹ e, concentração superficial de fósforo total (PT) em µg/L⁻¹, de acordo com as equações da CETESB (2007):

$$IET (DS) = 10. (6 - ((\ln DS) / \ln 2))$$

$$IET (CL) = 10. (6 - ((0,92 - 0,34.(\ln Cl)) / \ln 2))$$

$$IET (PT) = 10. (6 - (1,77 - 0,42.(\ln PT) / \ln 2))$$

A partir desta classificação de estado trófico, há o critério de aplicação desse índice para os reservatórios, segundo CETESB (2007) (Tabela 4).

Tabela 4 - Classificação do Estado Trófico para reservatórios segundo Índice de Carlson modificado (CETESB, 2007)

<i>Categoria (Estado Trófico)</i>	<i>IET</i>
Ultraoligotrófico	$IET \leq 47$
Oligotrófico	$47 < IET \leq 52$
Mesotrófico	$52 < IET \leq 59$
Eutrófico	$59 < IET \leq 63$
Supereutrofico	$63 < IET \leq 67$
Hipereutrófico	$IET > 67$

6.5 CONAMA nº 357/05 e nº 430/11

A principal ferramenta legal no Brasil que regulamenta o controle do lançamento de efluentes e qualidade da água nos corpos hídricos é a resolução CONAMA nº 357/05, que dispõe sobre a classificação e diretrizes ambientais para o enquadramento dos corpos de água superficiais, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes nestes corpos hídricos (CONAMA, 2005).

Essa resolução fornece os limites de padrões a serem medidos em corpos d'água dentro de 5 classes, definidas pelos usos preponderantes.

A classe especial e as classes I e II são para usos mais nobres, como abastecimento humano, dessedentação de animais, proteção da vida aquática, irrigação e contato primário, com diferentes graus de tratamento. A classe III também pode ser destinada ao abastecimento humano, desde que tratado com processos convencional ou avançado, enquanto que a classe IV é destinada apenas à harmonia paisagística e à navegação (CONAMA, 2005) (Figura 15).

Figura 15 - Classes de enquadramento e respectivos usos e qualidade da água (Fonte: ANA, 2009)

Mais recentemente, esta resolução foi complementada e alterada pela CONAMA nº 430/2011, que dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes (CONAMA, 2011).

Diversos países utilizam o enquadramento como instrumento de gestão, entre eles: Japão, Índia, Inglaterra e Canadá (COSTA, 2005). Segundo Cardoso-Silva (2008), o primeiro sistema de enquadramento no Brasil foi estabelecido pela portaria Minnter 13/76, a qual foi substituída primeiramente pela Resolução CONAMA nº 20/86 e posteriormente pela resolução CONAMA nº 357/05.

O enquadramento dos corpos hídricos do Estado de São Paulo foi feito através do Decreto Estadual nº 10.755 de 22/11/ 1977.

Os padrões analisados neste trabalho estabelecidos para cada uma das classes de uso estão dispostos na tabela 5. Os valores obtidos para as variáveis serão comparados com os valores estabelecidos pela CONAMA nº 357/05 quanto à conformidade ao enquadramento.

Tabela 5 – Padrões de qualidade da água doce com a classe de uso segundo a CONAMA nº 357/05

<i>Parâmetros</i>	<i>Classe I</i>	<i>Classe II</i>	<i>Classe III</i>	<i>Classe IV</i>
OD	>6 mg/L ⁻¹ >	5 mg/L ⁻¹ >	4 mg/L ⁻¹ >	2 mg/L ⁻¹
pH	6,0 a 9,0	6,0 a 9,0	6,0 a 9,0	6,0 a 9,0
Fósforo Total	< 0,02 mg/L ⁻¹ <	0,03 mg/L ⁻¹ <	0,05 mg/L ⁻¹	
Nitrato (N-NO ₃ ⁻)	<10mg/L ⁻¹ <	10 mg/L ⁻¹ <	10 mg/L ⁻¹	
Nitrito (N-NO ₂ ⁻)	< 1mg/L ⁻¹ <	1mg/L ⁻¹ <	1mg/L ⁻¹	
Amônio (N-NH ₄ ⁺)	< 3,7 mg/L ⁻¹	<3,7 mg/L ⁻¹	<13,3 mg/L ⁻¹	
	para pH < 7,5	para pH < 7,5	para pH < 7,5	
	< 2,0 mg/L ⁻¹	<2,0 mg/L ⁻¹	< 5,6 mg/L ⁻¹	

	para 7,5 < pH < 8,0 < 1,0 mg/L ⁻¹	para 7,5 < pH < 8,0 < 1,0 mg/L ⁻¹	para 7,5 < pH < 8,0 < 2,2 mg/L ⁻¹
	para 8,0 < pH < 8,5 < 0,5 mg/L ⁻¹	para 8,0 < pH < 8,5 < 0,5 mg/L ⁻¹	para 8,0 < pH < 8,5 < 1,0 mg/L ⁻¹
	para pH > 8,5 < 10µg/L ⁻¹	para pH > 8,5 < 30µg/L ⁻¹	para pH > 8,5 < 60µg/L ⁻¹
Clorofila <i>a</i>			
DBO	< 3,0 mg/L ⁻¹	< 5 mg/L ⁻¹	< 10 mg/L ⁻¹
*SDT	< 500mg/L ⁻¹	< 500mg/L ⁻¹	< 500mg/L ⁻¹

*Sólidos Dissolvidos Totais

Segundo a Legislação Estadual Paulista referente aos recursos hídricos superficiais, Lei nº 997/76, regulamentada pelo decreto 8.468/76, a Represa Guarapiranga e o Reservatório Paiva Castro (Rio Juquery e seus afluentes até a barragem da SABESP) se enquadram na **Classe 1**, enquanto a Represa Billings se enquadra na **Classe 2**.

6.6 TEL e PEL e Valores de Referência Regionais – Análise de Metais no Sedimento

Os valores utilizados para verificar o grau de contaminação pelos metais, com vistas à proteção da biota aquática, foram os estabelecidos pelo *Canadian Council os Ministers of Environment* – CCME (1999) e por Thomas (1987) (tabela 6)

Baseados em concentrações totais e na probabilidade de ocorrência de efeito deletério sobre a biota, o menor limite – TEL (*Threshold Effect Level*) ou Nível 1, representa a concentração abaixo da qual raramente são esperados efeitos adversos para os organismos. O maior limite – PEL (*Probable Effect Level*) ou Nível 2, representa a concentração acima da qual é frequentemente esperado efeitos adversos aos organismos. Na faixa que se situa entre TEL e PEL existe uma zona de transição, na qual os efeitos biológicos de toxicidade são incertos (Figura 16).

No Brasil são poucos os trabalhos que estabelecem valores de referência (Background) para os metais em sedimentos lacustres. Um dos poucos trabalhos que os fazem foi de autoria de Nascimento e Mozeto (2008), estabelecendo valores de referência regionais para a bacia do Tietê, incluindo a bacia do Alto Tietê, área na qual estão inseridas as represas Guarapiranga, Billings e Paiva Castro (Tabela 7).

Tabela6 – Valores de referência de metais totais para o sedimento TEL (Threshhold Effect Level), PEL (Probable Effect Level) e Thomas (1987).

<i>Metais</i>	<i>Unidade</i>	<i>TEL (Nível 1)</i>	<i>PEL (Nível 2)</i>	<i>THOMAS (1987)</i>		
				Não poluído	Pouco poluído	Altamente Poluído
Cádmio - Cd	mg/Kg ⁻¹	0,6	3,5	-	-	>6
Chumbo - Pb	-	35	91,3	< 90	90-200	>200
Cobre - Cu	-	35,7	197	<25	25-50	>50
Manganês - Mn	-	-	-	<300	300-500	>500
Níquel - Ni	-	18	35,9	<20	20-50	>50
Zinco - Zn	-	123	315	<90	90-200	>200

Figura 16 - Exemplo conceitual dos limites de efeito de uma substância química associada ao sedimento; Frequência de Efeitos Biológicos Adversos X Concentração Química, adaptado de CCME(1999)

Tabela 7 - Valor de referência para o reservatório Paiva-Castro- VRPC (CARDOSO-SILVA, 2013) e valores de referência regionais estabelecidos para a bacia do Alto-Tietê – VRAT (NASCIMENTO, 2003), para os metais cádmio, cromo, cobre, níquel, chumbo e zinco.

<i>Metal-traço</i>	<i>VRPC</i>	<i>VRAT</i>
Cr	24	40
Cu	24	25
Ni	33	25
Pb	27	61
Zn	70	82
Mn	213	-

Os valores de referências são uma importante ferramenta na análise de risco ambiental, e se combinados com as análises ecotoxicológicas, muitos problemas decorrentes de alguma área, no

que concerne aos poluentes ali lançados, tanto difusos quanto pontuais, podem ser detectados a ponto de se tentar realizar medidas preventivas ou mitigatórias que visem a manutenção da qualidade daquele corpo hídrico ou até mesmo sua recuperação, de forma que os padrões aceitáveis da concentração dos metais se mantenham dentro de uma faixa aceitável, não prejudicando assim a biota local.

6.7 Pluviometria acumulada no mês, média histórica de precipitação e armazenamento de água nos reservatórios

Para determinação das estações secas e chuvas foram utilizados os dados da média mensal histórica acumulada dos locais estudados.

Sabendo-se quais as estações com maior e menor pluviosidade, foram escolhidos os meses de Janeiro e Maio para a realização das coletas neste trabalho.

Como os reservatórios estudados fazem parte da mesma bacia hidrográfica Alto Tietê, os dados das médias de precipitação para os três reservatórios são semelhantes.

Foram obtidos os valores de pluviometria acumulada nos meses de Maio de 2011 e Janeiro de 2012, para cada um dos sistemas que fazem parte da Bacia do Alto Tietê separadamente: Sistema Guarapiranga, Sistema Rio Grande e Sistema Cantareira, devido ao fato dos três reservatórios fazerem parte de cada um desses sistemas separadamente.

Além dos dados pluviométricos, foi obtido também o volume de água armazenado em cada um dos respectivos reservatórios.

Foi consultado o banco de dados de informações pluviométricas da SABESP (2013)

6.8 Análise estatística

Em relação aos dados ecotoxicológicos, os resultados das amostras submetidas aos diferentes ensaios analisados para verificar a existência de diferenças estatisticamente significativas entre as estações de coleta utilizando como controle a água de cultivo do laboratório, foram realizadas utilizando-se o software TOXSTAT versão 3.4[®], no qual os tratamentos foram comparados ao controle (fecundidade / sobrevivência), utilizando o teste Chi-square (teste de normalidade) e Dunnett's ANOVA $P < 0,05$ ou Steel's many-one hank test e Kruskal-Wallis test, quando normalidade e homogeneidade não eram observadas. Quanto à mortalidade/imobilidade utilizou-se o Fisher Exact test $P < 0,05$.

Para as outras análises estatísticas os valores das variáveis foram padronizadas pela amplitude de variação $[(X - X_{\min}) / (X_{\max} - X_{\min})]$.

O grau de associação entre as variáveis limnológicas e ecotoxicológicas foi avaliado em teste não-paramétrico, através do Coeficiente de Correlação de Spearman com nível de significância de $p < 0,05$. Foi utilizado o pacote estatístico Statistica 7[®].

As variáveis limnológicas e ecotoxicológicas também foram analisadas através da Análise dos Componentes Principais (ACP) a fim de identificar os componentes mais importantes na formação dos padrões espaciais e sazonais nos locais de estudo. Esta análise é indicada para conjuntos de medidas correlacionadas linearmente, podendo ser reduzidas a poucas variáveis sintéticas (componentes principais).

Em outras palavras, a ACP foi aplicada para determinar quantos componentes principais são relevantes para esse estudo e verificar se havia correlações estatísticas entre os parâmetros analisados através dos resultados obtidos das amostras de água, sedimento e das análises de toxicidade. Foi utilizado o pacote estatístico PAST version 2.16[®].

Foram utilizadas as ferramentas estatísticas para verificar as seguintes questões:

- 1) Se haveria diferença estatística significativa entre as amostras de água e sedimento e os controles para cada teste ecotoxicológico
- 2) Se haveria correlação entre os parâmetros da água e sedimento analisados aos pares
- 3) Quais os principais componentes responsáveis pelas formações dos arranjos (eixos) na ACP?
- 4) Se haveria influência da chuva entre os grupos e os pontos que formam esses grupos (formados pelos reservatórios) e entre as variáveis ecotoxicológicas e limnológicas (dentro de cada grupo)

7 RESULTADOS

A forma de apresentação dos resultados em todos os parâmetros será sempre na sequência Guarapiranga, Billings e Paiva Castro, para facilitar a visualização e compreensão. Como 5 pontos foram analisados por reservatório, e em duas estações, esses serão abreviados da seguinte maneira: Guarapiranga (Gua), Billings (Bill) e Paiva Castro (P.C.), e logo à frente da abreviação constarão 2 números, sendo o primeiro relativo à estação (seca = 1 e chuvosa = 2) e ao respectivo ponto (de 1 a 5).

7.1 ANÁLISES FÍSICAS E QUÍMICAS DA ÁGUA

7.1.1 Pluviometria acumulada no mês, média histórica de precipitação e armazenamento de água nos reservatórios

Os valores de pluviometria acumulada de precipitação para o mês de Maio/2011 (1ª coleta), estação seca, para o Reservatório Guarapiranga foi de 14,4 mm (média histórica de 59,7 mm), para a Billings de 33,7 mm (média histórica de 81,6 mm) e Paiva Castro de 26,9 mm (média histórica de 83,2 mm), enquanto que para a estação chuvosa, Janeiro/2012, para os mesmos reservatórios, os valores foram de 273,3 mm (média histórica de 228,8 mm), 418 mm (média histórica de 245,4 mm) e 336,5 mm (média histórica de 259,9 mm) respectivamente (Figura 17).

Figura 17 - Valores acumulados e média histórica de precipitação para os sistemas Guarapiranga, Rio Grande e Cantareira (SABESP, 2013)

Quanto aos valores de volume de água armazenados nos reservatórios Guarapiranga, Billings e Paiva Castro durante a estação seca, estes foram de: 82,7%, 95% e 92% e na estação chuvosa de 79,8%, 96,5% e 75,8%, respectivamente (SABESP, 2013).

7.1.2 Profundidade máxima e de desaparecimento do disco de Secchi

Não houve variação considerável da lamina d'água nos três reservatórios durante as estações de estudo (seca e chuvosa), medida com uma trena, no entanto as maiores profundidades (P) encontradas foram na estação chuvosa; Guarapiranga com 13,7 m, Billings com 12,8 m e Paiva Castro com 6 m (Figuras 18 – 20).

Houve decréscimo da transparência da água determinada pelo desaparecimento do disco de Secchi na estação chuvosa em relação à seca (Figuras 18 - 20). A média dos pontos medidos com o Disco de Secchi na Guarapiranga, Billings e Paiva Castro, na estação seca, foi de 1,44 m, 1,66 m e 1,64 m respectivamente e, na estação chuvosa de 1,06 m, 1,42 m e 1,21 m.

Figura 18 – Profundidade máxima e Disco de Secchi – Represa Guarapiranga

Figura 19 – Profundidade máxima e Disco de Secchi – Represa Billings

Figura 20 – Profundidade máxima e Disco de Secchi – Represa Paiva Castro

7.1.3 Potencial Hidrogeniônico (pH), Condutividade Elétrica, Oxigênio dissolvido (OD) e Temperatura

A tendência dos valores do pH nas águas da Guarapiranga e Billings foi de se tornar mais básicos na estação chuvosa, enquanto na Paiva Castro houve pequena redução de valor, se tornando mais ácido.

A média do pH na estação seca para Guarapiranga, Billings e Paiva Castro ficou em 6,55, 7,06 e 7,00 respectivamente e na estação chuvosa em 9,09, 8,84 e 6,31 (Figuras 21 – 23).

A condutividade e o teor de Oxigênio Dissolvido sofreram o mesmo padrão de alteração nos três locais, com tendência ao aumento na estação chuvosa em relação à seca.

Figura 21 – Max. e Min. dos parâmetros pH, OD, Condutividade e Temperatura das águas da represa Guarapiranga

Figura 22 – Max. e Min. dos parâmetros pH, OD, Condutividade e Temperatura das águas da represa Billings

Figura 23 – Max. e Min. dos parâmetros pH, OD, Condutividade e Temperatura das águas da represa Paiva Castro

Na estação seca, a média da condutividade nos três reservatórios (seguindo a ordem acima) ficou em 106,20 $\mu\text{S}/\text{cm}^{-1}$, 83,40 $\mu\text{S}/\text{cm}^{-1}$ e 9,6 $\mu\text{S}/\text{cm}^{-1}$ respectivamente e, na estação chuvosa ficou em 136,40 $\mu\text{S}/\text{cm}^{-1}$, 110,40 $\mu\text{S}/\text{cm}^{-1}$ e 34,00 $\mu\text{S}/\text{cm}^{-1}$ (Figuras 21 – 23).

As médias na estação seca para o OD ficaram em 5,86 mg/L^{-1} , 4,03 mg/L^{-1} e 6,58 mg/L^{-1} respectivamente e, na estação chuvosa em 7,93 mg/L^{-1} , 7,53 mg/L^{-1} e 7,23 $^{-1}$ (Figuras 19 – 21).

Foram realizadas medidas de temperatura apenas na superfície da água. As médias para os reservatórios Guarapiranga, Billings e Paiva Castro na estação seca foram de 19,68 °C, 22,16 °C e

20,09 °C respectivamente e, na estação chuvosa 27,12 °C, 23,01 °C e 23 °C (Figuras 21-23).

7.1.4 Sólidos totais e material em suspensão

As concentrações de sólidos totais (ST) nos três reservatórios aumentaram consideravelmente na estação chuvosa.

Na estação seca, na Guarapiranga, a média dos ST foi de 71,52 mg/L⁻¹, na Billings 16,08 mg/L⁻¹ e Paiva Castro 14,56 mg/L⁻¹, enquanto na chuvosa, na mesma ordem, as médias foram 86,56 mg/L⁻¹, 64,96 mg/L⁻¹ e 74,72 mg/L⁻¹ (Figuras 24 - 26). Observa-se um aumento expressivo nas concentrações de ST nos reservatórios Billings e Paiva Castro na estação chuvosa.

A fração orgânica do ST (MSO) obteve os seguintes valores percentuais médios: 84%, 99% e 62% na estação seca e 90%, 84% e 32% na estação chuvosa.

A fração inorgânica do ST (MSI) obteve os seguintes valores percentuais médios: 16%, 1% e 38% na estação seca e 10%, 16% e 68% na estação chuvosa.

Houve umaumento na concentração de MSO no reservatório Guarapiranga na estação chuvosa, entretanto, para Paiva Castro, houve depleção deste parâmetro analisado na mesma estação, enquanto que para MSI houve redução do teor apenas no reservatório Guarapiranga na estação chuvosa, e aumento nos outros dois corpos hídricos, na mesma estação.

Concentrações de Sólidos Totais (ST) nos três reservatórios durante as duas estações de coleta

Figura 24 – Max. e Min. do parâmetro Sólidos Totais das águas da represa Guarapiranga

Figura 25 – Max. e Min. do parâmetro Sólidos Totais das águas da represa Billings

Figura 26 – Max. e Min. do parâmetro Sólidos Totais águas da represa Paiva Castro

Concentrações relativas entre material em suspensão orgânico (MSO) e inorgânico (MSI) dos três reservatórios

a) Guarapiranga, b) Billings e c) Paiva Castro nas duas estações de coletas

Figura 27 – Percentual dos parâmetros MSO e MSI das águas da represa Guarapiranga na estação seca

Figura 28 – Percentual dos parâmetros MSO e MSI das águas da represa Guarapiranga na estação chuvosa

Figura 29 – Percentual dos parâmetros MSO e MSI das águas da represa Billings na estação seca

Figura 30 – Percentual dos parâmetros MSO e MSI das águas da represa Billings na estação chuvosa

c)

Figura 31 – Percentual dos parâmetros MSO e MSI das águas da represa Paiva Castro na estação seca

Figura 32 – Percentual dos parâmetros MSO e MSI das águas da represa Paiva Castro na estação chuvosa

7.1.5 Nutrientes dissolvidos e totais

Na tabela 8, estão os valores absolutos obtidos na análise de nutrientes dissolvidos e totais em ambas as estações nos três reservatórios.

As análises de NT, N-NO_3^- , N-NO_2^- e N-NH_4^+ demonstraram variações entre os períodos seco e chuvoso, assim como PT e PO_4^{3-} .

Vejamos separadamente como ficou a caracterização de cada elemento;

NT – Observa-se uma redução nos níveis deste componente na estação chuvosa em relação à seca. A média do Nitrogênio Total para os reservatórios na estação seca ficou em $1,38 \text{ mg/L}^{-1}$, $1,15 \text{ mg/L}^{-1}$ e $0,54 \text{ mg/L}^{-1}$ e, na estação chuvosa foram de $0,91 \text{ mg/L}^{-1}$, $0,33 \text{ mg/L}^{-1}$ e $0,24 \text{ mg/L}^{-1}$ respectivamente.

N-NO_3^- – A média do Nitrato na estação seca foi de $0,13 \text{ mg/L}^{-1}$, $0,03 \text{ mg/L}^{-1}$ e $0,004 \text{ mg/L}^{-1}$ e, na estação chuvosa foi de $0,47 \text{ mg/L}^{-1}$, $0,14 \text{ mg/L}^{-1}$ e $0,14 \text{ mg/L}^{-1}$.

Houve um aumento considerável destes componentes na estação chuvosa em relação à seca nos três reservatórios.

N-NO_2^- – A média do Nitrito na estação seca foi de $0,05 \text{ mg/L}^{-1}$, $0,04 \text{ mg/L}^{-1}$ e $0,004 \text{ mg/L}^{-1}$ e, na estação chuvosa de $0,03 \text{ mg/L}^{-1}$, $0,02 \text{ mg/L}^{-1}$ e $0,004 \text{ mg/L}^{-1}$. Os resultados demonstram uma pequena diferença entre as estações, mostrando apenas uma concentração ligeiramente maior na estação chuvosa em relação à seca nos reservatórios Guarapiranga e Billings.

N-NH_4^+ – A média do amônio na estação seca foi de $1,66 \text{ mg/L}^{-1}$, $0,16 \text{ mg/L}^{-1}$ e $0,30 \text{ mg/L}^{-1}$ e, na estação chuvosa de $0,17 \text{ mg/L}^{-1}$, $0,13 \text{ mg/L}^{-1}$ e $0,28 \text{ mg/L}^{-1}$. Os resultados indicam uma grande

redução na concentração de amônio na Guarapiranga, na estação chuvosa, e nos outros dois reservatórios a redução foi menor.

PT – A média dos teores de Fósforo Total encontrados nas represas na estação seca foram de 0,04 mg/L⁻¹, 0,02 mg/L⁻¹ e 0,02 mg/L⁻¹ e, na estação chuvosa de 0,06 mg/L⁻¹, 0,05 mg/L⁻¹ e 0,02 mg/L⁻¹.

Houve um pequeno aumento na média das concentrações de P total na Guarapiranga e Billings.

PO₄³⁻ – A média do Ortofosfato na estação seca foi de 0,02 mg/L⁻¹, 0,01 mg/L⁻¹ e 0,12 mg/L⁻¹ e na estação chuvosa foi de 0,10 mg/L⁻¹, 0,12 mg/L⁻¹ e 0,03 mg/L⁻¹. Houve aumentos na média das concentrações de Ortofosfato na Guarapiranga e Billings, enquanto na Paiva Castro observou-se uma considerável redução no seu valor médio.

Tabela 8 – Concentrações de nutrientes dissolvidos [Nitrato (N-NO₃⁻), Nitrito (N-NO₂⁻), amônio (N-NH₄⁺) e ortofosfato (PO₄³⁻)] e totais [nitrogênio total (NT) e Fósforo Total (PT) em mg/l⁻¹]

<i>Reservatório/Estação</i>	<i>NT</i>	<i>N-NO₃⁻</i>	<i>N-NO₂⁻</i>	<i>N-NH₄⁺</i>	<i>PT</i>	<i>PO₄³⁻</i>
Gua 1.1	1,254	0,049	0,049	1,873	0,036	0,021
Gua 1.2	1,458	0,083	0,049	2,155	0,039	0,071
Gua 1.3	1,302	0,055	0,048	1,536	0,050	0,006
Gua 1.4	1,132	0,052	0,047	1,400	0,035	0,005
Gua 1.5	1,761	0,398	0,045	1,327	0,043	0,001
Gua 2.1	1,027	0,541	0,025	0,225	0,074	0,000
Gua 2.2	0,775	0,535	0,024	0,205	0,044	0,000
Gua 2.3	0,923	0,513	0,027	0,167	0,071	0,290
Gua 2.4	0,961	0,318	0,026	0,131	0,056	0,105
Gua 2.5	0,853	0,451	0,040	0,103	0,062	0,127
Bill 1.1	1,470	0,020	0,001	0,178	0,016	0,001
Bill 1.2	1,350	0,030	0,001	0,181	0,012	0,002
Bill 1.3	1,150	0,020	0,001	0,134	0,014	0,000
Bill 1.4	1,100	0,030	0,005	0,091	0,014	0,019
Bill 1.5	0,704	0,050	0,013	0,202	0,024	0,020
Bill 2.1	0,344	0,141	0,017	0,174	0,059	0,539
Bill 2.2	0,300	0,126	0,017	0,100	0,052	0,000
Bill 2.3	0,369	0,149	0,018	0,169	0,038	0,000
Bill 2.4	0,302	0,138	0,018	0,122	0,038	0,046
Bill 2.5	0,355	0,136	0,012	0,082	0,039	0,025
P.C. 1.1	0,665	0,002	0,002	0,356	0,011	0,002
P.C. 1.2	0,579	0,003	0,001	0,303	0,014	0,002
P.C. 1.3	0,579	0,011	0,002	0,395	0,058	0,005
P.C. 1.4	0,511	0,000	0,006	0,292	0,011	0,001
P.C.1.5	0,374	0,004	0,007	0,252	0,010	0,005
P.C.2.1	0,300	0,183	0,004	0,254	0,012	0,026
P.C.2.2	0,190	0,139	0,004	0,188	0,019	0,004
P.C.2.3	0,260	0,131	0,003	0,415	0,028	0,110
P.C.2.4	0,220	0,127	0,003	0,226	0,025	0,000
P.C.2.5	0,220	0,130	0,004	0,304	0,013	0,000

7.1.6 Clorofila *a*

Observa-se que durante o período chuvoso houve aumento na concentração de clorofila *a* nos reservatórios Guarapiranga e Billings, enquanto que para Paiva Castro essa tendência foi invertida, ou seja, maiores concentrações na estação seca e menores na chuvosa.

As médias para a estação seca nos respectivos reservatórios foram de 28,58 $\mu\text{g/L}^{-1}$, 20,36 $\mu\text{g/L}^{-1}$ e 7,95 $\mu\text{g/L}^{-1}$ e, na estação chuvosa em 53,24 $\mu\text{g/L}^{-1}$, 50,47 $\mu\text{g/L}^{-1}$ e 5,28 $\mu\text{g/L}^{-1}$ (Figuras 33 – 35).

Figura 33 – Max. e Min. do parâmetro Clo *a* das águas da represa Guarapiranga

Figura 34 – Max. e Min. do parâmetro Clo *a* das águas da represa Billings

Figura 35 – Max. e Min. do parâmetro Clo *a* das águas da represa Paiva Castro

7.1.7 DBO e DQO

As médias dos valores da DBO nos reservatórios na estação seca ficaram em 1,82 mg/L^{-1} , 5,36 mg/L^{-1} e 1,46 mg/L^{-1} enquanto na estação chuvosa as médias foram 1,18 mg/L^{-1} , 0,69 mg/L^{-1}

e, 0,58 mg/L⁻¹. Observa-se um declínio dos valores na estação chuvosa em relação à seca (Figuras 34 – 36).

Quanto a DQO, as médias na estação seca foram de 6,01 mg/L⁻¹, 9,58 mg/L⁻¹ e 3,06 mg/L⁻¹ e, na estação chuvosa as médias foram de 5,55 mg/L, 17,74 mg/L e 5,08 mg/L. (Figuras 36 – 38). Houve aumento nos valores médios de DQO na Billings e Paiva Castro durante a estação chuvosa, sendo que na Billings este aumento ocorreu de forma mais intensa.

Figura 36 – Média dos parâmetros DBO e DQO das águas da represa Guarapiranga

Figura 37 – Média dos parâmetros DBO e DQO das águas da represa Billings

Figura 38 – Média dos parâmetros DBO e DQO das águas da represa Paiva Castro

7.2 ANÁLISES FÍSICAS E QUÍMICAS DO SEDIMENTO

7.2.1 pH e Temperatura do Sedimento

A média geral dos valores do pH para cada reservatório na estação seca foi de 6,65, 6,64 e 6,36 na estação seca e, 9,12, 6,66 e 6,48 na estação chuvosa. Nota-se que apenas o reservatório Guarapiranga apresentou um pico do valor de pH na estação chuvosa.

A média geral dos valores da temperatura na estação seca foi de 17,96 °C, 19,83 °C e 19,04 °C, e na chuvosa de 29,45 °C, 19,83 °C e 20,22 °C. Apenas na represa Guarapiranga houve uma diferença maior entre as estações, de 11,5 °C.

7.2.2 Teor de Matéria Orgânica

A média dos teores de matéria orgânica no sedimento nas represas Guarapiranga, Billings e Paiva Castro na estação seca foram de 19%, 28,6% e 7,4%, e na chuvosa de 19,2 %, 31,4% e 9,2% (Figuras 39 – 41).

Observa-se um pequeno aumento no teor de matéria orgânica no sedimento dos três reservatórios estudados na estação chuvosa em relação à seca.

Figura 39 – Percentual do parâmetro M.O.do sedimento da represa Guarapiranga

Figura 40 – Percentual do parâmetro M.O. do sedimento da represa Billings

Figura 41 – Percentual do parâmetro M.O. do sedimento da represa Paiva Castro

7.2.3 Granulometria

Conforme já citado na metodologia, para a análise da granulometria, serão apresentadas as médias de cada represa em relação à porcentagem de Areia Grossa, Areia Fina e Silte / Argila.

As médias das represas na estação seca foram: Guarapiranga – 16%, 49,9% e 34,2%, Billings – 28,2%, 40,7% e 31,1% e Paiva Castro – 15,6%, 66% e 18,4% e, na estação chuvosa de: Guarapiranga: 12,9%, 53,9% e 33,2%, Billings – 27%, 32,1% e 35,3% e Paiva Castro – 20,8%, 53,6% e 25,5% (Figuras 42 – 47).

Como se pôde perceber há algumas pequenas variações na porcentagem da composição do sedimento entre os reservatórios e entre as estações analisadas.

Observa-se que nos três reservatórios, nos locais analisados e, nas duas estações, a maior parte do sedimento é formada por areia fina, seguida de silte/argila e areia grossa.

Cabe ressaltar que apenas na estação chuvosa da Billings o percentual de silte/argila é ligeiramente maior do que de areia fina.

Figura 42 – Percentual de Areia Grossa, Areia Fina, Silte e Argila do sedimento do reservatório Guarapiranga na estação seca

Figura 43 – Percentual de Areia Grossa, Areia Fina, Silte e Argila do sedimento do reservatório Guarapiranga na estação chuvosa

Figura 44 – Percentual de Areia Grossa, Areia Fina, Silte e Argila do sedimento do reservatório Billings na estação seca

Figura 45 – Percentual de Areia Grossa, Areia Fina, Silte e Argila do sedimento do reservatório Billings na estação chuvosa

Figura 46 – Percentual de Areia Grossa, Areia Fina, Silte e Argila do sedimento do reservatório Paiva Castro na estação seca

Figura 47 – Percentual de Areia Grossa, Areia Fina, Silte e Argila do sedimento do reservatório Paiva Castro na estação chuvosa

7.2.4 Metais

Os dados demonstram diferenças nas médias dos valores de concentração dos metais entre as estações seca e chuvosa.

Serão apresentados os dados separados por elemento analisado logo abaixo;

Mn – As médias das concentrações do Manganês nas represas seguindo a ordem já estipulada, na estação seca, foi de 263,67 mg/kg⁻¹, 321,770 mg/kg⁻¹ e 311,915 mg/kg⁻¹ e, na estação chuvosa de

323,217 mg/kg⁻¹, 247,530 mg/kg⁻¹ e 117,12 mg/kg⁻¹. Os resultados demonstram um aumento da concentração do respectivo metal na Guarapiranga e, uma redução na Billings e Paiva Castro, na estação chuvosa em relação à seca.

Zn – Para o Zinco, na estação seca, as médias foram de 39,08 mg/kg⁻¹, 65,58 mg/kg⁻¹ e 16,32 mg/kg⁻¹ e, na estação chuvosa de 58,6 mg/kg⁻¹, 82,22 mg/kg⁻¹ e 24,82 mg/kg⁻¹. Para as três represas observa-se um aumento na concentração do respectivo metal na estação chuvosa em relação à seca.

Pb – Os valores médios para o Chumbo na estação seca foram de 11,55 mg/kg⁻¹, 18,28 mg/kg⁻¹ e 5,41 mg/kg⁻¹ e, na estação chuvosa de 13,44 mg/kg⁻¹, 21,92 mg/kg⁻¹ e 3,76 mg/kg⁻¹. Houve apenas um pequeno aumento da concentração deste metal nas represas Guarapiranga e Billings e uma pequena redução do valor médio da concentração na estação seca em relação à chuvosa.

Ni – As médias dos valores de Níquel para as represas na estação seca foram de 18,88 mg/kg⁻¹, 21,72 mg/kg⁻¹ e 14,97 mg/kg⁻¹ e na chuvosa de 22,92 mg/kg⁻¹, 22,24 mg/kg⁻¹ e 14,90 mg/kg⁻¹. Observa-se um pequeno aumento nas concentrações médias do metal na estação chuvosa em relação à seca na Guarapiranga e Billings, enquanto que na Paiva Castro o valor encontrado foi o mesmo.

Cd – Para os três reservatórios estudados, os valores de Cádmio para a estação seca ficaram abaixo do limite de detecção do método (< LD), enquanto que na estação chuvosa os valores médios foram de 2,05 mg/kg⁻¹, 2,97 mg/kg⁻¹ e 3,26 mg/kg⁻¹.

Cu – Quanto ao Cobre seus valores médios nas três represas durante a estação seca foram de 290,12 mg/kg⁻¹, 999,04 mg/kg⁻¹ e 7,90 mg/kg⁻¹ e, na estação chuvosa de 391,99 mg/kg⁻¹, 1012,14 mg/kg⁻¹ e 8,41 mg/kg⁻¹. Houve o aumento das concentrações médias de Cobre na estação chuvosa em relação à seca, mas com menor intensidade na represa Paiva Castro, na qual o valor permaneceu com pequena diferença média entre ambas as estações.

A tabela 9 mostra os valores absolutos apresentados dos metais Mg, Zn, Pb, Ni, Cd e Cu analisados no sedimento das três represas nos respectivos pontos de coleta.

Tabela 9 – Tabela de metais totais (expressos em mg/Kg⁻¹) encontrados no sedimento dos reservatórios Guarapiranga, Billings e Paiva Castro nos períodos de Mai/2011 e Jan/2012.

<i>Reservatório/Estação</i>	<i>Mn</i>	<i>Zn</i>	<i>Pb</i>	<i>Ni</i>	<i>Cd</i>	<i>Cu</i>
Gua 1.1	163,848	14,933	25,943	17,365	< LD	76,995
Gua 1.2	376,430	23,208	5,425	22,350	< LD	126,856
Gua 1.3	165,273	12,185	0,473	9,358	< LD	77,563
Gua 1.4	280,560	67,348	17,588	17,395	< LD	551,000
Gua 1.5	332,238	77,733	8,345	27,948	< LD	618,170
Gua 2.1	262,683	15,570	24,868	21,243	1,738	77,86
Gua 2.2	280, 658	8,790	5,325	21,415	1,815	30,02
Gua 2.3	277,093	70,643	4,718	25,405	2,263	349,48
Gua 2.4	427,543	87,020	27,645	29,838	2,100	1209,95
Gua 2.5	368,108	110,970	4,665	16,668	2,358	292,63
Bill 1.1	288,270	56,780	8,390	21,098	< LD	435,35
Bill 1.2	433,495	66,660	17,958	18,220	< LD	315,05
Bill 1.3	344,188	67,873	24,783	26,915	< LD	664,86
Bill 1.4	243,088	73,785	19,860	16,575	< LD	2008,59
Bill 1.5	299,820	62,798	20,418	25,780	< LD	1571,34
Bill2.1	278,490	102,788	24,570	18,938	2,708	959,08
Bill 2.2	247,475	67,475	18,515	25,668	2,905	678,36
Bill 2.3	234,465	69,070	19,490	26,295	3,150	1188,04
Bill 2.4	240,353	82,450	24,435	25,770	2,915	1025,89
Bill 2.5	236,880	89,340	22,565	14,538	3,173	1209,34
P.C. 1.1	237,233	16,345	< LD	15,193	< LD	5,97
P.C. 1.2	148,145	24,570	6,935	11,308	< LD	7,53
P.C. 1.3	563,460	29,995	5,090	12,313	< LD	11,92
P.C. 1.4	331,670	5,273	< LD	15,955	< LD	6,12
P.C.1.5	279,070	5,458	14,210	20,108	< LD	7,99
P.C.2.1	88,485	33,253	5,258	13,645	3,430	7,60
P.C.2.2	113,003	29,998	< LD	16,480	3,390	8,58
P.C.2.3	17,643	37,458	3,693	13,460	3,360	9,93
P.C.2.4	232,333	8,315	< LD	14,553	4,008	4,76
P.C.2.5	134,160	15,098	9,763	16,373	2,103	11,21

7.3 ÍNDICE DE ESTADO TRÓFICO

A média para o Índice de Estado Trófico (IET) na estação seca para o disco de Secchi (DS) classificou a represa Guarapiranga como Mesotrófico, para a Clorofila *a* (Clo *a*) como Eutrófico e para Fósforo Total (PT) como Supereutrófico e, na estação chuvosa como Mesotrófico, Supereutrófico e Supereutrófico, respectivamente (Tabela 10)

Na Billings, para os mesmos componentes, na estação seca a média dos índices ficou em Mesotrófico, Eutrófico e Mesotrófico e, na estação chuvosa como Mesotrófico, Supereutrófico e Supereutrófico (Tabela 10).

Na Paiva Castro, na estação seca a média ficou em Mesotrófico para os três componentes e na estação chuvosa para o DS e Clorofila *a* como Mesotrófico e para o PT como Eutrófico (Tabela 10).

Para o DS a classificação permaneceu igual em ambas as estações nos três reservatórios.

Com relação à Clorofila *a*, pôde-se observar aumentos nos valores e, portanto, na classificação pelo índice nas represas Guarapiranga e Billings.

Para o PT, houve aumento nos valores para os reservatórios Billings e Paiva Castro.

Tabela 10 – Tabela de Índice de Estado Trófico na área estudada dos reservatórios Guarapiranga, Billings e Paiva Castro nos períodos de Mai/2011 e Jan/2012 (média dos valores do DS, Clo. *a* e PT)

<i>Reservatório/Estação</i>	<i>Seca</i>	<i>Chuvosa</i>
Gua 1	Eutrófico	Supereutrófico
Gua 2	Eutrófico	Supereutrófico
Gua 3	Eutrófico	Supereutrófico
Gua 4	Eutrófico	Supereutrófico
Gua 5	Eutrófico	Supereutrófico
Bill 1	Mesotrófico	Supereutrófico
Bill 2	Mesotrófico	Eutrófico
Bill 3	Mesotrófico	Eutrófico
Bill 4	Mesotrófico	Eutrófico
Bill 5	Mesotrófico	Eutrófico
P.C. 1	Mesotrófico	Mesotrófico
P.C. 2	Mesotrófico	Mesotrófico
P.C. 3	Mesotrófico	Mesotrófico
P.C. 4	Mesotrófico	Mesotrófico
P.C.5	Mesotrófico	Mesotrófico

7.4 ANÁLISES ECOTOXICOLÓGICAS

Os resultados das análises são expressos como Não Tóxicos e Tóxicos. Conforme já explanado anteriormente, as amostras são ambientais, não diluídas. São gerados valores estatísticos do controle e das amostras, para cada teste e, caso haja diferenças significativas entre esses valores, o próprio programa Toxstat[®] 3.4 informa que há toxicidade. Veja exemplo no ANEXO 4.

Os dados foram separados por represa e por tipo de teste – Agudos e Crônicos.

Para o **teste agudo da água**, na estação seca, apenas o reservatório Billings apresentou toxicidade, em quatro pontos (Tabela 11).

Na estação chuvosa não houve toxicidade em nenhum reservatório.

Tabela 11 – Resultados da **Toxicidade aguda da água** – *Daphnia similis*

GUARAPIRANGA	Gua 1	Gua 2	Gua 3	Gua 4	Gua5
Seca	NT	NT	NT	NT	NT
Chuva	NT	NT	NT	NT	NT
BILLINGS	Bill 1	Bill 2	Bill 3	Bill 4	Bill 5
Seca	NT	TÓXICO	TÓXICO	TÓXICO	TÓXICO
Chuva	NT	NT	NT	NT	NT
PAIVA CASTRO	PC 1	PC 2	PC 3	PC 4	PC5
Seca	NT	NT	NT	NT	NT
Chuva	NT	NT	NT	NT	NT

*NT - Não Tóxico

Os resultados do **teste crônico da água** apontaram toxicidade nos três reservatórios (Tabela 12).

As represas Guarapiranga e Billings apresentaram toxicidade na estação chuvosa em um ponto cada e, a Paiva Castro em dois pontos na estação seca.

Tabela 12 – Resultados da **Toxicidade crônica da água** – *Ceriodaphnia dubia*

GUARAPIRANGA	Gua 1	Gua 2	Gua 3	Gua 4	Gua5
Seca	NT	NT	NT	NT	NT
Chuva	NT	NT	NT	TÓXICO	NT
BILLINGS	Bill 1	Bill 2	Bill 3	Bill 4	Bill 5
Seca	NT	NT	NT	NT	NT
Chuva	NT	TÓXICO	NT	NT	NT
PAIVA CASTRO	PC 1	PC 2	PC 3	PC 4	PC5
Seca	TÓXICO	NT	NT	TÓXICO	NT
Chuva	NT	NT	NT	NT	NT

*NT - Não tóxico

Com relação ao **teste agudo do sedimento**, foi detectada toxicidade nos três reservatórios (Tabela 13).

A represa Guarapiranga apresentou 3 pontos tóxicos na estação seca e 3 na chuvosa, enquanto na Billings todos os pontos em ambas as estações apresentaram toxicidade.

Na Paiva Castro apenas 1 ponto na estação chuvosa apresentou resultado tóxico.

Tabela 13 – Resultados da **Toxicidade aguda do sedimento** – *Daphnia similis*

GUARAPIRANGA	Gua 1	Gua 2	Gua 3	Gua 4	Gua5
Seca	NT	TÓXICO	NT	TÓXICO	TÓXICO
Chuva	TÓXICO	TÓXICO	TÓXICO	NT	NT
BILLINGS	Bill 1	Bill 2	Bill 3	Bill 4	Bill 5
Seca	TÓXICO	TÓXICO	TÓXICO	TÓXICO	TÓXICO
Chuva	TÓXICO	TÓXICO	TÓXICO	TÓXICO	TÓXICO
PAIVA CASTRO	PC 1	PC 2	PC 3	PC 4	PC5
Seca	NT	NT	NT	NT	NT
Chuva	NT	NT	NT	TOXICO	NT

Finalizando, no **teste crônico do sedimento** (Tabela 14), a Guarapiranga apresentou toxicidade em 2 pontos na estação seca e 2 pontos na chuvosa. Na Billings foram 3 pontos tóxicos na estação seca e 2 na chuvosa e na Paiva Castro não houve toxicidade em nenhum ponto.

Tabela 14 – Resultados da **Toxicidade crônica do sedimento** – *Chironomus xanthus*

GUARAPIRANGA	Gua 1	Gua 2	Gua 3	Gua 4	Gua5
Seca	NT	TÓXICO	NT	TÓXICO	NT
Chuva	TÓXICO	NT	NT	NT	TÓXICO
BILLINGS	Bill 1	Bill 2	Bill 3	Bill 4	Bill 5
Seca	NT	NT	TÓXICO	TÓXICO	TÓXICO
Chuva	TÓXICO	NT	NT	NT	TÓXICO
PAIVA CASTRO	PC 1	PC 2	PC 3	PC 4	PC5
Seca	NT	NT	NT	NT	NT
Chuva	NT	NT	NT	NT	NT

7.5 ANÁLISE ESTATÍSTICA

7.5.1 Análise da Correlação de Spearman

7.5.1.1 Água

7.5.1.2 Correlação de Spearman

As tabelas a seguir (15-17) apresentam as correlações significativas no nível de 5% entre todas as variáveis analisadas da água.

Foram suprimidas da tabela todas as correlações não significativas, ou seja, abaixo do nível de 5% ($p < 0,05$), as quais estão demarcadas com o símbolo *.

7.5.1.3 Correlação de Spearman da represa Guarapiranga

Na tabela 15, observa-se que o pH teve correlação positiva com o Disco de Secchi e negativa com o Teste crônico ($r = 0,74$; $r = -0,74$).

O MSO obteve correlação positiva com o Nitrito ($r = 0,66$), enquanto o MSI correlação negativa com o Amônio ($r = -0,74$).

Nitrato e Nitrito obtiveram correlação positiva entre si ($r = 0,71$).

A Clorofila *a* apresentou correlação negativa com o Disco de Secchi e positiva com o Teste Crônico ($r = -0,71$; $r = 0,82$).

O Disco de Secchi e o Teste Crônico apresentaram correlação negativa ($r = -0,71$).

Tabela 15 – Coeficiente de Correlação de Spearman entre as variáveis da Represa Guarapiranga nas duas estações de coleta, com correlações significativas no nível de 5% ($p < 0,05$). Legenda: PH = Potencial Hidrogeniônico; OD = Oxigênio Dissolvido; MSO = Material em suspensão Orgânico; MSI = Material em Suspensão Inorgânico; $N-NO_3^-$ = Nitrato; $N-NO_2^-$ = Nitrito; $N-NH_4^+$ = Amônio; *Clo a* = Clorofila *a*; Secchi = Disco de Secchi; TCA = Teste Crônico da Água.

	<i>pH</i>	<i>OD</i>	<i>MSO</i>	<i>MSI</i>	$N-NO_3^-$	$N-NO_2^-$	$N-NH_4^+$	<i>Clo a</i>	<i>Secchi</i>	<i>TCA</i>
pH	-	*	*	*	*	*	*	*	0,74	-0,74
OD	*	-	*	*	*	*	*	*	*	*
MSO	*	*	-	*	*	0,66	*	*	*	*
MSI	*	*	*	-	*	*	-0,74	*	*	*
$N-NO_3^-$	*	*	*	*	-	0,71	*	*	*	*
$N-NO_2^-$	*	*	0,66	*	0,71	-	*	*	*	*
$N-NH_4^+$	*	*	*	-0,74	*	*	-	*	*	*
<i>Clo a</i>	*	*	*	*	*	*	*	-	-0,71	0,82
Secchi	0,74	*	*	*	*	*	*	-0,71	-	-0,71
TCA	-0,74	*	*	*	*	*	*	0,82	-0,71	-

7.5.1.4 Correlação de Spearman da represa Billings

Na tabela 16, observa-se correlação negativa entre pH e ST ($r = -0,73$).

O MSO e MSI tiveram correlação positiva entre si ($r = 0,73$).

O NT e o Teste Crônico tiveram correlação positiva ($r = 0,64$).

Nitrito e Ortofosfato apresentaram correlação positiva ($r = 0,69$).

A DBO e MSI se correlacionaram positivamente e, a primeira também obteve correlação positiva com a DQO ($r = 0,65$; $r = 0,86$).

O OD apresentou correlação positiva com o Ortofosfato ($r = 0,75$).

Tabela16 – Coeficiente de Correlação de Spearman entre as variáveis da Represa Billings nas duas estações de coleta, com correlações significativas no nível de 5% ($p < 0,05$). Legenda: PH = Potencial Hidrogeniônico; OD = Oxigênio Dissolvido; ST = Sólidos Totais; MSO = Material em suspensão Orgânico; MSI = Material em Suspensão Inorgânico; Nitrogênio Total = NT; N-NO_2^- = Nitrito; Orto = Ortofosfato; DBO = Demanda Bioquímica de Oxigênio; DQO = Demanda Química de Oxigênio; TCA = Teste Crônico da Água.

	pH	OD	ST	MSO	MSI	NT	N-NO_2^-	Orto	DBO	DQO	TCA
pH	-	*	-0,73	*	*	*	*	*	*	*	*
OD	*	-	*	*	*	*	*	0,75	*	*	*
ST	-0,73	*	-	*	*	*	*	*	*	*	*
MSO	*	*	*	-	0,73	*	*	*	*	*	*
MSI	*	*	*	0,73	-	*	*	*	0,65	*	*
NT	*	*	*	*	*	-	*	*	*	*	0,64
N-NO_2^-	*	*	*	*	*	*	-	0,69	*	*	*
Orto	*	0,75	*	*	*	*	0,69	-	*	*	*
DBO	*	*	*	*	0,65	*	*	*	-	0,86	*
DQO	*	*	*	*	*	*	*	*	0,86	-	*
TCA	*	*	*	*	*	0,64	*	*	*	*	-

7.5.1.5 Correlação de Spearman da represa Paiva Castro

Na tabela 17, observa-se uma correlação positiva entre pH e OD ($r = 0,69$).

O ST apresenta correlação positiva com o Ortofosfato e Clorofila *a* ($r = 0,66$; $r = 0,79$).

Nitrato se correlacionou positivamente com o Ortofosfato ($r = 0,65$).

A clorofila *a* apresentou correlação positiva com o ST e Teste Agudo ($r = 0,79$; $r = 0,64$).

DBO e DQO tiveram correlação positiva ($r = 0,71$).

Tabela 17 – Coeficiente de Correlação de Spearman entre as variáveis da Represa Paiva Castro nas duas estações de coleta, com correlações significativas no nível de 5% ($p < 0,05$). Legenda: PH = Potencial Hidrogeniônico; OD = Oxigênio Dissolvido; ST = Sólido Totais; N-NO_3^- = Nitrato; Orto = Ortofosfato; Clo a = Clorofila *a*; DBO = Demanda Bioquímica de Oxigênio; DQO = Demanda Química de Oxigênio; TAA = Teste Agudo da Água.

	pH	OD	ST	N-NO_3^-	Orto	Clo a	DBO	DQO	TAA
pH	-	0,69	*	*	*	*	*	*	*
OD	0,69	-	*	*	*	*	*	*	*
ST	*	*	-	*	0,66	0,79	*	*	*
N-NO_3^-	*	*	*	-	0,65	*	*	*	*
Orto	*	*	0,66	0,65	-	*	*	*	*
Cloa	*	*	0,79	*	*	-	*	*	0,64
DBO	*	*	*	*	*	*	-	0,71	*
DQO	*	*	*	*	*	*	0,71	-	*
TAA	*	*	*	*	*	0,64	*	*	-

7.5.2 Sedimento

7.5.2.1 Correlação de Spearman dos três reservatórios em conjunto

As tabelas (18-20) apresentam as correlações significativas no nível de 5% entre todas as variáveis analisadas da água dos três reservatórios.

Foram suprimidas da tabela todas as correlações não significativas, ou seja, abaixo do nível de 5% ($p < 0,05$).

7.5.2.2 Correlação de Spearman da represa Guarapiranga

Na tabela 18, o %MO obteve correlação positiva com o Pb ($r=0,71$).

A Areia Grossa obteve correlação positiva com o Pb ($r=0,69$).

Silte e Argila se correlacionaram positivamente com o Cd ($r=0,90$).

Mn e Cu tiveram correlação positiva ($r=0,66$; $p < 0,05$) assim como Zn e Cu ($r=0,85$) e Ni e Cu ($r=0,66$).

Pb obteve correlação positiva com %MO e Areia Grossa ($r=0,71$; $r=0,69$).

Tabela 18 – Coeficiente de Correlação de Spearman entre as variáveis da Represa Guarapiranga com correlações significativas no nível de 5% ($p < 0,05$). %MO = Percentual de Matéria Orgânica; AG = Percentual de Areia Grossa; S+A = Percentual de Silte e Argila; Mn = Manganês; Zn = Zinco; Pb = Chumbo; Ni = Níquel; Cd = Cádmio; Cu = Cobre;

	%MO	AG	S+A	Mn	Zn	Pb	Ni	Cd	Cu
%MO	-	0,77	-0,75	*	*	0,71	*	*	*
AG	*	-	*	*	*	0,69	*	*	*
S+A	*	*	-	*	*	*	*	0,90	*
Mn	*	*	*	-	*	*	*	*	0,66
Zn	*	*	*	*	-	*	*	*	0,85
Pb	0,71	0,69	*	*	*	-	*	*	*
Ni	*	*	*	*	*	*	-	*	0,66
Cd	*	*	0,90	*	*	*	*	-	*
Cu	*	*	*	0,66	0,85	*	0,66	*	-

7.5.2.3 Correlação de Spearman da represa Billings

Na tabela 19, observa-se que o pH apresentou correlação positiva Teste Crônico ($r=0,91$).

Areia Grossa obteve correlação negativa com a Areia Fina e Mn e Positiva com Cu ($r = -0,65$; $-0,69$; $0,85$).

Areia fina e Cu obtiveram correlação negativa ($r=-0,72$).

Mn e Cu apresentaram correlação negativa ($r=-0,69$).

Zn e Pb se correlacionaram positivamente ($r=0,75$).

Tabela19 – Coeficiente de Correlação de Spearman entre as variáveis da Represa Billings com correlações significativas no nível de 5% ($p<0,05$). pH = Potencial Hidrogeniônico; AG = Percentual de Areia Grossa; AF = Percentual Areia Fina; Mn = Manganês; Zn = Zinco; Pb = Chumbo; Cu = Cobre; TCS = Teste Crônico do Sedimento

	pH	AG	AF	M n	Zn	Pb	Cu	TCS
pH	-	*	*	*	*	*	*	0,91
AG	*	-	-0,65	-0,69	*	*	0,85	*
AF	*	-0,65	-	*	*	*	-0,72	*
Mn	0,80	-0,69	*	-	*	*	-0,69	*
Zn	*	*	*	*	-	0,75	*	*
Pb	*	*	*	*	0,75	-	*	*
Cu	*	0,85	-0,72	-0,69	*	*	-	*
TCS	0,91	*	*	*	*	*	*	-

7.5.2.4 Correlação de Spearman da represa Paiva Castro

Na tabela 20, o parâmetro Areia Grossa obteve correlação negativa com Areia Fina e Ni ($r=-0,70$; $-0,77$)

Areia fina se correlacionou negativamente com Zn e Teste Agudo e positivamente com o Ni ($r=-0,81$; $-0,70$; $0,79$).

Silte e Argila obtiveram correlação positiva com Zn e Cu ($r=0,79$; $0,79$).

Tabela 20 – Coeficiente de Correlação de Spearman entre as variáveis da Represa Paiva Castro com correlações significativas no nível de 5% ($p<0,05$). AG = Percentual de Areia Grossa; AF = Percentual Areia Fina; S+A = Percentual de Silte e Argila; Zn = Zinco; Ni = Níquel; Cu = Cobre; TAS = Teste Agudo do Sedimento

	AG	AF	S+A	Zn	Ni	Cu	TAS
AG	-	-0,70	*	*	-0,77	*	*
AF	-0,70	-	*	-0,81	0,79	*	-0,70
S+A	*	*	-	0,79	*	0,79	*
Zn	*	-0,81	0,79	-	*	*	*
Ni	-0,77	0,79	*	*	-	*	*
Cu	*	*	0,79	*	*	-	*
TAS	*	-0,70	*	*	*	*	-

7.5.3 Análise de Componentes Principais (ACP)

7.5.3.1 Água

Serão apresentados à seguir os resultados da Análise de Componentes Principais relativos aos parâmetros avaliados na água dos três reservatórios.

Foram incorporados também nesta análise os valores estatísticos dos testes ecotoxicológicos juntamente com os limnológicos (físicos e químicos).

7.5.3.2 ACP dos três reservatórios em conjunto

Na figura 48, baseados numa matriz de correlações, o eixo 1 explicou 32,53% do arranjo da variância e em conjunto com o eixo 2, 53,52%, completando 68,26% em conjunto com o eixo 3.

Figura 48 - Ordenação com base na Análise dos Componentes Principais (ACP) de Correlação de variáveis limnológicas e ecotoxicológicas das águas superficiais dos reservatórios Guarapiranga, Billings e Paiva Castro, em duas estações; seca (maio/2011) e chuvosa (Jan/2012). As variáveis analisadas foram separadas por estação e pontos dentro de cada reservatório, sendo denominadas de Gua (1.1 – 1.5 e 2.1 – 2.5), Bill (1.1 – 1.5 e 2.1 – 2.5) e P.C. (1.1 – 1.5 e 2.1 – 2.5).

A tabela 21 apresenta os auto valores (a.v.) gerados na ACP, relativos aos parâmetros analisados em conjunto, formando assim eixos que se agrupam. Em cada eixo existem parâmetros

que são ranqueados conforme a influência individual de cada um para a formação daquele arranjo. Esses conjuntos de eixos são extraídos de uma matriz de semelhança entre as variáveis, que são numericamente iguais ao número de variáveis. O comprimento dos autovetores corresponde à sua importância para a explicação da variância total dos dados.

Tabela 21 - Contribuição de cada eixo na explicação do arranjo formado na análise de Componentes Principais (ACP) com base numa matriz de correlações, de variáveis físicas e químicas e ecotoxicológicas das águas dos reservatórios Guarapiranga, Billings e Paiva Castro, durante Maio de 2011 e Janeiro de 2012.

	<i>Eixo 1</i>	<i>Eixo 2</i>	<i>Eixo 3</i>
Autovalores	6,50	4,19	2,94
Porcentagem	32,53	20,99	14,74
Porcentagem Acumulada	32,53	53,52	68,26

A tabela 22 elenca os principais componentes de cada arranjo (eixos), e quais os principais processos responsáveis por sua interferência no meio.

Tabela 22 – Resumo dos três (3) componentes principais, as variáveis físicas e químicas e processos dominantes que podem interferir na águas superficiais.

<i>Eixo</i>	<i>Variáveis</i>	<i>Principais processos de interferência</i>
1	P Total, Clo a, Nitrato e CE	Poluição doméstica, agricultura, carreamento superficial e erosão das margens
2	DBO, NT, Teste Agudo e MSI	Poluição industrial e doméstica
3	Amônio, Nitrito e NT	Poluição industrial e doméstica

A tabela 23 expressa numericamente os valores dos autovetores e os agrupa em seus respectivos arranjos.

Tabela 23 - Correlação das variáveis analisadas com os componentes principais (eixos) 1, 2 e 3 de uma ACP com base numa matriz de correlações. Em negrito os valores que mais influenciaram a formação de seus respectivos arranjos.

	<i>Autovalores</i>		
Variáveis	Eixo 1	Eixo 2	Eixo 3
P total	0,876	0,090	0,203
N total	-0,051	0,650	0,642
Nitrato	0,800	-0,114	0,115
Nitrito	0,482	0,217	0,787
Amônio	-0,106	0,082	0,933
Clo a	0,801	0,448	-0,066
DBO	-0,435	0,721	-0,048
MSI	-0,080	-0,838	-0,058
MSO	0,766	0,082	-0,005
Sólidos Totais	0,649	-0,305	0,309
Temperatura	0,709	-0,111	-0,387
Condutividade	0,791	0,468	0,229
Teste Agudo	-0,435	0,671	-0,295
Teste Crônico	0,052	0,450	-0,094

7.5.3.3 ACP - Guarapiranga

Na figura 49 baseados numa matriz de correlações, o eixo 1 explicou 54,12% do arranjo da variância e em conjunto com o eixo 2, 72,04%.

Figura 49 - Ordenação com base na Análise dos Componentes Principais (ACP) de Correlação de variáveis limnológicas e ecotoxicológicas das águas superficiais do reservatório Guarapiranga, em duas estações: seca (maio/2011) e chuvosa (Jan/2012). As variáveis analisadas foram separadas por estação e pontos dentro de cada reservatório, sendo denominadas de Gua (1.1 – 1.5 e 2.1 – 2.5).

A tabela 24 apresenta os auto valores (a.v.) gerados na ACP, relativos aos parâmetros analisados em conjunto, formando assim eixos que se agrupam.

Tabela 24 - Contribuição de cada eixo na explicação do arranjo formado na análise de Componentes Principais (ACP) com base numa matriz de correlações, de variáveis físicas e químicas e ecotoxicológicas das águas do reservatório Guarapiranga, durante Maio de 2011 e Janeiro de 2012.

	<i>Eixo 1</i>	<i>Eixo 2</i>
Autovalores	10,82	3,58
Porcentagem	54,12	17,91
Porcentagem Acumulada	54,12	72,04

A tabela 25 elenca os principais componentes de cada arranjo (eixos) e, quais os principais processos responsáveis por sua interferência no meio.

Tabela 25 – Resumo dos dois (2) componentes principais, as variáveis físicas e químicas e processos dominantes que podem interferir na águas superficiais.

<i>Eixo</i>	<i>Variáveis</i>	<i>Principais processos de interferência</i>
1	Temperatura, OD, pH, CE, Clo a, Nitrito, Amônio	Poluição industrial, doméstica, carreamento superficial e erosão das margens
2	MSI, ST, DQO, DBO, MSO e Teste Agudo	Poluição industrial, doméstica e erosão das margens

A tabela 26 expressa numericamente os valores dos autovetores e os agrupa em seus respectivos arranjos.

Tabela 26 - Correlação das variáveis analisadas com os componentes principais (eixos) 1 e 2 de uma ACP com base numa matriz de correlações. Em negrito os valores que mais influenciaram a formação de seus respectivos arranjos.

Variáveis	<i>Autovalores</i>	
	Eixo 1	Eixo 2
Profundidade	0,2095	-0,4586
Disco de Secchi	-0,7171	-0,07351
Nitrito	-0,927	-0,1088
Amônio	-0,9596	0,0481
Clo a	0,9082	0,2176
OD	0,9149	-0,161
DBO	-0,6395	0,6405
DQO	-0,2752	0,7407
MSI	0,3178	0,8293
MSO	0,7111	0,647
pH	0,9575	-0,1978
Sólidos Totais	0,5032	0,8032
Temperatura	0,9718	-0,06098
Condutividade	0,9688	-0,1185
Teste Agudo	-0,4719	0,2255

7.5.3.4 ACP - Billings

Na figura 50 baseados numa matriz de correlações, o eixo 1 explicou 65,23% do arranjo da variância e em conjunto com o eixo 2, 80,31%.

Figura 50 - Ordenação com base na Análise dos Componentes Principais (ACP) de Correlação de variáveis limnológicas e ecotoxicológicas das águas superficiais do reservatório Billings, em duas estações; seca (maio/2011) e chuvosa (Jan/2012). As variáveis analisadas foram separadas por estação e pontos dentro de cada reservatório, sendo denominadas de Bill (1.1 – 1.5 e 2.1 – 2.5).

A tabela 29 apresenta os auto valores (a.v.) gerados na ACP, relativos aos parâmetros analisados em conjunto, formando assim eixos que se agrupam.

Tabela 27 - Contribuição de cada eixo na explicação do arranjo formado na análise de Componentes Principais (ACP) com base numa matriz de correlações, de variáveis físicas e químicas e ecotoxicológicas das águas do reservatório Billings, durante Maio de 2011 e Janeiro de 2012.

	<i>Eixo 1</i>	<i>Eixo 2</i>
Autovalores	13,04	3,01
Porcentagem	65,23	15,08
Porcentagem Acumulada	65,23	80,31

A tabela 28 elenca os principais componentes de cada arranjo (eixos) e, quais os principais processos responsáveis por sua interferência no meio.

Tabela 28 – Resumo dos dois (2) componentes principais, as variáveis físicas e químicas e processos dominantes que podem interferir nas águas superficiais.

<i>Eixo</i>	<i>Variáveis</i>	<i>Principais processos de interferência</i>
1	Nitrato, ST, CE, °C, pH, OD, Secchi, P total e Nitrito	Poluição industrial, doméstica, agricultura, carreamento superficial, erosão das margens
2	Ortofosfato, Clo a, Nitrito, Amônio, MSI e Profundidade	Poluição doméstica, agricultura, chuvas, vazão, sucção de sedimento pelas bombas e movimentação das massas de água.

A tabela 29 expressa numericamente os valores dos autovetores e os agrupa em seus respectivos arranjos.

Tabela 29 - Correlação das variáveis analisadas com os componentes principais (eixos) 1 e 2 de uma ACP com base numa matriz de correlações. Em negrito os valores que mais influenciaram a formação de seus respectivos arranjos.

<i>Variáveis</i>	<i>Autovalores</i>	
	<i>Eixo 1</i>	<i>Eixo 2</i>
Profundidade	0,4337	-0,6813
Secchi	-0,7586	-0,4563
°C	0,962	-0,1259
pH	0,9556	-0,1791
P total	0,9293	0,2925
Ortofosfato	0,4084	0,7736
Nitrito	0,9071	0,03875
Amônio	-0,3446	0,6097
Clo a	0,6306	0,6765
DQO	0,8125	-0,1013
OD	0,9317	-0,2358
MSI	0,6641	-0,688
Sólidos Totais	0,9763	-0,03271
Condutividade	0,9717	-0,07779
Agudo	-0,8935	-0,05655
Crônico	-0,2629	0,02221

7.5.3.5 ACP – Paiva Castro

Na figura 51 baseados numa matriz de correlações, o eixo 1 explicou 51,10% do arranjo da variância e em conjunto com o eixo 2, 67,27%.

Figura 51 - Ordenação com base na Análise dos Componentes Principais (ACP) de Correlação de variáveis limnológicas e ecotoxicológicas das águas superficiais do reservatório Paiva Castro, em duas estações; seca (maio/2011) e chuvosa (Jan/2012). As variáveis analisadas foram separadas por estação e pontos dentro de cada reservatório, sendo denominadas de P.C. (1.1 – 1.5 e 2.1 – 2.5).

A tabela 30 apresenta os autovalores (a.v.) gerados na ACP, relativos aos parâmetros analisados em conjunto, formando assim eixos que se agrupam.

Tabela 30 - Contribuição de cada eixo na explicação do arranjo formado na análise de Componentes Principais (ACP) com base numa matriz de correlações, de variáveis físicas e químicas e ecotoxicológicas das águas do reservatório Paiva Castro, durante Maio de 2011 e Janeiro de 2012.

	<i>Eixo 1</i>	<i>Eixo 2</i>
Autovalores	10,22	3,23
Porcentagem	51,10	16,17
Porcentagem Acumulada	51,10	67,27

A tabela 31 elenca os principais componentes de cada arranjo (eixos), e quais os principais processos responsáveis por sua interferência no meio.

Tabela 31 – Resumo dos dois (2) componentes principais, as variáveis físicas e químicas e processos dominantes que podem interferir nas águas superficiais.

<i>Eixo</i>	<i>Variáveis</i>	<i>Principais processos de interferência</i>
1	CE, °C, MSI, Nitrato, Teste Crônico e DQO	Poluição industrial, carreamento superficial e erosão das margens
2	Amônio e Ortofosfato	Poluição residencial, agricultura

A tabela 32 expressa numericamente os valores dos autovetores e os agrupa em seus respectivos arranjos.

Tabela 32 - Correlação das variáveis analisadas com os componentes principais (eixos) 1 e 2 de uma ACP com base numa matriz de correlações. Em negrito os valores que mais influenciaram a formação de seus respectivos arranjos.

Variáveis	<i>Autovalores</i>	
	Eixo 1	Eixo 2
NT	-0,906	0,184
Nitrato	0,972	-0,080
Nitrito	0,041	-0,338
Amônio	-0,190	0,915
Ortofosfato	0,434	0,752
P total	-0,076	0,514
Clo a	-0,533	0,017
MSI	0,923	-0,102
MSO	-0,905	-0,202
°C	0,986	-0,023
CE	0,985	-0,027
DBO	-0,741	0,335
DQO	0,857	0,171
Teste Agudo	0,192	0,157
Teste Crônico	-0,964	0,077

7.5.4 Sedimento

7.5.4.1 ACP dos três reservatórios em conjunto

Serão apresentados agora os resultados da Análise de Componentes Principais relativos aos parâmetros avaliados no sedimento dos três reservatórios.

Foram incorporados também nesta análise os valores estatísticos dos testes ecotoxicológicos juntamente com os físicos e químicos.

Na figura 52 baseados numa matriz de correlações, o eixo 1 explicou 35,45% do arranjo da variância e em conjunto com o eixo 2, 51,46%.

Figura 52 - Ordenação com base na Análise dos Componentes Principais (ACP) de Correlação de variáveis limnológicas e ecotoxicológicas do sedimento dos reservatórios Guarapiranga, Billings e Paiva Castro, em duas estações; seca (maio/2011) e chuvosa (Jan/2012). As variáveis analisadas foram separadas por estação e pontos dentro de cada reservatório.

A tabela 33 apresenta os auto valores (a.v.) gerados na ACP, relativos aos parâmetros analisados em conjunto, formando assim eixos que se agrupam.

Tabela 33 - Contribuição de cada eixo na explicação do arranjo formado na análise de Componentes Principais (ACP) com base numa matriz de correlações, de variáveis físicas e químicas e ecotoxicológicas do sedimento dos reservatórios Guarapiranga, Billings e Paiva Castro, durante Maio de 2011 e Janeiro de 2012.

	<i>Eixo 1</i>	<i>Eixo 2</i>
Autovalores	4,96	2,24
Porcentagem	35,45	16,01
Porcentagem Acumulada	35,45	51,46

A tabela 34 elenca os principais componentes de cada arranjo (eixos), e quais os principais processos responsáveis por sua interferência no meio.

Tabela 34 – Resumo dos dois (2) componentes principais, as variáveis físicas e químicas e processos dominantes que podem interferir nas águas superficiais.

<i>Eixo</i>	<i>Variáveis</i>	<i>Principais processos de interferência</i>
1	Zn, Cu, Pb, %MO, Ni, T. Crônico, T. Agudo e Areia fina	Poluição industrial, doméstica
2	pH, °C e Areia Grossa	Carreamento superficial

A tabela 35 expressa numericamente os valores dos autovetores e os agrupa em seus respectivos arranjos.

Tabela 35 - Correlação das variáveis analisadas com os componentes principais (eixos) 1e 2 de uma ACP com base numa matriz de correlações. Em negrito os valores que mais influenciaram a formação de seus respectivos arranjos.

	<i>Autovalores</i>	
Variáveis	Eixo 1	Eixo 2
pH	0,224	0,839
°C	0,365	0,713
%MO	0,657	-0,169
Areia Grossa	0,430	-0,655
Areia Fina	-0,746	0,410
Mn	0,358	0,454
Zn	0,830	0,036
Pb	0,763	-0,131
Ni	0,637	0,297
Cd	0,045	-0,088
Cu	0,828	-0,217
Teste Agudo	0,607	0,072
Teste Crônico	0,689	0,050

7.5.4.2 ACP - Guarapiranga

Na figura 53 baseados numa matriz de correlações, o eixo 1 explicou 30,33% do arranjo da variância e em conjunto com o eixo 2, 52,66%.

Figura 53 - Ordenação com base na Análise dos Componentes Principais (ACP) de Correlação de variáveis limnológicas e ecotoxicológicas do sedimento do reservatório Guarapiranga, em duas estações; seca (maio/2011) e chuvosa (Jan/2012). As variáveis analisadas foram separadas por pontos dentro de cada reservatório e estação, sendo denominadas de Gua (1.1 – 1.5 e 2.1 – 2.5).

A tabela 36 apresenta os autovalores (a.v.) gerados na ACP, relativos aos parâmetros analisados em conjunto, formando assim eixos que se agrupam.

Tabela 36 - Contribuição de cada eixo na explicação do arranjo formado na análise de Componentes Principais (ACP) com base numa matriz de correlações, de variáveis físicas e químicas e ecotoxicológicas do sedimento do reservatório Guarapiranga, durante Maio de 2011 e Janeiro de 2012.

	<i>Eixo 1</i>	<i>Eixo 2</i>	<i>Eixo 3</i>
Autovalores	4,24	3,12	2,83
Porcentagem	30,33	22,33	20,28
Porcentagem Acumulada	30,33	52,66	72,94

A tabela 37 elenca os principais componentes de cada arranjo (eixos) e, quais os principais processos responsáveis por sua interferência no meio.

Tabela 37 – Resumo dos três (3) componentes principais, as variáveis físicas e químicas e processos dominantes que podem interferir nas águas superficiais.

<i>Eixo</i>	<i>Variáveis</i>	<i>Principais processos de interferência</i>
1	Zn, Mn, Cu e Areia Fina	Poluição Industrial
2	pH, °C, Cd e Areia Grossa e Areia Fina	Poluição Industrial
3	%MO, Pb e Silte+Argila	Poluição industrial e doméstica

A tabela 38 expressa numericamente os valores dos autovetores e os agrupa em seus respectivos arranjos.

Tabela38 - Correlação das variáveis analisadas com os componentes principais (eixos) 1,2 e 3 de uma ACP com base numa matriz de correlações. Em negrito os valores que mais influenciaram a formação de seus respectivos arranjos.

Variáveis	<i>Autovalores</i>		
	Eixo 1	Eixo 2	Eixo 3
pH	0,433	0,767	0,387
°C	0,535	0,709	0,431
%MO	-0,166	-0,306	0,805
Areia Grossa	0,112	-0,706	0,570
Areia Fina	-0,626	0,612	0,260
Silte + Argila	0,520	-0,043	-0,704
Mn	0,827	-0,034	-0,114
Zn	0,859	-0,073	-0,302
Pb	0,211	-0,495	0,773
Cd	0,599	0,705	0,349
Cu	0,797	-0,460	0,115
Teste Agudo	-0,203	0,100	-0,278
Teste Crônico	0,286	-0,305	-0,198

7.5.4.3 ACP – Billings

Na figura 54 baseados numa matriz de correlações, o eixo 1 explicou 29,52% do arranjo da variância e em conjunto com o eixo 2, 54,23% e 3, 72,81%.

Figura 54 - Ordenação com base na Análise dos Componentes Principais (ACP) de Correlação de variáveis limnológicas e ecotoxicológicas do sedimento do reservatório Billings, em duas estações; seca (maio/2011) e chuvosa (Jan/2012). As variáveis analisadas foram separadas por pontos dentro de cada reservatório e estação, sendo denominadas de Bill (1.1 – 1.5 e 2.1 – 2.5).

A tabela 39 apresenta os autovalores (a.v.) gerados na ACP, relativos aos parâmetros analisados em conjunto, formando assim eixos que se agrupam.

Tabela39 - Contribuição de cada eixo na explicação do arranjo formado na análise de Componentes Principais (ACP) com base numa matriz de correlações, de variáveis físicas e químicas e ecotoxicológicas do sedimento do reservatório Billings, durante Maio de 2011 e Janeiro de 2012.

	<i>Eixo 1</i>	<i>Eixo 2</i>	<i>Eixo 3</i>
Autovalores	4,13	3,45	2,60
Porcentagem	29,55	24,68	18,61
Porcentagem Acumulada	29,55	54,23	72,84

A tabela 40 elenca os principais componentes de cada arranjo (eixos), e quais os principais processos responsáveis por sua interferência no meio.

Tabela 40 – Resumo dos três (3) componentes principais, as variáveis físicas e químicas e processos dominantes que podem interferir no sedimento.

<i>Eixo</i>	<i>Variáveis</i>	<i>Principais processos de interferência</i>
1	Areia Fina, Mn, °C e Cd	Poluição industrial
2	Silte+Argila, pH, Zn, Areia Grossa, %MO e Teste Agudo	Poluição industrial e doméstica
3	Teste Crônico e Cu	Poluição industrial e de adição de algicidas

A tabela 41 expressa numericamente os valores dos autovetores e os agrupa em seus respectivos arranjos.

Tabela 41 - Correlação das variáveis analisadas com os componentes principais (eixos) 1,2 e 3 de uma ACP com base numa matriz de correlações. Em negrito os valores que mais influenciaram a formação de seus respectivos arranjos.

Variáveis	<i>Autovalores</i>		
	Eixo 1	Eixo 2	Eixo 3
pH	-0,518	0,804	0,085
°C	0,700	-0,395	0,516
%MO	0,093	-0,609	0,543
Areia Grossa	0,343	-0,790	-0,343
Areia Fina	-0,913	0,073	0,314
Silte + Argila	0,019	0,842	-0,057
Mn	-0,810	-0,143	-0,009
Zn	0,533	0,678	-0,255
Cd	0,812	0,318	0,391
Cu	0,510	-0,163	-0,668
Teste Agudo	0,360	0,415	0,353
Teste Crônico	0,260	-0,126	0,814

7.5.4.4 ACP – Paiva Castro

Na figura 55 baseados numa matriz de correlações, o eixo 1 explicou 30,18% do arranjo da variância e em conjunto com o eixo 2, 50,45% e 3, 67,12%.

Figura 55 - Ordenação com base na Análise dos Componentes Principais (ACP) de Correlação de variáveis limnológicas e ecotoxicológicas do sedimento do reservatório Paiva Castro, em duas estações; seca (maio/2011) e chuvosa (Jan/2012). As variáveis analisadas foram separadas por pontos dentro de cada reservatório e estação, sendo denominadas de P.C. (1.1 – 1.5 e 2.1 – 2.5).

A tabela 42 apresenta os autovalores (a.v.) gerados na ACP, relativos aos parâmetros analisados em conjunto, formando assim eixos que se agrupam.

Tabela 42 - Contribuição de cada eixo na explicação do arranjo formado na análise de Componentes Principais (ACP) com base numa matriz de correlações, de variáveis físicas e químicas e ecotoxicológicas do sedimento do reservatório Paiva Castro, durante Maio de 2011 e Janeiro de 2012.

	<i>Eixo 1</i>	<i>Eixo 2</i>	<i>Eixo 3</i>
Autovalores	4,22	2,83	2,33
Porcentagem	30,18	20,27	16,67
Porcentagem Acumulada	30,18	50,45	67,12

A tabela 43 elenca os principais componentes de cada arranjo (eixos) e, quais os principais processos responsáveis por sua interferência no meio.

Tabela 43 – Resumo dos três (3) componentes principais, as variáveis físicas e químicas e processos dominantes que podem interferir no sedimento.

<i>Eixo</i>	<i>Variáveis</i>	<i>Principais processos de interferência</i>
1	Zn, Silte+Argila, Areia Fina e Ni	Poluição industrial
2	Cu e Pb	Poluição industrial
3	Teste Agudo, Teste Crônico e Mn	Poluição industrial

A tabela 44 expressa numericamente os valores dos autovetores e os agrupa em seus respectivos arranjos.

Tabela 44 - Correlação das variáveis analisadas com os componentes principais (eixos) 1,2 e 3 de uma ACP com base numa matriz de correlações. Em negrito os valores que mais influenciaram a formação de seus respectivos arranjos.

Variáveis	<i>Autovalores</i>		
	Eixo 1	Eixo 2	Eixo 3
Areia Fina	-0,938	-0,158	0,130
Silte + Argila	0,702	0,545	0,160
Mn	-0,373	0,422	-0,529
Zn	0,909	0,100	0,317
Pb	-0,219	0,635	0,315
Ni	-0,780	-0,017	0,424
Cu	0,357	0,764	0,336
Teste Agudo	0,034	-0,411	0,745
Teste Crônico	0,296	0,444	0,776

8. DISCUSSÃO

8.1 CONAMA nº 357/05 - Conformidade

Os parâmetros físicos e químicos dos três reservatórios foram analisados e comparados com os valores estabelecidos pela resolução CONAMA nº 357/05 (tabela 5). Como já citado anteriormente (tópico 8.1), os reservatórios Guarapiranga e Paiva Castro pertencem a **classe 1** e Billings, **classe 2**. Frente a essa classificação, a tabela 45 apresenta todos os parâmetros que estiveram fora de conformidade em relação à CONAMA nº 357/05, em cada reservatório. Todos os outros parâmetros que não se encontram nesta tabela e, que já foram citados, estão em conformidade com os limites estabelecidos.

Tabela45- Valores dos parâmetros analisados da água em não conformidade em relação à CONAMA 357/05

	pH	OD	PT	Clo a
Gua 1.1	*	5,73	0,036	16,27
Gua 1.2	*	*	0,039	29,64
Gua 1.3	*	5,64	0,050	36,25
Gua 1.4	*	5,82	0,035	33,04
Gua 1.5	*	5,77	0,043	27,72
Gua 2.1	*	*	0,074	67,24
Gua 2.2	*	*	0,044	55,52
Gua 2.3	9,30	*	0,071	53,34
Gua 2.4	9,32	*	0,056	52,32
Gua 2.5	9,22	*	0,062	37,80
Bill 1.1	*	3,92	*	*
Bill 1.2	*	4,25	*	*
Bill 1.3	*	2,90	*	36,25
Bill 1.4	*	4,14	*	33,04
Bill 1.5	*	4,96	*	*
Bill 2.1	*	*	0,059	85,83
Bill 2.2	*	*	0,052	62,08
Bill 2.3	*	*	0,038	43,50
Bill 2.4	9,22	*	0,038	33,74
Bill 2.5	*	*	0,039	*
P.C. 1.4	*	*	*	11,20
P.C. 1.5	*	*	*	10,52
P.C. 2.1	5,23	*	*	*
P.C. 2.3	*	*	0,028	*

Níveis estabelecidos pela resolução CONAMA 357/05 para os elementos; pH entre 6 e 9 (para classe I e II); OD > 6 mg/L⁻¹ para classe I e > 5 mg/L⁻¹ para classe II; PT < 0,02 mg/L⁻¹ para classe I e < 0,03 mg/L⁻¹ para classe II; Clo a < 10 µg/L⁻¹ para classe I e < 30 µg/L⁻¹ para classe II.

Observa-se na tabela 45 que os componentes pH, OD, PT e Clo *a* se encontram em "não conformidade" nos três reservatórios, em pontos aleatórios e, isso pode ser reflexo das constantes cargas poluidoras as quais estes recebem diariamente, seja de efluentes industriais, sanitários ou cargas difusas de outras fontes, além das diferenças entre as estações climáticas que sofrem interferência da chuva, o que é claramente observado na ACP dos três reservatórios em conjunto (Figura 48). No reservatório Paiva Castro, a discrepância entre o limite estabelecido pela legislação e os valores dos parâmetros em não conformidade são relativamente menores do que os encontrados nos outros dois reservatórios.

Zagatto e Bertolotti (2008) atribuem o aumento na floração descontrolada de fitoplâncton ao enriquecimento artificial dos corpos hídricos, sendo as fontes desse enriquecimento identificadas como as descargas de esgoto domésticos e industriais, além das regiões agrícolas.

Observa-se então, que na represa Guarapiranga, os valores de Clo *a* e P total são altos, extrapolando os definidos pela resolução. Ambos os parâmetros se correlacionam na ACP (figura 48) (a.v. 0,801 e 0,876), confirmando assim ser o P total como um dos fatores limitantes para os organismos fotossintetizantes.

Segundo os mesmos autores (ZAGATTO e BERTOLETTI, 2008), ambientes de água doce são os mais importantes para o crescimento desses organismos, com pH entre 6 e 9 e, temperatura entre 15 °C e 30 °C e alta concentração de nutrientes, principalmente nitrogênio e fósforo.

Em 3 pontos da represa Guarapiranga e 1 ponto da represa Billings, há valores altos de pH. Valores altos de pH podem indicar floração de algas. Segundo Purandara *et al.* (2012), a intensa fixação de CO₂, comumente ocorrendo pela atividade fotossintética do fitoplâncton, pode ser responsável por valores alcalinos de pH.

Purandara *et al.* (2012) obtiveram valores decrescentes de OD conforme descia o rio Ghataprabha (Índia) até o reservatório, e atribui essa depleção aos efeitos da barragem. O autor correlaciona também fatores que contribuem para essa redução, e entre eles estão a oxidação das formas reduzidas de Nitrogênio, coeficiente de reaeração, parâmetros hidráulicos do rio, concentração e preservação das algas, respiração, etc.

Em locais com alta produtividade primária, como as represas Guarapiranga e Billings, pode ocorrer a depleção de O₂ de forma mais intensa, uma vez que a o índice de decomposição / respiração é alto e, vez ou outra durante o dia, por serem reservatórios mais rasos, pode haver

também depleção desse gás no epilimnio, mesmo que com uma curta duração, porque são reservatórios considerados polimíticos, havendo assim a entrada e mistura de O_2 de forma mais constante, sendo assim, o sistema como um todo se torna instável, podendo apresentar concentrações variadas, diariamente, dos diversos elementos que o compõem.

8.2 Dados da água

Nos resultados das análises físicas e químicas visualiza-se que houve diferença entre ambas as estações, sendo isto observado nos gráficos e tabelas supracitados neste trabalho.

Na figura 48 observa-se clara divisão entre os reservatórios, mostrando assim a heterogeneidade entre estes. Nota-se nos gráficos da ACP, que cada grupo também se dividiu em dois subgrupos (as cores os distinguem), cada um relativo a uma estação de coleta (seca e chuvosa), indicando assim que a chuva pode ter sido um dos fatores responsáveis por tais diferenças.

Como se sabe, a chuva é um dos principais fatores responsáveis pela desestabilização dos sistemas nos reservatórios, contribuindo para a alteração dos ciclos abióticos e bióticos. Segundo Ribeiro-Filho (2006), em suas pesquisas no Reservatório de Itaipu, a chuva foi um importante fator em relação à transparência da água, com uma correlação negativa entre as duas variáveis e, notou a importância da medição dos fatores abióticos para estimar a produtividade primária dos sistemas aquáticos.

Os reservatórios analisados neste trabalho servem como estoque de água para distribuição para a população da RMSP e, devido a isso, mesmo na estação chuvosa, quando estes deveriam estar em seu nível máximo, isso pode não acontecer, pois estão correlacionadas com a captação da água pela SABESP, além de ocorrer também a abertura das comportas para controle da vazão.

Como já mencionado, em relação às duas coletas realizadas, os resultados mostram que não houve diferença significativa no nível da água nestes corpos hídricos, exceto para Paiva Castro, que demonstrou níveis menores na estação chuvosa em relação à seca, com uma diferença de 16,2% a menos do volume. Os dados demonstram que para os três reservatórios, na estação seca, o valor acumulado de precipitação do mês foi menor do que a média mensal para os respectivos locais, enquanto que na estação chuvosa ocorreu o inverso, com valores acima da média mensal histórica.

Çullaj (2011), também cita em seu trabalho a influência das chuvas na dinâmica do reservatório Bovilla lake, na Albânia. Ele diz que durante os períodos de maior precipitação houve um considerável aumento de partículas em suspensão na coluna d'água, trazidos pelos rios devido a processos de erosão levando a uma alta turbidez nas águas do reservatório e reduzindo assim a profundidade do disco de Secchi e, o mesmo diz Gonzáles *et al.* (2004), que estudou o reservatório Pao-Cachinche, na Venezuela, em que os resultados da transparência da água foram maiores na estação seca. O autor ainda diz que grandes diferenças no total da concentração dos sólidos totais foram observadas durante a estação chuvosa e seca, com as maiores concentrações ocorrendo durante a estação chuvosa, quando os tributários descarregam maior particulado e material dissolvido dentro do reservatório.

Wetzel (1993) diz que a sazonalidade do material gerado pelas chuvas produz um pulso de matéria orgânica e inorgânica dentro do reservatório.

Os dados obtidos nas análises de Sólidos Totais mostram uma forte tendência ao aumento de sua concentração nos reservatórios Billings e Paiva Castro, sendo este incremento menos expressivo na represa Guarapiranga. Este aumento foi observado na estação chuvosa, demonstrando assim que é durante as chuvas em que ao carreamento do material particulado pelos contribuintes e bacia de drenagem é maior.

Macedo (2011) também encontrou valores semelhantes de sólidos totais na represa Paiva Castro, com tendência ao aumento na estação chuvosa em relação à seca. Segundo a autora, o valor máximo encontrado foi de 82 mg/L^{-1} , próximos à média de 74 mg/L^{-1} encontrados neste trabalho.

Nishimura (2008) encontrou o mesmo padrão de valores de ST na Billings, em que houve aumento deste na estação chuvosa.

Vários fatores podem afetar a penetração de luz em reservatórios. A transparência da água depende, primariamente, dos efeitos combinados da cor da água (devido às substâncias dissolvidas), turbidez mineral e à presença de algas (Straskraba *et al.*, 1993).

Segundo Sampaio *et al.* (2003), a variação da transparência da água é explicada pelo aumento da quantidade de partículas em suspensão nos meses mais chuvosos (outubro a março), quando materiais alóctones são lançados pelos rios no reservatório e, o decréscimo na quantidade de partículas, através do escoamento e sedimentação, nos meses mais secos.

Cardoso-Silva (2008) diz que na região de captação de água pela SABESP, no reservatório Guarapiranga, a qual se caracteriza como região lântica, para o Disco de Secchi, esta variável apresentou-se maior neste local e, isto porque a diminuição da turbulência ao longo do reservatório leva a uma menor suspensão de material, aumentando a transparência do corpo d'água.

Nishimura (2008) relata que o desaparecimento do disco de Secchi para o reservatório Billings foi semelhante nos quatro períodos estudados, com uma média de 2,0 m.

Com o aumento da concentração do material particulado na coluna da água, há a redução do valor do Disco de Secchi e, maior densidade fitoplanctônica e, essa relação foi evidenciada em vários estudos por Maier *et al.* (1985) no Braço do Rio Grande (Billings) e Calijuri & Tundisi (1990) no reservatório de Barra Bonita.

Os dados obtidos neste trabalho revelam o mesmo padrão de redução do valor do Disco de Secchi na estação chuvosa nos três reservatórios, sendo que a represa Billings e Paiva Castro apresentaram os maiores valores, com médias nas duas estações de 1,54m e 1,39 m respectivamente.

Corpos de água eutrofizados culturalmente tendem a apresentar valores mais elevados de condutividade elétrica. Reservatórios mais ricos em nutrientes apresentam valores normalmente acima de $100 \mu\text{S}.\text{cm}^{-1}$, mesmo na coluna d'água (SAMPALHO *et al.*, 2003).

Observando a correlação dos dados na ACP, na figura 48, podemos ver que os vetores dos ST e Condutividade formam um eixo específico (eixo 1) e possuem correlação positiva (autovalores de 0,976 e 0,971), enquanto ST e disco de Secchi possuem correlação negativa (a.v. 0,976 e -0,758), podendo isso ser explicado devido a maior presença de íons na água, o que aumenta sua condutividade. Segundo Esteves (1998), em regiões tropicais, os valores de condutividade nos ambientes aquáticos estão mais relacionados com as características geoquímicas da região onde localizam e com as condições climáticas (estação seca e de chuva), do que com o estado trófico. Em geral, os valores para a condutividade elétrica destes ecossistemas são inferiores aos de lagos temperados. Ramirez (1996) define a condutividade elétrica como a capacidade de transmitir eletricidade no corpo aquático, refletindo de maneira indireta o grau de sólidos dissolvidos na água.

Com relação aos parâmetros citados acima, observa-se influência da chuva nos valores da condutividade elétrica, que foi maior na estação chuvosa. Na ACP, figura 48, podemos ver que há

correlação entre CE, Clo *a*, P total e Nitrato (a.v. 0,971, 0,630 e 0,929), formando o eixo 1, que explicou 32,53% do arranjo da variância.

Como dito anteriormente, a condutividade é influenciada por diversos fatores e, como na estação chuvosa houve acréscimo nos valores de parâmetros que influenciam diretamente na carga de íons nos reservatórios, por conseguinte, isso elevou ao aumento na condutividade também.

Nishimura (2008), Cardoso-Silva (2008) e Macedo (2011) também encontraram esta variação (aumento dos valores de CE durante as chuvas) entre as estações analisadas em seus trabalhos nos reservatórios Billings, Guarapiranga e Paiva Castro respectivamente.

Segundo a CETESB (2012), a mesma correlação entre Clorofila *a* e condutividade foi encontrada nos reservatórios Guarapiranga e Billings, classificando as condições do reservatório como Média/ Ruim. A condutividade nesses corpos hídricos ultrapassou os 100 μcm^{-1} , equiparando-se com os valores encontrados neste trabalho.

Em relação ao reservatório Paiva Castro, este parece ser menos impactado por cargas poluidoras em relação aos outros dois reservatórios estudados e, isto reflete significativamente nos baixos valores de condutividade elétrica encontrados neste corpo hídrico, que neste trabalho não ultrapassou os 34 μcm^{-1} .

Com relação aos sólidos dissolvidos na água, segundo Macedo (2011), pode-se fazer uma aferência indireta pela mensuração da condutividade elétrica, que é a capacidade de transmissão de eletricidade no corpo aquático, ou seja, quanto maior a condutividade, maior a presença de sólidos dissolvidos no local analisado.

O mesmo ocorreu com as represas Guarapiranga e Billings, em que os valores dos Sólidos Totais Dissolvidos aumentaram na estação chuvosa. Na Paiva Castro observa-se a estabilização dos valores nas duas estações.

Maier *et al.* (1985) encontrou valores entre 2,1 e 13 mg/L^{-1} de material em suspensão na represa Billings, valores parecidos com este trabalho, no qual os valores ficaram entre o intervalo encontrado pelo autor citado.

Shakir *et al.* (2013), encontrou baixos valores de Sólidos Suspensos durante a estação seca em seu trabalho, no rio Ravi, no Paquistão e, altos valores na estação chuvosa, possivelmente decorrentes da variação do carreamento de particulados que se distinguem em ambas as temporadas devido à variação dos fluxos de água que lavam a bacia hidrográfica local. O mesmo

autor ainda supôs que parece que os efluentes urbanos e industriais misturam grandes quantidades de sólidos suspensos.

SUNDFELD-PENIDO (2010) supõem em seu trabalho que considerando os valores de pH, condutividade, dureza e sólidos totais dissolvidos, encontrados por ela no Ribeirão do Limeira, em Piquete-SP, tem-se se os primeiros indícios de possíveis fontes de poluição, favorecendo o acréscimo de íons dissolvidos na água.

Marques *et al.* (2003), em sua pesquisa no Rio Piraquara, atribuíram os elevados valores de sólidos e íons (principalmente NH_4) ao período de chuvas, que favorecem a lavagem dos solos.

A análise de Correlação de Spearman correlaciona negativamente o parâmetro DS com Clorofila *a* ($r = -0,76$; $p < 0,05$), indicando a redução do valor de DS enquanto há o aumento de Clorofila *a*, na represa Guarapiranga.

Nos reservatórios Guarapiranga e Billings houve aumento nas concentrações de Clorofila *a* na estação chuvosa, enquanto no Paiva Castro ocorreu o oposto, ou seja, redução na concentração deste parâmetro na mesma estação. No dia da coleta no reservatório Paiva Castro, na estação chuvosa, as condições estavam adversas, com muito vento, ondas e, a água com aspecto de alta turbidez (com pouca transparência), podendo estes fatores estarem interferindo na produtividade primária naquele dia.

Os valores de clorofila *a* na Paiva Castro foram próximos aos resultados apresentados nos estudos de Carvalho (2002) no reservatório do Lobo, que encontrou valores entre $0,34 \mu\text{L}^{-1}$ e $26,3 \mu\text{L}^{-1}$, mas neste caso, com tendência ao aumento da concentração na estação chuvosa.

Segundo o relatório da CETESB (2012), a média para os pontos, correspondentes aos estudados neste trabalho, durante o ano de 2011 foi de $32 \mu\text{L}^{-1}$ para Guarapiranga, $23 \mu\text{L}^{-1}$ para Billings (Braço do Rio Grande) e $4,2 \mu\text{L}^{-1}$ para Paiva Castro.

Observou-se redução dos valores do pH no reservatório Paiva Castro na estação chuvosa e aumento dos valores do mesmo parâmetro na Guarapiranga e Billings na mesma estação, seguindo a tendência do aumento na concentração de Clorofila *a*. Segundo Cardoso-Silva (2008), este aumento no valor do pH, tornando o meio mais básico, pode estar associado ao aumento do consumo de CO_2 durante o processo de fotossíntese realizado pelo fitoplâncton. O aumento do pH normalmente está correlacionado a florescimento de algas e consequentemente às maiores concentrações de Clorofila *a* (KOTUT *et al.*, 1999; HART *et al.* 2002).

Sugunan (2000), em seu estudo sobre a Ecologia dos reservatórios na Índia, diz que durante os meses de grande entrada e saída de águas nos reservatórios, estes imitam um ambiente mais lótico, enquanto do contrário, em meses com menos volume de água entrando e saindo, uma condição lântica prevalece. O mesmo autor afirma que nos reservatórios, a entrada de nutrientes de fontes alóctones também determina a qualidade da água, regime de nutrientes e produção.

Segundo Maieret *al* (1985) e Beyruth (1992) apud Beyruth & Pereira (2002), os grandes picos de nutrientes no Braço do Rio Grande, durante suas pesquisas, ocorreram em junho durante a estação seca, mas outro pico menos conspícuo pode ter ocorrido durante a estação chuvosa, em Janeiro, devido às chuvas e misturas da coluna d'água resultantes de eventos climáticos como tempestades e ventos, mesmo em bacias menos eutrofizadas.

Em estudos realizados na Represa Três Marias, de acordo com Sampaio *et al.* (2003), observou-se aumento da concentração de P Total e N total durante o período de chuvas (novembro a fevereiro) e citou a importância da contribuição alóctone para a dinâmica de nutrientes da represa.

Com relação ao P total, na Guarapiranga e Billings, houve um aumento na concentração destes na estação chuvosa em ambos os reservatórios, mas não foi este o caso de N total, em que decaiu na estação com maior precipitação nos três reservatórios. Na represa Paiva Castro, os valores de P total foram constantes nas duas estações, não havendo diferenças significativas temporais.

Os altos valores de P Total podem estar correlacionados com os efluentes domésticos, podendo assim ter levado aos maiores valores de Clo *a* encontrados na estação chuvosa, principalmente nas represas Guarapiranga e Billings.

Henry e Simão (1988), em experimento de enriquecimento artificial e medidas dos efeitos no fitoplâncton superficial durante um ano no Reservatório de Barra Bonita, demonstraram que o fósforo é um nutriente estimulante para o crescimento do fitoplâncton.

Na ACP dos três reservatórios, P Total e Clorofila *a* são os 2 maiores responsáveis pelo arranjo do eixo 1 (figura 48). Pode-se observar que os vetores dos dois elementos estão bem próximos no gráfico, com um ângulo pequeno se formando entre ambos, demonstrando maior correlação entre eles.

Quanto aos nutrientes nitrogenados, o balanço de oxigênio e térmico tem importante papel nos processos do ciclo do nitrogênio, pois o oxigênio determina os processos de oxidação e

redução dos compostos nitrogenados e a temperatura acelera ou diminui a velocidade das reações químicas e dos processos biológicos (MAIER *et al.*, 1985; ESTEVES, 1998).

Os valores de Nitrato analisados apresentaram-se maiores na estação chuvosa nos três reservatórios, seguindo a tendência dos outros parâmetros averiguados.

Na figura 48 relativa à ACP, obteve-se a uma formação no eixo 1 compreendendo as variáveis Nitrato, Clorofila *a* e Condutividade, explicando 32,5% do arranjo da variância.

Observa-se então, através da ACP e da conformação do arranjo do eixo 1, que esta forma mais oxidada dos nutrientes nitrogenados, que é o Nitrato, também pode ter influenciado o aumento nos teores de Clorofila *a* (por ser um de seus fatores limitantes) nos corpos hídricos analisados durante a estação chuvosa.

Esteves (1998) cita que o Nitrogênio e Fósforo são os principais nutrientes para os produtores primários nos ambientes aquáticos e, isso fica claro ao ver os maiores valores de Clo *a* e Nitrato na estação chuvosa.

Segundo Sampaio *et al.* (2003), na Represa Três Marias, foi encontrada baixas concentrações de Nitrato durante o período chuvoso, mas esperava-se encontrar aumento de nutrientes neste mesmo período, proporcionados por entradas alóctones dos tributários da bacia.

Nos reservatórios Guarapiranga, Billings e Paiva Castro, foram encontradas maiores concentrações de Nitrato na estação chuvosa, em 2012, e isso pode ter ocorrido por entrada de materiais alóctones, como já mencionados, uma vez que é durante as maiores precipitações em que há maior volume de água e por fim uma maior vazão.

Geralmente sob condições normais, há baixas concentrações de substâncias (como fosfato, amônia e nitrato) no ambiente aquático, porém a entrada de nutrientes pelo lançamento de efluentes domésticos e industriais, ou por drenagens de áreas agrícolas (fontes difusas), vêm alterando os ambientes aquáticos propiciando desequilíbrio a toda a comunidade (ESTEVES & BARBOSA, 1986).

Em reservatórios mais profundos pode ocorrer uma desestratificação da coluna d'água no período de estiagem, o que desencadearia uma maior oxigenação de toda a coluna d'água contribuindo para a complexação do nitrogênio particulado.

Esteves (1998) cita o fato de que os nitritos são encontrados em baixas concentrações em ambientes aeróbios e representam fase intermediária entre o amônio e o nitrato. O nitrato e o íon

amônio apresentam grande importância para os ecossistemas aquáticos por serem as principais fontes de nitrogênio para os produtores primários.

Em ambientes com maiores cargas de O_2 , pode ocorrer uma oxidação das moléculas de Amônio e Nitrito, podendo estes se converter em Nitrato, e o contrário também ocorre, quando em condições anóxicas. Esteves (1998), diz que a nitrificação é um processo predominantemente aeróbio e, como tal, ocorre somente nas regiões onde há oxigênio disponível, sendo na realidade caracterizada pela utilização de compostos inorgânicos reduzidos, e.g. amônio, como doadores de hidrogênio e, através da oxidação destes, os microorganismos obtêm o equivalente de redução para o processo de síntese.

Esteves (1998), sobre o processo inverso de desnitrificação, diz que muitas bactérias anaeróbicas são capazes de utilizar nitrato como aceptor de hidrogênio, o utilizando como "transportador" de oxigênio, reduzindo-o a nitrogênio molecular ou amônio.

A média no teor de Nitrito seguiu uma tendência à redução na estação chuvosa, nos três reservatórios.

CETESB (2012) encontrou os seguintes valores médios de Nitrito nos Reservatórios Guarapiranga, Billings e Paiva Castro de $0,09 \text{ mg/L}^{-1}$, $0,06 \text{ mg/L}^{-1}$ e $0,07 \text{ mg/L}^{-1}$ respectivamente. Os valores encontrados neste trabalho em relação à concentração de nitrito nos três reservatórios ficaram abaixo daqueles mencionados pela CETESB.

Um padrão que pode ter ocorrido nas represas, é o da oxidação dos compostos nitrogenados na estação chuvosa, pois houve também no mesmo período um aumento no teor de Oxigênio Dissolvido nestes corpos hídricos e, com maiores precipitações e movimentação da coluna d'água, devido a seu maior fluxo, além de outros fatores como o revolvimento da superfície pelos ventos com maior intensidade, talvez uma parte do nitrito disponível tenha sido oxidado e convertido em Nitrato.

E por fim, como sendo a forma mais reduzida do Nitrogênio, observamos que os valores de amônio não seguiram um padrão com relação à sua concentração nas duas estações nos três reservatórios.

A represa Guarapiranga, na estação seca foi a que apresentou maior concentração deste composto nitrogenado, com média de $1,66 \text{ mg/L}^{-1}$, tendo este valor reduzido para uma média de $0,17 \text{ mg/L}$ na estação chuvosa. Nos outros dois reservatórios as médias não tiveram variação significativa nas duas épocas analisadas.

CETESB (2012) encontrou valores médios de $0,26 \text{ mg/L}^{-1}$ de amônio no reservatório Guarapiranga próximo a captação da SABESP, $0,35 \text{ mg/L}^{-1}$ no Braço do Rio Grande próximo à Rodovia Anchieta e $0,31 \text{ mg/L}^{-1}$ na Paiva Castro, próximo a ponte Santa Inês.

Nishimura (2008) encontrou no Braço do Rio Grande uma concentração média de $0,2 \text{ mg/L}^{-1}$ de amônio, e Ribeiro-Filho (2006), no Reservatório Itaipu, concentrações de $0,05 \text{ mg/L}^{-1}$ na estação chuvosa e $0,2 \text{ mg/L}^{-1}$ na seca, valores esses parecidos com os encontrados no atual trabalho, que ficaram com uma média geral para as duas estações de $0,2 \text{ mg/L}^{-1}$.

Merino-Ibarra *et al.* (2008) encontrou valores baixos de Amônio no epilimnio em um reservatório do México, inclusive no período em que ocorre estratificação da coluna d'água, não havendo diferenciação significativa nos valores obtidos.

Segundo Dumitran & Vuta (2011), um dos fatores que alteram a concentração de amônio e nitrogênio orgânico na coluna d'água está relacionado com o metabolismo basal do Fitoplâncton e Zooplâncton e, o excesso da ingestão de nitrogênio durante a alimentação do Zooplâncton.

Wetzel (1993), diz que o Nitrogênio Amoniacoal é a forma mais reduzida e uma das mais utilizadas pelos produtores primários. Isto ocorre porque o íon amônio pode ser utilizado como fonte de nitrogênio durante a síntese de proteínas, pelos produtores primários. Isso pode acontecer por ser a amônia uma das principais formas de nitrogênio excretadas pelos peixes.

Com relação ao OD, Cole & Hannan (1990) descrevem que os processos de fotossíntese e respiração são os principais fatores que afetam a distribuição de oxigênio dissolvido em reservatórios, além da temperatura, fluxo d'água, morfometria e vento.

Esteves (1998) diz que o padrão de distribuição do oxigênio em ecossistemas aquáticos é, via de regra, inverso ao gás carbônico, sendo este fato mais evidente durante um dia ensolarado, quando ocorre na zona eufótica um intenso consumo de gás carbônico devido à fotossíntese, ao mesmo tempo em que ocorre uma produção considerável de oxigênio.

Um dos fatores que também podem ser influenciados devido a essa dinâmica é o Potencial Hidrogeniônico da água, o qual aumenta em conformidade com o consumo de gás carbônico na coluna da água, pois sabe-se que quanto maior a concentração de CO_2 , menor o pH devido à maior acidez causada pela formação de ácido carbônico (H_2CO_2).

Na superfície da água, também ocorre ganho de oxigênio por difusão com a atmosfera. Já no fundo da coluna d'água, há sedimentação da matéria orgânica e, decorrência da decomposição, resulta em consumo de oxigênio (HENRY *et al.*, 1989).

Maier *et al* (1985) em estudo do perfil vertical de temperatura e O_2 demonstrou que o reservatório Rio Grande é um ambiente polimítico (com várias misturas da coluna d'água em diferentes períodos), com estratificações não duradouras, que ocorrem principalmente com processos diurnos (estratificações de superfície).

Foram obtidos valores de OD maiores na estação chuvosa nos três reservatórios analisados neste trabalho. CETESB (2012) também encontrou valores semelhantes, com aumento na concentração desse composto também na estação chuvosa nos respectivos reservatórios.

Este caso pode estar correlacionado com os valores altos de $Clo a$ encontrados principalmente na Billings e Guarapiranga, fora o fato de que as coletas ocorreram antes e após o horário de maior radiação solar, que é as 12h e, como se sabe, é durante este período que há maior produção de O_2 pelos produtores, declinando a medida que diminui-se a radiação solar.

A temperatura da água revelou duas estações definidas durante o período do estudo, sendo que as maiores temperaturas foram encontradas no período chuvoso, ou seja, no verão. A diferença média entre ambas as estações (seca e chuvosa) nos três reservatórios foi de 7,44 °C, 0,85 °C e 2,10 °C respectivamente.

Segundo Esteves (1998), a solubilidade do O_2 dissolvido na água, como de todos os gases, depende de dois fatores principais: temperatura e pressão.

A temperatura das águas nos reservatórios de países tropicais é maior do que de daqueles fora dos trópicos, pois recebem a radiação solar de forma mais intensa e constante. Esse é um dos fatores que interferem nos processos de consumo de oxigênio / decomposição, e que pode levar também a um ritmo maior na ciclagem dos nutrientes.

OS valores de DBO e DQO são utilizados para mensurar a quantidade de O_2 necessários para depurar a matéria orgânica (biodegradável e não biodegradável) na coluna d'água, ou seja, quanto menores os valores obtidos de O_2 nos parâmetros analisados, melhores as condições da água em relação aos compostos a serem degradados que esta contém, ou seja, menos oxigênio é demandado para degradar estes compostos.

Shin *et al.* (2013), através da análise de cluster em seu trabalho em um corpo hídrico em New Jersey, diz que a DBO_5 , NH_3 , NO_3^- e coliformes fecais formaram um grupo positivamente correlacionados com a distância do efluente tratado e medidas de magnitude de descargas pontuais.

Salomoni *et al.* (2007) diz que os valores da DBO podem ser de 10 a 100 vezes maiores do que os permitidos pela legislação, quando há um notável incremento de matéria orgânica no ambiente, situação essas característica de despejo de águas residuárias *in natura*.

SUNDFELD-PENIDO (2010) diz que não é recomendado o uso apenas da DBO como parâmetro de poluição por matéria orgânica, sendo também parâmetros importantes DQO, OD, carbono orgânico, dentre outros, como indicadores da degradação dos corpos d'água.

O aumento da concentração de DQO num corpo d'água deve-se principalmente a despejos de origem industrial. Com os valores de DBO e DQO é possível obter a fração predominante de matéria orgânica e sua biodegradabilidade na água. Na correlação entre as suas variáveis, quando os valores de DQO são baixos e os de DBO altos ($> 1/3$ em relação à DQO), a fração biodegradável é alta, enquanto do contrário (alta DQO e baixa DBO), demonstrando uma alta relação entre esses parâmetros, há o indício de quantidades significativas de matéria orgânica refratária (não biodegradável) (SPERLING, 1996).

Gikas *et al.* (2009) utilizou a análise de DBO e DQO como um dos parâmetros para avaliar a poluição das águas num reservatório na Grécia e, devido aos baixos valores encontrados em seus resultados, este pôde concluir que não havia poluição vindas da cidade ou de outros esgotos no local das amostragens.

Estas análises servem para avaliar tanto o potencial de biodegradação de um efluente quanto de águas de um rio ou reservatório, ou seja, os fins são os mesmos.

Beyruth & Pereira (2002), em seu estudo no Braço do Rio Grande (Billings), na estação chuvosa (verão), encontrou grandes valores de turbidez na água, cor, metais, PO_4 , DBO, condutividade e alcalinidade. Segundo o autor, esses valores foram devidos à circulação da coluna d'água e grande entrada d'água no reservatório. Foram encontrados valores de DBO entre $1,2 \text{ mg/L}^{-1} \text{ O}_2$ a $4,0 \text{ mg/L}^{-1} \text{ O}_2$ nos pontos de coleta.

CETESB (2012) encontrou valores máximos de $5 \text{ mg/L}^{-1} \text{ O}_2$ na Guarapiranga e Paiva Castro e, $4 \text{ mg/L}^{-1} \text{ O}_2$ na Billings, indicando possíveis cargas poluidoras principalmente de origem doméstica nos três reservatórios.

Foram encontrados neste trabalho valores médios baixos de DBO nos três reservatórios (abaixo de $2 \text{ mg/L}^{-1} \text{ O}_2$), exceto para dois pontos no reservatório Billings na estação seca, que obtiveram valores absolutos de $7,05 \text{ mg/L}^{-1} \text{ O}_2$ e $6,70 \text{ mg/L}^{-1} \text{ O}_2$ (ficando acima do estipulado para classe II). Houve uma tendência ao decréscimo dos valores médios da DBO na estação chuvosa

em relação à seca e, isso pode ser atribuído talvez ao maior volume de água e menor tempo de retenção, pois reduz-se o acúmulo de matéria orgânica na água, ou até mesmo à maior depuração desses compostos em relação aos maiores valores de O_2 no epilimnio durante a mesma estação.

Houve aumento do valor médio da DQO na estação chuvosa na represa Billings (aumento de 8,56 mg/L O_2) e Paiva Castro, e uma redução média de 0,5 mg/L⁻¹ O_2 na Guarapiranga na mesma estação, em relação à seca.

Qin *et al.* (2010) observa em seu trabalho no reservatório Shiyang, na China, que as cargas de DBO e DQO analisadas decrescem à medida que se afasta da proporção com maior uso residencial do solo e, ainda correlaciona estes dois parâmetros à NH_3 , N, NT, PT e STD, dizendo que há uma forte correlação espacial entre todos, tanto em eventos de chuva fortes como fracas.

O reservatório Billings, dos três reservatórios estudados neste trabalho, caracteriza-se como um dos grandes receptores de efluentes industriais na RMSP, e devido a isso, como pôde-se observar, é o que possui as maiores cargas de DQO, sendo este parâmetro mais um possível indicador do maior impacto possivelmente causado por efluentes industriais neste corpo hídrico. No outro extremo, temos o Reservatório Paiva Castro, cuja região sofre menos impactos advindos das indústrias, mas ainda assim que se caracteriza por uma crescente urbanização e recebimento de maior carga orgânica advinda de esgoto sanitário.

Com base nos valores de DBO e DQO obtidos neste trabalho, conforme já explanado acima, foi possível saber a fração predominante de matéria orgânica e sua biodegradabilidade na água. A relação média nos três reservatórios indica maior carga de DQO, demonstrando assim o indício de quantidades significativas de matéria orgânica refratária (não biodegradável) nas amostras analisadas. Como se observa na ACP dos três corpos hídricos (figura 48), a DQO apresenta uma tendência a se correlacionar mais com a Guarapiranga e Billings na estação chuvosa e, isto é observado pela indicação da direção do vetor deste mesmo parâmetro em relação aos grupos formados na análise.

8.3 Dados do sedimento

O sedimento é formado por extratos de particulado mineral e orgânico, que se encontram em contato com a parte inferior de corpos d'água, o hipolimnio. É parte da dinâmica e essencial nas bacias hidrográficas. Em bacias naturais, sem ação antrópica, o sedimento é formado pelo intemperismo e erosão de rochas e solos minerais e orgânicos.

Segundo Suguio (1973) o sedimento pode ser subdivido quanto ao tamanho de suas partículas, sendo este classificado quanto à percentagem de Areia Grossa, Areia Fina, Silte e Argila.

Sua composição é tipicamente uma mistura de partículas de argila, areia, sais minerais e matéria orgânica, que exerce grande influência no destino final dos contaminantes, pois estes podem se associar às partículas, sofrer transformações (originando formas mais ou menos tóxicas), migrar do sedimento para os organismos bentônicos ou para a coluna d'água (ARAÚJO *et al.*, 2006).

Os resultados obtidos neste trabalho demonstram que o sedimento dos reservatórios (nos locais de coleta) Guarapiranga, Billings e Paiva Castro (média geral) são formados predominantemente por Areia Fina (50%), Silte e Argila (30%) seguido pela menor fração, de Areia Grossa (20%), mas se formos isolar apenas o reservatório Paiva Castro, este possui o menor percentual médio de silte e argila, diferindo em quase 11% a menos do que os outros dois reservatórios, fator este que pode estar ligado ao menor potencial tóxico do sedimento deste corpo hídrico, como será visto no tópico sobre os dados ecotoxicológicos.

Como tais sedimentos foram coletados próximos da captação, é de se esperar que sejam de material particulado menor, uma vez que os grãos maiores formados pela areia grossa sedimentam-se assim que entram no sistema, e uma vez em direção à barragem, o predomínio é dos que possuem menor tamanho e maior área superficial, como é o caso da areia fina e silte e argila.

Segundo Nascimento (2003), sabe-se que um dos parâmetros que mais afeta as interações do metal com o sedimento é o tamanho da partícula do sedimento e, Padial (2008) complementa dizendo que os metais ficam preferencialmente concentrados na fração silte/argila, devido à grande superfície de adsorção dessas partículas.

A porção da matéria orgânica no sedimento é de importante avaliação, uma vez que esta regula a sorção e biodisponibilidade de diversos contaminantes (POWER & CHAPMAN, 1992).

A média no teor de matéria orgânica nos três reservatórios não diferiu significativamente dentre as estações. Observou-se maior concentração destes compostos nos sedimentos das Represas Guarapiranga e Billings, perfazendo uma média geral de 19,1 % e 30%, enquanto na Paiva Castro a média para as duas estações foi de 8,3%.

Para ser considerado orgânico, o sedimento deve conter mais de 10% de matéria orgânica em seu peso seco, caso contrário será considerado inorgânico (ESTEVES, 1998). Observa-se então que apenas o reservatório Paiva Castro possui sedimento considerado inorgânico, enquanto Guarapiranga e Billings possuem sedimento orgânico.

Houve a formação de um arranjo, no Eixo 1 da ACP para os três reservatórios, na qual a porcentagem de Matéria Orgânica se correlacionou com alguns metais, como Zn, Pb, Ni e Cu (figura 52), confirmando a hipótese citada acima por Power & Chapman (1992).

Padial (2008) encontrou no reservatório Guarapiranga uma média de percentual de matéria orgânica de 25%, algo próximo dos valores encontrados neste trabalho, enquanto Mariani (2010) apresentou valores no Braço do Rio Grande, na Billings, com uma média de 23,5% de Matéria Orgânica, valores esse um pouco menores do que os encontrados no atual trabalho, que foram de uma média de 30% de Matéria Orgânica.

Outro estudo realizado sobre o parâmetro Matéria Orgânica demonstrou que os fatores de transporte e carreamento causados em rios dificultam a sedimentação e retenção de matéria orgânica no sedimento. A bacia do Rio Piracicaba, estudada no ano de 2000, revelou que a quantidade de matéria orgânica no sedimento teve variação de 1,16% e 15,49%. Os valores acima de 10% foram observados em represas menores, e os menores valores nos rios (DEL GRANDE, 2003). Esta tendência de maior aporte de matéria orgânica foi também encontrada neste trabalho, nos reservatórios Guarapiranga e Billings, em que os teores ficaram acima dos 10%, assim como também ocorre nos reservatórios da bacia do Rio Piracicaba, citado acima.

A temperatura do sedimento está diretamente relacionada com os processos físicos e químicos que ali ocorrem, dentre esses o da decomposição da matéria orgânica, sendo que altas temperaturas impõem altas taxas de metabolismo, afetando intensamente todo o ecossistema.

Quanto ao Potencial Hidrogeniônico (pH), os valores permaneceram semelhantes nas duas estações para Billings e Paiva Castro, com uma média de 6,65 e 6,42 para os dois reservatórios, enquanto houve certa discrepância entre as duas coletas na Guarapiranga, de quase 2,47 de amplitude entre ambas. Tal aumento ocorreu na estação chuvosa. Houve na análise de PCA a formação de um arranjo (Eixo 2), no qual há uma estreita correlação entre pH (a.v.: 0,839) e Temperatura (a.v.: 0,713) para os três corpos hídricos (figura 50). O eixo 2 explicou 16,01% do arranjo da variância.

Mariani (2010), Padial (2008) e Cardoso-Silva (2013) também publicaram valores do pH do sedimento próximos aos encontrados neste trabalho, com médias de 6,94, 6,8 e 6,67 respectivamente.

Com relação aos metais, a biodisponibilidade no sedimento e, portanto, a toxicidade, pode ser afetada pela ligação de íons de metais aos constituintes do sedimento. Os metais podem estar na forma livre em solução, complexados à matéria orgânica dissolvida ou coloidal presente na água intersticial ou ligados à partículas do sedimento (LAMBERSON *et al*, 1992).

Segundo Hansen (2012), fontes de metais (loides) incluem particulado do ar que vem das emissões industriais como redução de metais (Smelters), incineração de lixo e combustão de carvão e madeira; efluentes de indústrias, minas, de fontes domésticas e da agricultura e emissões dos carros (que provém do petróleo).

Neste trabalho foram analisados os metais biodisponíveis presentes na camada neferométrica do sedimento, o qual foi coletado com o cuidado de não haver contaminação das amostras por outras fontes, como os próprios recipientes de armazenamento e os frascos e reagentes para as análises.

Como citado anteriormente, para avaliar o sedimento dos reservatórios Guarapiranga, Billings e Paiva Castro quanto à contaminação por tais elementos, foram analisados os seguintes Metais: Mn, Zn, Pb, Ni, Cd e Cu.

Os pontos 1.5, 2.4 e 2.5 da Guarapiranga, 1.2 e 1.3 da Billings e 1.4 da Paiva Castro apresentaram concentrações dentro desta faixa (entre 300 e 500 mg/Kg⁻¹), sendo classificado como Pouco Poluídos no que concerne à concentração de Mn. Apenas o ponto 1.3 do reservatório Paiva Castro foi classificado como Altamente Poluído, com uma carga de 563,46 mg/Kg⁻¹, ultrapassando o limite de 500 mg/Kg⁻¹ estipulado por Thomas (1987).

No atual trabalho, foram encontrado valores médios de Mn de 214,51 mg/Kg⁻¹ no sedimento do reservatório Paiva Castro, valores estes próximos aos que Cardoso-Silva (2008) encontrou no mesmo local, que foi de 241,66 mg/Kg⁻¹.

Os resultados do Zn mostram que este está abaixo de TEL / PEL e, segundo Thomas (1987), todos os reservatórios analisados neste trabalho com relação a este metal, foram considerados como Não Poluídos.

Em relação ao Valor de Referência para a Bacia do Alto Tietê (VRAT), segundo Nascimento (2003), os pontos 1.5, 2.3, 2.4 e 2.5 da Guarapiranga, 1.4, 2.1, 2.4 e 2.5 da Billings, ficaram com os valores acima do estipulado para a Bacia.

A análise de componentes principais, correlaciona o Zn com o percentual de matéria orgânica (%MO), colocando os dois no mesmo arranjo formado pelo eixo 1 (autovalores de 0,830 e 0,637) (figura 52), explicando 35,45% do arranjo da variância.

No meio aquático, a disponibilidade de elementos-traços é fortemente influenciada pela concentração de matéria orgânica dissolvida. Estes elementos, através do processo de quelação, formam os chamados complexos ou compostos de coordenação, que se precipitam no sedimento (ESTEVES, 1998), e como está sendo abordado neste trabalho, alguns dos metais aqui estudados mostram apresentar afinidade com o teor de matéria orgânica presente nos sedimentos de cada reservatório, informações estas corroboradas pelos resultados das análises estatísticas efetuadas.

Padial (2008), Mariani (2010) e Cardoso-Silva (2013) encontraram os seguintes valores médios de Zn nos reservatórios Guarapiranga, Billings e Paiva Castro respectivamente; 223,74mg/Kg⁻¹, 247,57 mg/Kg⁻¹ e 12,94 mg/Kg⁻¹.

Os valores médios encontrados neste trabalho que tange a respeito dos reservatórios Guarapiranga e Billings ficaram abaixo dos encontrados pelos autores supracitados, exceto para Paiva Castro, que obteve valores médios parecidos.

Este fator não é novidade, uma vez os reservatórios não são profundos e são considerados polimíticos, onde ocorrem misturas da coluna d'água várias vezes durante o dia, podendo sempre influenciar na concentração de metais no sedimento, pois este é afetado pelo efeito de turbulência das águas em relação à sua superfície, onde pode haver uma desestabilização do sistema como um todo.

As médias gerais para os níveis de Pb ficaram abaixo de TEL/PEL para os três reservatórios (< 35 mg/Kg⁻¹), assim como também para os valores estipulados por Nascimento (2003) (VRAT - < 61 mg/Kg⁻¹) e segundo Thomas (1987) (< 25 mg/Kg⁻¹), classificando os reservatórios com relação a esse metal como Não Poluídos.

Na Análise de Correlação de Spearman para o reservatório Guarapiranga (isolado dos outros) (tabela 18), houve correlação positiva deste metal com a porcentagem de Matéria Orgânica (%MO) (r= 0,71; p<0,05) e, na Análise de Componentes Principais, com os três reservatórios juntos, este metal também forma um arranjo (Eixo 1), no qual se correlaciona

também com a Matéria Orgânica (autovalores de 0,763 e 0,657) (figura 52), explicando 35,45% do arranjo da variância. O mesmo ocorreu na análise com o reservatório Guarapiranga (isolado dos outros), formando o eixo 3 (autovalores de 0,773 e 0,805) (figura 53), explicando 20,28% do arranjo da variância.

Padial (2008) e Cardoso-Silva (2013) encontram os respectivos valores médios de Pb nos reservatórios Guarapiranga e, Paiva Castro; 59,12 mg/Kg⁻¹ e 13,5 mg/Kg⁻¹, valores esses próximos da média aos encontrados no atual trabalho.

Quanto ao Ni, a média da estação chuvosa na Guarapiranga e, em ambas as estações analisadas na Billings, os valores ficaram entre TEL e PEL, que é um intervalo no qual pode haver efeitos adversos possíveis aos organismos aquáticos (entre 18 mg/Kg⁻¹ e 35,9 mg/Kg⁻¹). Os pontos Gua 1.2, Gua 1.5, Gua 2.1, Gua 2.2, Gua 2.3, Gua 2.4, Bill 1.1, Bill 1.3, Bill 1.5, Bill 2.2, Bill 2.3, Bill 2.4 e P.C. 1.5 ficaram acima dos valores estipulados por Thomas (1987) (< 20 mg/Kg⁻¹), caracterizando-se para esses metais como reservatórios Pouco Poluídos, exceto para Paiva Castro, que ficou com a média abaixo do valor recomendado, e em relação ao VRAT, segundo Nascimento (2003), o qual estipula o valor mínimo de 25 mg/Kg⁻¹ de Ni para o local. Apenas os pontos Gua 1.5, Gua 2.4, Bill 1.3, Bill 1.5, Bill 2.2, Bill 2.3 e Bill 2.4 se apresentaram acima do valor recomendado pelo VRAT.

Houve correlação positiva entre este metal e o percentual de matéria orgânica, fato este que vem se repetindo com os outros metais também. Os autovalores desta correlação foram de 0,637 e 0,657, segundo a Análise de Componentes Principais (ACP), na formação do eixo 1 dos arranjos (figura 52). O eixo 1 explicou 35,45% do arranjo da variância.

Padial (2008), Mariani (2010) e Cardoso-Silva (2013) encontraram os seguintes valores médios nos mesmos reservatórios; 38,32 mg/Kg⁻¹, 91,36 mg/Kg⁻¹ e 1,41 mg/Kg⁻¹.

Os níveis de Cd ficaram abaixo de TEL / PEL na estação seca nos três reservatórios, mas houve aumento de sua concentração nas análises referentes à estação chuvosa nos mesmos corpos hídricos.

Segundo os dados obtidos, os cinco pontos da Guarapiranga, Billings e Paiva Castro na estação chuvosa se apresentaram dentre dos valores de TEL / PEL (entre 0,6 e 3,5 mg/Kg⁻¹).

Segundo Thomas (1987) apenas os reservatórios com valores acima de 6 mg/Kg de Cd seriam Altamente Poluídos.

Os valores obtidos de Cd dos três reservatórios na estação chuvosa também se encontraram acima do VRAT ($> 0,2 \text{ mg/Kg}^{-1}$).

Na ACP, Cd apresentou correlação positiva com a $^{\circ}\text{C}$ e pH (autovalores de 0,705, 0,767 e 0,709 respectivamente), na análise do reservatório Guarapiranga isolado (figura 53), formando um arranjo (eixo2), explicando 22,33% do arranjo da variância. Na análise do reservatório Billings isolado (figura 54), Cd também formou um arranjo (eixo 1) no qual estabeleceu correlação positiva com a $^{\circ}\text{C}$ (autovalores de 0,812 e 0,700), explicando 29,55% do arranjo da variância.

Na análise de correlação de Spearman, na avaliação do reservatório Guarapiranga isolado, Cd e silte / argila tiveram correlação positiva ($r= 0,90$; $p<0,05$) (tabela 18).

Padial (2008), Mariani (2010) e Cardoso-Silva (2013), encontraram as seguintes concentrações médias de Cd no sedimento dos três reservatórios (Guarapiranga, Billings e Paiva Castro – respectivamente); $9,74 \text{ mg/Kg}^{-1}$, $14,06 \text{ mg/Kg}^{-1}$ e $0,31 \text{ mg/Kg}^{-1}$, diferindo das médias encontradas neste trabalho, pois com relação à Guarapiranga e Billings, os valores obtidos foram menores do que os encontrados pelos autores acima e, na Paiva Castro, ocorreu o contrário, em que os valores aqui encontrados foram maiores do que os obtidos pelos trabalhos já citados também.

Com relação ao Cu, cabe-se destacar que uma vez que o Sulfato de Cu (CuSO_4) é um algicida muito utilizado nos reservatórios estudados neste trabalho, sua aplicação nas águas destes pode levar a um grande acúmulo no sedimento por precipitação.

Em ambas as estações (seca e chuvosa), os valores de Cu ou ficaram entre TEL / PEL ou acima deste valor de referência nos reservatórios Guarapiranga e Billings.

Na represa Guarapiranga, os pontos 1.1, 1.2 e 1.3 e 2.1 ficaram entre TEL / PEL (entre $35,7 \text{ mg/Kg}^{-1}$ e 197 mg/Kg^{-1}) enquanto os pontos 1.4, 1.5, 2.3, 2.4 e 2.5 extrapolaram esse valor.

Na represa Billings todos os pontos em ambas as estações extrapolaram TEL / PEL.

Com relação à Paiva Castro, os valores ficaram abaixo do estabelecido pela referência ($<35,7 \text{ mg/Kg}$).

O VRAT para o Cu é de 25 mg/Kg^{-1} , e somente o Reservatório Paiva Castro ficou abaixo deste valor.

Thomas (1987) estipula que um reservatório "Não é Poluído" por Cu quando os valores estão abaixo de 25 mg/Kg^{-1} , então somente o reservatório Paiva Castro se enquadra nesta tipologia.

Entre 25 mg/Kg^{-1} e 50 mg/Kg^{-1} , o mesmo autor estabelece que os reservatórios enquadrados nesta concentração de Cu, seriam "Pouco Poluídos" e, apenas o ponto 2.2 da Guarapiranga se enquadraria neste.

Todos os outros pontos da Guarapiranga e a totalidade dos pontos da Billings se classificariam segundo mesmo autor como "Altamente Poluídos", fator este preocupante, uma vez que nessas concentrações este metal pode ser altamente tóxico para a biota aquática, inclusive para os organismos bentônicos que ali habitam.

Foram encontrados os seguintes valores de Cu no sedimento dos reservatórios (Guarapiranga, Billings e Paiva Castro); $1157,23 \text{ mg/Kg}^{-1}$ (PADIAL, 2008), $2415,56 \text{ mg/Kg}^{-1}$ (MARIANI, 2010) e $3,88 \text{ mg/Kg}^{-1}$ (CARDOSO-SILVA, 2013).

Vê-se que os valores médios de Cu obtidos neste trabalho para Guarapiranga e Billings, foram menores do que os encontrados pelos autores acima, enquanto que os obtidos para o Reservatório Paiva Castro foram semelhantes.

Deve-se ressaltar que em diferentes metodologias utilizadas para análise de metais no sedimento, pode haver discrepâncias entre os valores comparados e, estas se devem à sensibilidade do método e equipamentos utilizados.

A covariância de metal e matéria orgânica foi reportada por Mariani & Pompêo (2008), quando analisaram a heterogeneidade no sedimento do Rio Grande e, segundo MOZETO *et al.*, (2001), os metais pesados totais e as concentrações de nutrientes no sedimento refletem uma contaminação antropogênica (MOZETO *et al.*, 2001).

Os resultados obtidos para os metais Mn, Zn, Pb, Ni, Cd e Cu, com relação à sua concentração e correlação com outros parâmetros, evidenciam que em reservatórios com sedimento com maior teor de matéria orgânica e, com maior percentual de silte e argila, como a represa Guarapiranga e Billings se apresentam, torna estes locais mais suscetíveis ao acúmulo destes metais e outros compostos, uma vez que o potencial de adsorção de compostos pelo sedimento está correlacionado com o tamanho das partículas de sua matriz, ou seja, quanto menor forem as partículas do sedimento, maiores serão suas áreas superficiais, levando assim a um maior potencial de causar toxicidade aos organismos aquáticos.

8.4 Índice de Estado Trófico

Kagamiet *al.* (2013) diz que a eutrofização tem progredido em muitos ecossistemas aquáticos e, o aumento na entrada de nutrientes através dos arredores nas bacias de drenagem é o primeiro carreador da eutrofização cultural nos lagos.

Segundo Dumitran & Vuta (2011), em seu estudo realizado em um lago na Hungria, levou-os a perceber que este se enquadrava na categoria de oligotrófico, baseado em sua alta taxa de oxigenação, a pequena carga de matéria orgânica, a pequena taxa de nutrientes e a baixa alcalinidade da água, mas ainda assim, as concentrações de NT e PT classificaram as águas do lago na categoria de Eutrófico.

Kagamiet *al.* (2013) ainda diz que no lago Inba, no Japão, que é uma importante fonte de água para a agricultura, indústrias e abastecimento urbano, este vem recebendo cada vez mais cargas de Nitrogênio, podendo alterar o status do fitoplâncton e os fatores limitantes do crescimento deste.

Nishimura (2008) diz que a presença de maiores concentrações de Clo *a* nos ambientes considerados mais eutrofizados, pode ser um indicativo do estado nutricional deste corpo d'água em longo prazo, podendo estar refletindo assim num estado anterior ao momento da amostragem.

No presente trabalho foi utilizado o Índice de Estado Trófico através da média do Índice dos parâmetros Disco de Secchi, Clorofila *a* e Fósforo Total, segundo Toledo *et al.* (1983).

Como se esperava, os reservatórios Guarapiranga e Billings são os mais eutrofizados, sendo caracterizados como Supereutrófico e Eutrófico, respectivamente, enquanto o reservatório Paiva Castro obteve o Índice de Mesotrófico. Esta foi a média das duas estações analisadas.

Na Análise dos Componentes Principais (ACP), na figura 48, há uma forte correlação entre os parâmetros P total, Nitrato e Cloa (a.v. de 0,876, 0,800 e 0,801 respectivamente), fazendo esses parte de um único arranjo, que neste caso é o eixo 1. Baseados numa matriz de correlações, o eixo 1 explicou 32,53% do arranjo da variância

CETESB (2012) obteve valores diferentes dos aqui apresentados, sendo a média para o ano de 2011 como de Mesotrófico para os três reservatórios.

Observou-se neste trabalho que os valores de Nitrogênio e Fósforo influenciaram as concentrações de Clo *a*, dessa forma interferindo na qualidade das águas de dois reservatórios analisados, citados acima.

Segundo o Índice utilizado neste trabalho, quanto maiores os valores do Disco de Secchi, PT e Clo *a*, maior é o índice de trofia, ou seja, mais eutrofizados são os corpos hídricos, influenciando assim diretamente na qualidade da água que vai para tratamento e, no caso de São Paulo, a empresa responsável é a SABESP, podendo assim encarecer os custos para tratá-la, com maiores manutenções dos equipamentos e da utilização de mais insumos químicos.

8.5 Dados Ecotoxicológicos

A avaliação da Ecotoxicidade aguda das águas, com organismos aquáticos, se constitui em abordagem exploratória para evidenciar um problema de qualidade de corpos hídricos que recebem despejos domésticos e industriais (ZAGATTO & BERTOLETTI, 2008).

Esses problemas de qualidade de corpos hídricos são influenciados por "n" variáveis, e segundo Beyruth e Pereira (2002), os fatores climáticos, particularmente a precipitação e a temperatura, foram as principais forças que atuaram sobre os meios físico, químico e fitoplactônico em seus estudos no Braço do Rio Grande, na Billings. Eventos climáticos com sua forte influência na hidrodinâmica interferem nos nutrientes e balanço de contaminação. Tempestades de verão aumentam os processos erosivos, promovem mistura na coluna da água, regeneração, a inserção de nutrientes e contaminantes através do sedimento e a terra e, são coincidentes nos trópicos e subtropicais, com o aumento sazonal da temperatura.

Todos estes processos interferem positivamente ou negativamente na biota aquática. Positivamente quando alguns compostos nutritivos em concentrações maiores do que as esperadas influenciam positivamente na reprodução de alguns organismos, como no caso de algas, peixes, microcrustáceos, etc. e, negativamente quando tais substâncias se tornam tóxicas para estes, forçando-os a evitar ou mesmo levando à morte tais indivíduos.

Neste trabalho, os resultados dos testes ecotoxicológicos obtidos nos três reservatórios mostrou tendência à toxicidade nos locais com maior eutrofização, onde a industrialização e urbanização descontrolada pode ter interferido diretamente nas características físicas e químicas destes corpos hídricos, como será visto a seguir.

8.5.1 Toxicidade da água

8.5.1.1 *Daphnia similis*

Através dos ensaios agudos de toxicidade com *D. Similis*, neste trabalho, verificou-se efeito agudo nas amostras de água da estação seca (maio/2011) em 4 pontos no reservatório Billings.

Neste mesmo dia de coleta no reservatório Billings, observou-se na superfície da água algumas manchas de óleo, próximas à captação da SABESP, podendo também tal composto ter interferido nas análises de forma negativa.

Na figura 48 observa-se que houve a formação de um arranjo (Eixo 2) no qual há a correlação entre o Teste Agudo, DBO e N Total (a.v. 0,671, 0,721 e 0,650). Baseados numa matriz de correlações, o eixo 2 explicou 20,99% do arranjo da variância.

Nota-se que na estação seca, tanto a DBO (figuras 34 – 36) quanto o N total (tabela 8) possuíam valores maiores do que os da estação chuvosa, podendo estes dois fatores terem influenciado nos resultados negativos obtidos nos pontos aonde se verificou efeito tóxico.

Altas cargas de DBO significam altas cargas de compostos orgânicos biodegradáveis, podendo ser estes tóxicos para os organismos ali residentes.

Os valores maiores nas concentrações de DBO na estação seca podem ter ocorrido pelo aumento nas concentrações de nutrientes no meio, que mesmo podendo favorecer algum organismo (p. ex. algas), em concentrações maiores pode ser tóxico para outros (p. ex. microcrustáceos). Kühl *et al.* (2010) em suas análises ecotoxicológicas nas águas do rio Pirapó, no Paraná, encontrou em quase todas suas amostras toxicidade da água ou sedimento, mas em uma das amostras percebeu que não houve toxicidade, mas sim aumento da fecundidade e, Takenaka *et al.* (2006), utilizando o organismo *Ceriodaphnia silvestrii*, em reservatórios que suprem a cidade de Araraquara, São Paulo, também observou maior fecundidade dos organismos em suas amostras em relação ao controle, fato este que também ocorreu neste trabalho, nos três reservatórios, em pontos com maiores cargas de nutrientes, neste caso com o organismo *Ceriodaphnia dubia*.

Outro aspecto que pode ter contribuído para os resultados negativos de toxicidade na Billings, pode ter sido a baixa concentração de O₂ encontrada na mesma área, sendo que o valor mínimo foi de 2,9 mg/L O₂. Todos os pontos ficaram com este parâmetro abaixo do recomendado

pela CONAMA nº 357/05, que estabelece que os valores devem ser $> 5\text{mg/L O}_2$.

Altas cargas de nutrientes nos corpos hídricos são o indício de poluição por esgotos sanitários e, altas cargas de DBO possuem correlação tanto com os esgotos sanitários quanto com efluentes industriais.

Vários outros elementos que não foram analisados podem ter sido responsáveis pela toxicidade presente na estação seca no reservatório Billings e, dentre estes estão os metais presentes na água, não analisados neste trabalho.

Mariani (2006) e Mariani *et al.* (2005) estudaram a distribuição espacial dos metais Cd, Cr, Cu, Ni, Pb e Zn no Rio Grande, encontrando um gradiente crescente do teor destes no sentido montante-barragem.

Muitas algas produzem toxinas e, em excesso nas águas podem causar toxicidade aos organismos ali presentes. Beyruth e Pereira (2002) relaciona em seu trabalho alguns fitoplânctons que causaram a mortandade de peixes no reservatório Billings, e que também provaram ser tóxicas para *Daphnia* em testes de laboratório. Zagatto e Bertoletti (2008) relatam que ensaios ecotoxicológicos com os microcrustáceos *Daphnia similis* e *Ceriodaphnia dubia* demonstraram valia em diversas mortandades de peixes ocorridas no reservatório Billings, mortandades estas atribuídas à presença de algas tóxicas.

Com relação aos metais, Rodgher e Espíndola (2010) sugerem que a alga verde *P. subcapitata*, em experimentos de laboratório, tenha acumulado alguns metais, reduzindo assim a fração total dissolvida desses compostos na água em testes de toxicidade aguda com dafinídeos, supondo assim estarem menos disponíveis tais elementos para os organismos no meio aquático.

Desta maneira, podemos ver que as algas podem influenciar tanto positivamente quanto negativamente à toxicidade da água, como agente direto, causando toxicidade com suas toxinas, como agente indireto, reduzindo a concentração de alguns compostos no meio que poderiam em grandes concentrações serem tóxicos para a fauna local.

Há de se considerar também a bioacumulação, pois tais elementos (metais e outros compostos) presentes nos organismos fotossintetizantes, podem se acumular nos tecidos de outros organismos (próximos níveis tróficos - consumidores) tornando-se assim também tóxico para estes.

Segundo dados da CETESB (2012), houve redução da toxicidade das águas na UGRHI 6 (alto tietê) em 2011 com relação ao ano anterior, sendo que 1% do total das amostras apresentou toxicidade aguda e 20% efeito crônico, ficando os 79% restantes livre de efeitos observados.

Enfim, neste trabalho foi encontrada toxicidade aguda em apenas 13% (4 pontos) do total de 30 pontos analisados em ambas as estações nos três reservatórios, mostrando ser apenas o reservatório Billings o mais tóxico em relação aos outros dois (Guarapiranga e Paiva Castro) no parâmetro toxicidade aguda.

8.5.1.2 *Ceriodaphnia dubia*

Através dos ensaios crônicos de toxicidade para *C. dubia* verificou-se efeito crônico nas amostras de água nos três reservatórios (Guarapiranga, Billings e Paiva Castro).

A represa Guarapiranga e Billings apresentaram toxicidade em apenas 1 ponto na estação chuvosa, enquanto a Paiva Castro o apresentou em 2 pontos na estação seca.

Ou seja, apenas 10% dos pontos analisados na represa Guarapiranga e Billings foram considerados tóxicos, enquanto na Paiva Castro este valor foi de 20%.

Na ACP, houve a formação de um arranjo (eixo 2) no qual o Teste Crônico, DBO e N total se correlacionam positivamente (a.v. 0,450; 0,721; 0,650) (figura 48). O eixo 2 explicou 20,99% do arranjo da variância. Na análise de Spearman (tabela 15), para o reservatório Guarapiranga, houve correlação negativa entre o Teste Crônico e o pH ($r=-0,74$; $p<0,05$), positiva entre o teste Crônico e Amônio ($r=0,82$; $p<0,05$) e negativa entre o teste Crônico e o Secchi ($r=-0,71$; $p<0,05$).

Nesta mesma análise (Spearman), no reservatório Billings (tabela 16), houve correlação positiva entre o Teste Crônico e o NT ($r=0,64$; $p<0,05$).

Kühlet *et al.* (2010) supôs em seu trabalho que em rios que cortam a zona rural existam altos valores de DBO e Nitrogênio, sugerindo fontes adicionais de poluentes como esgoto sanitário e de criação de animais.

É de se esperar que grandes cargas de NT estejam correlacionadas com a emissão de esgotos sanitários, elevando assim também a carga de DBO, como pôde ser visto neste trabalho.

Segundo Viganò *et al.* (2007) a matéria orgânica (detritos) e os nutrientes podem causar

grande influência nos ambientes aquáticos, interagindo, por exemplo, com os produtores primários e consumidores primários invertebrados. O autor ainda diz que nesse contexto, grande atenção tem sido dada a todos os materiais particulados desde que este possa ser uma fonte contemporânea de energia e tóxicos para a teia alimentar aquática.

Tais fontes adicionais de nutrientes, como já supracitado e, segundo Takenaka *et al.* (2006), se levarem a um aumento moderado no estado trófico dos reservatórios, pode beneficiar os organismos pelo incremento de alimentos e, isso foi observado nas amostras de água do Reservatório Paiva Castro, em que o número de neonatos das amostras superou em todas as réplicas o número de neonatos dos controles, como já citado.

Cada organismo aquático possui uma faixa de pH que satisfaça todas as suas necessidades. Valores de pH muito ácidos ou básicos podem interferir diretamente nos processos metabólicos desses organismos, podendo os levar à morte.

A acidificação é uma das mais severas causas de contaminação nos ecossistemas aquáticos, pois é tóxica por si mesma e, também por seus efeitos na especiação, mobilidade, e biodisponibilidade de outros componentes tóxicos (LOPES *et al.*, 1999).

Os valores de pH encontrados durante a coleta nos três reservatórios, ficaram dentro dos padrões estipulados pela CONAMA 357/05, exceto para 3 pontos na Guarapiranga durante a estação chuvosa.

A chuva exerce forte influência nos processos físicos e químicos nos reservatórios e, com maiores volumes de água, uma gama de compostos químicos presentes no solo das bacias adentram estes corpos hídricos, podendo causar efeito crônico para os organismos, sendo que isto pode ter ocorrido no presente trabalho, nos pontos que foram descritos como tóxicos.

8.5.2 Toxicidade do sedimento

8.5.2.1 *Daphnia similis*

Os ensaios de toxicidade realizados com amostras de sedimento demonstraram que este compartimento foi mais impactado quando comparado à água.

Através dos ensaios agudos de toxicidade para *D. Similis* verificou-se efeito agudo nas amostras de água dos três reservatórios analisados, sendo que Guarapiranga obteve 60% dos

pontos com toxicidade (três na estação seca e três na estação chuvosa), Billings obteve 100% dos pontos com toxicidade (ambas as estações) e Paiva Castro ficou apenas com 10% dos pontos com toxicidade (estação chuvosa).

Na ACP, para a análise dos três reservatórios em conjunto, houve a formação de um arranjo (eixo 1) no qual o Teste Agudo se correlacionou positivamente na formação dos vetores com o Cu, Ni, Pb, Zn e %MO (a.v. 0,607; 0,828; 0,637; 0,763; 0,830 e 0,657, respectivamente) (figura 52). O eixo 1 explicou 35,45% do arranjo da variância.

Na análise de Correlação de Spearman não houve nenhuma correlação significativa dos parâmetros analisados.

Dos metais que se correlacionaram com o teste agudo na ACP, apenas o Pb estava com seus valores abaixo do determinado pelo TEL/PEL e VRR.

Os resultados da ACP neste trabalho corroboram a hipótese estipulada para os valores de referência TEL/PEL. Como o metal Cu obteve valores dentro e acima deste intervalo e, Zn, dentro do mesmo intervalo, considera-se que estes metais possam estar relacionados com a causa de efeitos adversos possíveis e prováveis à biota. Observou tal padrão nos reservatório Billings, em que todas as amostras foram consideradas tóxicas, seguido pelo reservatório Guarapiranga.

Em testes com o cnidário *Hyallela azteca*, CETESB (2012) classificou o sedimento do braço do Rio Grande como de péssima qualidade, o que confirma os resultados obtidos neste presente trabalho em relação ao reservatório Billings.

Mas ao se trabalhar com contaminantes, deve-se estar atento ao afirmar quais são os causadores de toxicidade nos corpos hídricos. Em casos como o do reservatório do Rio Grande (Billings), segundo Mariani (2010), seu sedimento é composto de uma mistura de substâncias contaminantes, o que dificulta a avaliação e o estabelecimento de causalidade, em virtude do sinergismo entre as substâncias, de características inerentes aos testes de toxicidade e do ecossistema em si.

CETESB (2012) diz respeito às altas concentrações de Cu no sedimento da Guarapiranga e a possível correlação disso com a toxicidade, sendo que os dados do atual trabalho também sugerem ser o Cu um dos possíveis causadores da toxicidade naquele e no reservatório Billings.

Delistraty & Yokel (2007) em seu estudo de caracterização limnológica e ecotoxicológica

nos sedimentos do Rio Columbia, nos EUA, sugerem que os sedimentos causam efeitos adversos a biota que vive neste compartimento, sendo que os riscos parecem estar associados aos metais ou fatores como baixo teor de O₂ e altos teores de amônia.

Há de se convir também, que o sedimento funciona como um sumidouro para certos compostos químicos e, para que a liberação destes ocorra, fatores como pH, OD e temperatura devem agir simultaneamente. Phyu *et al.* (2013), em seus estudos dos efeitos ecotoxicológicos de alguns contaminantes em testes laboratoriais e *in situ*, na presença e ausência de sedimentos, observou que a presença de sedimento nos testes reduziu a toxicidade e biodisponibilidade destes compostos para a maior parte das espécies testadas.

O teor de matéria orgânica no sedimento é influencia sobre o potencial de adsorção de contaminantes, sendo que o sedimento do reservatório Paiva Castro foi caracterizado como inorgânico, podendo ser este um dos fatores pelos quais apresentou baixas concentrações de todos os metais analisados, sendo que em apenas um ponto apresentou toxicidade.

8.5.2.2 *Chironomus xanthus*

O emprego de teste de toxicidade crônica, isto é, com maior tempo de exposição dos organismos-teste ao agente tóxico, é de fundamental importância, pois tendem a mostrar os efeitos sub-letais dos contaminantes aos organismos, sendo importantes na avaliação da dinâmica populacional e também nas extrapolações para os prováveis efeitos à saúde ambiental e humana (DORNFELD, 2006).

Através dos ensaios crônicos de toxicidade para *C. xanthus* verificou-se efeito crônico nas amostras de sedimento apenas nos reservatórios Guarapiranga e Billings.

O primeiro reservatório apresentou toxicidade em 40% dos pontos analisados (dois em cada estação) e, o segundo com 50% de toxicidade (três na estação seca e dois na estação chuvosa).

O reservatório Paiva Castro não apresentou toxicidade em nenhum de seus pontos analisados em ambas as estações.

Na ACP, para a análise dos três reservatórios em conjunto, houve a formação de um arranjo (eixo 1) no qual o Teste Crônico se correlacionou positivamente na formação dos vetores como Cu, Ni, Pb, Zn e %MO (a.v. 0,689; 0,828; 0,637; 0,763; 0,830 e 0,657 respectivamente)

(figura52). Baseados numa matriz de correlações, o eixo 1 explicou 35,45% do arranjo da variância.

Na análise de Spearman, apenas no reservatório Billings houve correlação positiva entre o pH e a toxicidade crônica ($r=0,91$; $p<0,05$) (tabela 19).

SUNDFELD-PENIDO (2010) utilizando o organismo *C. xanthus*, obteve correlação positiva entre a toxicidade crônica e os metais Mg e Mn determinados na água, em seu estudo sobre a limnologia e ecotoxicologia em um Rio em Piquete-SP. O autor relata que estes elementos provavelmente estão relacionados à rápida sedimentação desses elementos e, conseqüentemente, seu acúmulo no sedimento, causando o possível efeito tóxico aos organismos.

Dornfeld (2006) utilizou o mesmo organismo (*C. xanthus*) para avaliar a toxicidade do sedimento e contaminação por metais, por ser de fácil manutenção e de grande representatividade do compartimento analisado.

O emprego de valores de referência, como TEL (Thereshold Effect Level) e PEL (Probable Effect Level) é indicativo da qualidade das águas em relação aos metais avaliados, podendo outros valores de referência serem utilizados, dependendo do foco e aplicação do trabalho a ser realizado.

Em seu trabalho sobre a toxicidade do sedimento de rios que passam por sete Estados Norte Americanos (E.U.A), Kemble *et al.* (2013) obteve apenas um número limitado de correlações significativas quando observados a toxicidade e a concentração de metais e outros compostos para os organismos teste utilizados (ex. *Chironomus dilutus*), sendo estas correlações relativamente fracas. Além disso, as concentrações desses contaminantes infreqüentemente excediam os valores de referência adotados pelo autor.

No atual trabalho, podemos observar que o metal Cu, que excedeu o valor de TEL e PEL, se correlacionou através da ACP com a toxicidade.

Os mesmos padrões de toxicidade do sedimento que foram encontrados nos testes agudos ocorreram também nos testes crônicos, corroborando a hipótese inicial de que o reservatório Paiva Castro é o menos impactado dos três avaliados, e que fatores como menor percentual de matéria orgânica e silte/argila no sedimento, podem estar correlacionados com o menor potencial de acumular substâncias tóxicas.

9. CONCLUSÃO

No tópico 4 deste trabalho, três hipóteses foram levantadas, e serão aqui apresentadas e relacionadas com todos os dados apresentados e discutidos, de forma a aceitar ou refutar tais argumentos.

- 1- *Os três reservatórios possuem graus de toxicidade e trofia diferentes, uma vez que as influências antrópicas variam para cada corpo hídrico, devido em grande parte aos tipos de ocupações dos solos nos entornos.*

A primeira das hipóteses que delineou as pesquisas desse trabalho levou ao estudo dos três reservatórios em separado, de forma que os parâmetros Disco de Secchi, P total e Clo *a*, através do Índice de Estado Trófico (IET), apontasse como estava o nível de trofia nestes corpos hídricos que abastecem a RMSP.

Como já destacado na revisão bibliográfica, os corpos mais afetados pela ação antrópica são as represas Guarapiranga e Billings, uma vez que o aporte de efluentes industriais e sanitários é constante nesses locais. Ambos foram classificados como Supereutrófico e Eutrófico neste trabalho, na estação chuvosa, respectivamente.

A represa Paiva Castro, classificada neste trabalho como mesotrófica, recebe menos aporte de poluentes, porque é situada mais ao interior do Estado, sendo influenciada apenas por municípios de porte pequeno a médio, como Mairiporã-SP.

A primeira hipótese deste trabalho foi então *aceita* pelo pressuposto de que as áreas mais densamente ocupadas, como as do entorno das represas Guarapiranga e Billings, são as mais afetadas pela poluição, oriunda das comunidades que as cercam, visto o adensamento populacional presente em cada uma, o lançamento de efluentes diretamente nas águas, e a ocupação desordenada dos solos da bacia, uma vez que grandes áreas que deveriam ser preservadas não o estão, contribuindo também com o carreamento de poluentes, como ocorre com as descargas difusas.

O crescimento rápido das cidades da RMSP e a falta de infraestrutura de saneamento, como coleta e tratamento de esgotos domésticos e industriais, levam à intensificação da poluição das águas do Tietê e afluentes, ocasionando graves consequências ambientais, pois o bombeamento

de suas águas para o reservatório Billings leva ao comprometimento da qualidade das águas deste. O mesmo ocorre com a represa Guarapiranga, uma vez que recebe as águas do Rio Pinheiros, outro corpo hídrico que vem sofrendo com as grandes cargas poluentes que recebe diariamente.

A qualidade das águas da Guarapiranga piorou ao longo dos anos e a quantidade de água disponível encontra-se cada vez mais comprometida em função de diversos processos de degradação existentes, entre eles erosão, assoreamento, poluição, desmatamento e retirada de grandes volumes de água da represa para abastecimento.

Em vista de todos os dados descritos acima, pode-se perceber um gradiente de toxicidade, que leva o reservatório Billings a ser o mais tóxico, em se tratando de porcentagem de pontos tóxicos (75 % do total de pontos analisados em ambas as estações), em seguida pela Guarapiranga (27,5 % do total de pontos analisados em ambas as estações) e Paiva Castro (7,5% do total de pontos analisados em ambas as estações).

2- Os parâmetros limnológicos e a toxicidade das águas e sedimentos nos reservatórios são influenciados pela estação seca e chuvosa.

Na Análise dos Componentes Principais, quando todos os parâmetros limnológicos e ecotoxicológicos foram colocados juntos (figura 48), observa-se claramente que houve uma grande divisão entre as represas, sendo que cada uma também se separou em mais dois grupos, com relação ao período de coleta, o qual foi dividido em seco (maio/2011) e chuvoso (janeiro/2012). Neste caso a ACP corrobora com a hipótese de que há interferência das chuvas na qualidade das águas das mesmas.

Se cada parâmetro for analisado individualmente dos outros, podemos ver que a maior parte destes sofreu interferência das chuvas, uma vez que as maiores concentrações foram encontradas no período em que a média histórica de precipitação é maior (janeiro/2012).

Dentre estes parâmetros estão os Sólidos Totais, Condutividade Elétrica, Sólidos Totais Dissolvidos, Clorofila *a* (exceto para Paiva Castro), Fósforo Total, Nitrato e DQO (exceto para Guarapiranga).

Dentre estes parâmetros, alguns possuem correlação negativa com os citados acima, em que seus valores decrescem enquanto os outros aumentam, como o Disco de Secchi, devido à redução

da transparência da água na estação chuvosa.

Em se tratando do sedimento, os parâmetros analisados não variaram consideravelmente entre as estações, exceto os metais.

Observou-se variação na concentração dos cinco metais analisados (Mn, Zn, Pb, Ni, Cd e Cu) em ambas as estações.

Não houve um padrão de aumento ou redução destes nos três reservatórios se forem comparados entre si.

Em cada reservatório, demarcou-se 5 pontos de coleta, em duas estações distintas (seca e chuvosa), totalizando 10 pontos analisados em cada um. Ao somar os pontos analisados dos três reservatórios em conjunto, obtêm-se o total de 15 pontos por estação, ou seja, 30 pontos em duas coletas. Utilizando desta matemática, os seguintes resultados foram obtidos para as análises ecotoxicológicas nas duas estações analisadas:

Estação seca avaliada no teste agudo e crônico da água e sedimento: 19 pontos apresentaram toxicidade, de 60 possíveis pontos (15 por reservatório em 4 testes diferentes), ou seja, houve toxicidade em 32% das amostras.

Estação chuvosa avaliada no teste agudo e crônico da água e sedimento: 15 pontos apresentaram toxicidade, de 60 possíveis pontos (15 por reservatório em 4 testes diferentes), ou seja, houve toxicidade em 25% das amostras.

Não há uma grande margem de diferença entre os efeitos tóxicos entre as estações, mas observa-se uma pequena redução do percentual deste efeito na estação chuvosa em relação à seca, com um Desvio Padrão de 4,94 em relação aos dois resultados obtidos. Em suma, não se pode dizer, em relação à toxicidade, que houve influência direta da chuva na toxicidade ou ausência desta nos três reservatórios.

A segunda hipótese deste trabalho foi então *aceita* quanto ao pressuposto de que a água das chuvas influenciou os parâmetros limnológicos, mas *refutada* quanto ao pressuposto de que a água das chuvas influenciou a toxicidade, devido à pequena diferença estabelecida entre o percentual de toxicidade encontrado nas duas estações.

3- Os sedimentos dos reservatórios mais impactados possuem concentrações de metais acima dos valores de referência utilizados neste trabalho, podendo implicar numa maior toxicidade aos organismos aquáticos bentônicos.

Foram analisados no sedimento dos reservatórios os metais Mn, Zn, Pb, Ni, Cd e Cu e comparados a diferentes valores de referência.

Com base nos resultados obtidos para os metais, apenas o Pb ficou abaixo do valor limite estipulados pelos valores de referência utilizados.

Baseando-se na ACP realizada, observa-se correlação entre os metais e a toxicidade aguda e crônica no sedimento dos reservatórios. Dentre estes metais estão Mn, Pb, Ni e Cu.

O Pb, mesmo estando em conformidade com os valores de referência, se mostrou como um dos supostos causadores de toxicidade no sedimento.

Os resultados obtidos nas análises granulométricas e de matéria orgânica do sedimento apontam os reservatórios Guarapiranga e Billings como os de maior potencial de adsorção de componentes potencialmente tóxicos à biota, pois as concentrações de metais ali encontradas excedem de forma considerável àquelas encontradas na Paiva Castro.

A terceira hipótese deste trabalho foi também *aceita* ao demonstrar correlação entre os metais encontrados no sedimento dos reservatórios mais impactados e a toxicidade obtida nos testes ecotoxicológicos.

Isso sugere que maiores esforços preventivos e corretivos (recuperação das áreas degradadas, tratamento de 100% do esgoto lançado nas águas, maior fiscalização dos efluentes industriais pelas agências competentes, etc.) devem ser alocados para os reservatórios com maiores cargas de toxicidade e talvez maiores problemas de poluição hídrica, como é o caso de Guarapiranga e Billings, enquanto que no terceiro reservatório, Paiva Castro, o monitoramento e esforços preventivos (maior fiscalização e leis mais rígidas em relação ao uso da água) sejam suficientes, mantendo os padrões de qualidade de suas águas em relação à toxicidade.

Em relação à aplicação do sulfato de cobre como algicida, esta pode ser reduzida, desde que os fatores limitantes ao desenvolvimento das algas sejam controlados, reduzindo assim a disponibilidade exacerbada de compostos como Nitrogênio e Fósforo que são fatores diretos na floração dos organismos clorofilados.

Por fim, recomenda-se que estudos mais abrangentes sobre a capacidade suporte do ambiente em relação aos compostos que recebe, além da determinação de quais elementos são os responsáveis pela toxicidade, devam ser realizados com urgência, uma vez que os níveis de poluição recebidos nas últimas décadas por tais corpos hídricos vem crescendo de forma contínua e descontrolada e, por isso, a necessidade do entendimento sobre quais os fatores devem ser

predominantemente analisados e divulgados para que os esforços citados acima sejam alocados de forma eficiente e prática.

10. REFERÊNCIA BIBLIOGRÁFICA

ABNT. Ecotoxicologia aquática – preservação e preparo de amostras. **Norma NBR 15469:2007**. Rio de Janeiro, ABNT, 2007a.

_____.Água – Ensaio de Toxicidade aguda com *Daphniasimilis*Claus, 1876 (Cladocera, Crustacea). **Norma NBR 12713:2009**. Rio de Janeiro, ABNT, p.16. 2004.

_____.Ecotoxicologia aquática – Toxicidade crônica – Método de ensaio com *Ceriodaphnia spp* (Crustácea, Cladocera) **Norma NBR 13373:2010**. Rio de Janeiro, ABNT, p.15. 2006a.

AB'SÁBER, A. N., **O reservatório Juqueri na área de Mairiporã: estudos básicos para defesa ambiental e ordenação dos espaços envolventes**. In: Geogr e Planej 1978; 32:1-28.

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS – Nota Técnica nº 019/2006/SOC-ANA. **Repartição das vazões transpostas da bacia hidrográfica do rio Piracicaba para a bacia hidrográfica do Alto Tietê pelo Sistema Cantareira para fins de cobrança pelo uso de recursos hídricos**. 2006. 11p.

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS. **Enquadramento dos corpos d'água – Bases Conceituais**. 2009.

ALMEIDA, C. A.; QUINTAR, S.; GONZÁLES, P. MALLEA, M. A. **Influence of urbanization and tourist activities of the water quality of the Potrero de los Funes River (San Luis – Argentina)**. In: Environ Monit Assess (2007) 133:459-465.

Disponível em: <http://pnqa.ana.gov.br/Padres/enquadramento_basesconceituais.aspx>
Acessado em: 25/12/2012

ALVES, B. T. *et al.* **Caderno de Educação Ambiental – Edição Especial Mananciais – Billings**. Secretaria de Meio Ambiente de São Paulo. 2010.

ANDRADE, R. M. S. L. **Efeitos da exposição de peixe zebra, *Daniorerio*, a um efluente têxtil**. Dissertação de Mestrado. Faculdade de Ciências da Universidade do Porto. Porto, PT. 2004. 75p.

APHA. **American Public Health Association**. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 20 ed. Amer. Publ. Health Ass. p.5.68, N. Y. 1999.

ARAÚJO, R.P.A.; SHIMIZU, G.Y.; BOHRER, M.B.C.; JARDIM, W. Avaliação da qualidade de sedimentos In: ZAGATTO, P.A.; BERTOLETTI, E. **Ecotoxicologia aquática – princípios e aplicações**. São Carlos:Rima, 2006, p. 478. 293-326p.

BARRY, P. L. **Imagens de satélite ajudam a desvendar um dos grandes mistérios do mundo antigo**. 2004. Disponível em:

<<http://www.inovacaotecnologica.com.br/noticias/noticia.php?artigo=010130041220>>

Data do acesso: 05/05/2013.

BAYER CROPSCIENCE. 2012. **Chironomus xanthus**.

Disponível em: < <http://www.bayercropscience.com.pe/web/index.aspx?articulo=622>>

Acessoem: 23/12/2012.

BLAISE, C. **Introduction to ecotoxicological concepts**. Proceedings of Biological Testing and Hazard Assessment. Environmental Canada, October 20-21, 1982. pp. 11-47

In: ZAGATTO, P. A & BERTOLETTI, E. **Ecotoxicologia Aquática – Princípios e Aplicações**. 2ª ed. Rima Editora. São Carlos-SP. 2008. 486 p.

BEYRUTH, Z. & PEREIRA, H. A. D. S. L. **O isolamento do Rio Grande da Represa Billings, São Paulo: efeitos sobre o fitoplâncton durante um ciclo hidrogênico completo**. In: *B. Inst. Pesca*, v.28, n.2, p.111 – 123. 2002.

BEYRUTH, Z. **Macrófitas aquáticas de um lago marginal ao rio Embu-mirim, São Paulo, Brasil**. In: *Rev. Saúde Pública*, São Paulo, 26 (4): 272-282. 1992.

BISINOTI, M. C. **Avaliação da influência de metais pesados no sistema aquático da bacia hidrográfica da cidade de Londrina-PR**. In: *Revista Analytica*. Dez. / Jan. 2004 p. p.22-27, 2004.

BRENTANO, D. M., **Desenvolvimento e aplicação do teste de toxicidade crônica com *Daphnia magna*: avaliação de efluentes tratados de um aterro sanitário**. Dissertação de Mestrado. UFSC. Florianópolis/SC. 2006. 129p.

BOOMGAARD, P & HART, M. **Globalization, Environmental Change, and Social History: An Introduction**. In: *IRSH* 55 (2010), Supplement, pp. I-26. Internationaal Institut voor Sociale Geschiedenis.

- CALIJURI, M. D. C. & TUNDISI, J. G. **Limnologia Comparada das Represas do Lobo (Broa) e Barra Bonita – Estado de São Paulo: Mecanismos de Funcionamento e Bases para o Gerenciamento.** In: Revista Brasileira de Biologia, v.50, n.4, p.892-913. 1990.
- CAPOBIANCO, J. P. R. & WHATELY, M. Billings 2000: **Ameaças e Perspectivas para o Maior Reservatório de Água da Região Metropolitana de São Paulo: relatório do Diagnóstico Socioambiental participativo da bacia Hidrográfica da Billings no período de 1989 a 1999.** Instituto Socioambiental. São Paulo, 60p. 2002.
- CARDOSO-SILVA, S. **Heterogeneidade espacial e a qualidade das águas superficiais do reservatório Guarapiranga (São Paulo – SP – Brasil).** Dissertação de Mestrado. Instituto de Biociências, Departamento de Ecologia. USP. 2008.
- _____. **Metais-traço em sedimentos do reservatório Paiva Castro (Mairiporã – São Paulo): histórico por meio da geocronologia do ^{210}Pb , biodisponibilidade e uma proposta para a gestão dos recursos hídricos.** Tese de Doutorado. Instituto de Biociências, Departamento de Ecologia. USP. 2013.
- CARLSON, R. E. **A Trophic State Index for Lakes.** In: *Limnol. Oceanogr.*, v.22, p.361-369. 1977.
- CARVALHO, D. P. **Distribuição espacial e mudanças temporais da comunidade fitoplanctônica no reservatório do Lobo (Itirapina-SP).** 126p. Dissertação (Mestrado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2002.
- CBHT-AT – **Comitê da Bacia Hidrográfica do Alto Tietê. Atuação do CDHU na sub-região Juqueri – Cantareira.** São Paulo; 1997.
- CCME, Canadian Council of Ministers of the Environment. 1999. **Canadian Sediment Quality Guidelines for the Protection of Aquatic Life** – Protocol of the derivation of Canadian Sediment Quality Guidelines for the Protection of Aquatic Life (CCME EPC-98E). 35p.
- CETESB. **Norma Técnica L5.169 – Determinação de oxigênio dissolvido em águas – método de Winkler modificado pela azida sódica: método de ensaio.** Jan/1978. 8 pgs.
- CETESB. **Relatório de qualidade das águas interiores do Estado de São Paulo** – 2001. Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. São Paulo; 2002.

- _____. **Relatório de qualidade das águas interiores do Estado de São Paulo** – 2006. Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. São Paulo, 327p. 2007.
- _____. **Relatório da qualidade das águas superficiais no Estado de São Paulo** – 2011. Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. São Paulo, 356 p. 2012.
- CHAPMAN, D., 1996. **Water Quality Assessment: A Guide to the Use of Biota Sediments in Environmental Monitoring**. UNESCO/WHO/ UNEP, Chapman Hall, UK.
- CHAUDHRY, F. H. **Aproveitamento de recursos hídricos**. In: CASTELLANO, E. G. & CHAUDHRY, F. H. (eds). *Desenvolvimento sustentado: problemas e estratégias*. Publicação EESC-USP, p. 27-38, 2000.
- COLE, T. M. & H. H. HANNAN. **Dissolved oxygen dynamics**, p. 71-108. In: K. W. THORNTON; B. L. KIMMEL & F. E. PAYNE. *Reservoir limnology: ecological perspectives*. New York: John Wiley & Sons, 1990. 246p.
- CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. CONAMA. **Resolução nº 357, de 17 de Março de 2005**. Dispõem sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Brasília, 2005.
- _____. **Resolução Nº 430/2011, de 13 de Maio de 2011**. Dispõem sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a resolução nº357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA. Brasília, 2011.
- COSTA, M. P. **A regulação dos recursos hídricos e a gestão da qualidade da água: o caso da bacia do Rio São Francisco**. (Tese). Instituto de Biociências, USP, São Paulo, 2005. 176 p.
- ÇULLAJ, A. et al. **Limnological study on a newly built drinking water reservoir near Tirana, Albania**. In: *Environ. Monit. Assess.* (2011) 182:215-232
- DEL GRANDE, M. **Distribuição de compostos organoclorados nas águas e sedimentos na bacia do rio Piracicaba/SP – Brasil**. In: *Quim. Nova*, Vol. 26, Nº 5, 678-686, 2003.
- DELISTRATY, D. & YOKEL, J. **Chemical and ecotoxicological characterization of Columbia River sediments below the Handfort site (USA)**. In: *Ecotoxicology and Environmental Safety* 66 (2007) 16-28.

DÉVIER, M. H. et al. **New challenges in environmental analytical chemistry: Identification of toxic compounds in complex mixtures.** In: C. R. Chimie 14 (2011) 766-779.

DORNFELD, C. B. **Utilização de Chironomussp (Diptera, Chironomidea) para a avaliação da qualidade de sedimentos e contaminação por metais.** Tese de Doutorado. Escola de Engenharia de São Carlos, 2006.

DUMITRAN, G. E. & VUTA, L. L. **Study on Lake Izvorul Muntelei rehabilitation.** In: Simulation Modelling Practice and Theory 19 (2011) 1235-1242.

DUNNING, N. P.; LUZZADDER-BEACH, S.; BEACH, T; JONES. J. G.; ,
 EMAE, Empresa Metropolitana de Águas e Energia S. A. **HISTÓRICO.** 2007. Disponível em: <<http://200.144.28.204/emaec/conteudo.php?id=Historico>>, Acesso em 21/12/2012.

ESTEVES, F. A.; BARBOSA, F. A. R. **Eutrofização artificial: a doença dos lagos.** Ciência Hoje, Rio de Janeiro, v. 5, n. 27, p. 56-61, nov./dez. 1986.

ESTEVES, F. A. **Fundamentos em Limnologia.** 2ª Edição. Editora Interciência. Rio de Janeiro, 1998. 602p.

FERNICOLA, N.A.G.G.; BOHRER-MOREL, M.B.C.; BAINY, A.C.D. Ecotoxicologia. In: AZEVEDO, F.A.; CHASIN, A.A.M. **Bases toxicológicas da ecotoxicologia.** São Carlos: Rima Editora. 2004, p. 221-243.

FONSECA, A. C. **Avaliação da qualidade da água na Bacia do Rio Piracicaba/SP através de testes de toxicidade com invertebrados.** Tese de Doutorado. São Carlos. 1997.

FUSP – Fundação de Apoio a Universidade de São Paulo e CBH-AT – Comitê de Bacia do Alto Tietê. **Plano da Bacia do Alto Tietê – Relatório Final.** São Paulo; 2002.

GIANSANTE, A. E. **Relatório de situação – Bacia do Alto Tietê – UGRHI 06 – FABHAT.** 2011.

GIATTI, L. L. **Reservatório Paiva Castro – Mairiporã – SP – Avaliação da qualidade da água sobre alguns parâmetros físicos químicos e biológicos (1987/1998).** Dissertação de Mestrado. USP. 2000. 85p.

- GIKAS, G. D.; YIANNAKOPOULOU, T.; TSIHRINTZIS, V. A. **Water quality trends in a coastal lagoon impacted by non-pointed source pollution after implementation of protective measures.** In: *Hydrobiologia* (2006) 563:385-406.
- GIKAS, G. D., TSIHRINTZIS, V. A.; AKRATOS, C. S.; HARALAMBIDIS, G. **Water quality trends in Polyphytos reservoir, Aliakmon River, Greece.** In: *Environ. Monit. Assess* (2009) 149:163-181.
- GONZÁLES, E. J. *et al.* **Physical and chemical features of a tropical hypertrophic reservoir permanently stratified.** In: *Hydrobiologia* 522: 301-310, 2004.
- GUIMARÃES, J. R. P. F. **Disruptores endócrinos no meio ambiente: um problema de saúde pública e ocupacional.** Artigo publicado pela ACPO, 2005. 13p.
- HAMILTON, M.A; RUSSO, R.C.; THURSTON, R.U. **Trimmed Sperman-Karber method for estimating median lethal concentration in toxicity bioassays.** *Environ. Sci. Technol.*, v.11, n.7, p.714-719, 1977. Correction, v.12, n.4, p.417, 1978.
- HANSEN, A. M. **Lake sediment cores as indicators of historical metal (loide) accumulation – A case study in Mexico.** In: *Applied Geochemistry* 27 (2012) 1745-1752.
- HART, B. T.; DOK, W.; DJUANGSIH, N. **Nutrient Budget for Saguling Reservoir, West Java, Indonesia.** In: *Water Research* 36 (2002) 2152-2160
- HELD, D. & MCGREW A. **"The Great Globalization Debate: An Introduction"** In *idem* (eds), *The Global Transformation Reader: An introduction to the Globalization Debate*, 2nd edn (Cambridge, 2003), p. 4.
- HENRY, R. & SIMÃO, C. A. **Aspectos sazonais da limitação potencial por N, P e Fe no fitoplâncton da Represa Barra Bonita (Rio Tietê, SP).** In: *Rev. Brasil. Biol.*, v.48, p.1-14. 1988.
- HENRY, R. PONTES, M. C. F. & TUNDISI, J. G. **O déficit de oxigênio no lago Dom Helvécio (Parque Florestal do Rio Doce, Minas Gerais).** In: *Revista Brasileira de Biologia*, v.49, p.251-260. 1989.
- INSTITUTO SOCIOAMBIENTAL (ISA) 2006. Guarapiranga 2005: **Como e porque São Paulo está perdendo este manancial. Resultados do Diagnóstico Socioambiental participativo da bacia Hidrográfica da Guarapiranga.** (M. Whately & P. M. Cunha, orgs.). São Paulo.

INSTITUTO SOCIOAMBIENTAL (ISA) **Histórico**. 2010. Disponível em: <http://www.mananciais.org.br> Data de acesso: 09/07/2010

INSTITUTO SOCIOAMBIENTAL (ISA), **Guarapiranga 2005, Como e por que São Paulo está perdendo este manancial**. Diagnóstico Socioambiental Participativo da BH da Guarapiranga. 2005. 43p.

JARDIM, G. M. **Estudos ecotoxicológicos da água do sedimento do Rio Corumbataí, SP**. Dissertação de Mestrado. ESALQ/USP. 2004. 119p.

KAGAMI, M.; HIROSE, Y.; OGURA, H. **Phosphorus and nitrogen limitation of phytoplankton growth in eutrophic Lake Inba, Japan**. In: *Limnology* (2013) 14:51-58.

KEMBLE, N. E.; HARDESTY, D. K.; INGERSOLL, C. G. KUNZ, J. L; SIBLEY, P. K.; CALHOUN, D. L.; GILLIOM, R. J.; KUIVILA, K. M.; NOWELL, L. H.; MORAN, P. W. **Contaminants in Stream Sediments From Seven United States Metropolitan Areas: Part II – Sediment Toxicity to the Amphipod *Hyaella azteca* and de Midge *Chironomus dilutus***. In: *Arch Environ Contam Toxicol* (2013) 64:52-64

KOROLEFF, F. **Determination of nutrients**. In: GRASSHOFF, K. (Ed.) *Methods of sea water analysis*: Verlag ChemieWeinhein, 1976. p.117-181.

KOTUT, K.; NJUGUNA, S. G.; MUTHURI, F. M. & KRIENITZ, L. **The Physico-chemical Conditions of Turkwel Gorge Reservoir, a New Man Made Lake in Northern Kenya**. *Limnologica*, v.29, p. 377-392. 1999.

KÜHL, A. *et al.* **Rural and Urban Streams: Anthropogenic Influences and Impacts on Water and Sediment Quality**. In: *Internat. Rev. Hydrobiol.* 95- 2010/3. 260-272

LAMBERSON, J. O.; De WITT, T. H.; SWARTZ, C. 1992. **Assessment of sediment toxicity to marine benthos**. In: ZAGATTO, P. A & BERTOLETTI, E. **Ecotoxicologia Aquática – Princípios e Aplicações**. 2ª ed. Rima Editora. São Carlos-SP. 2008. 486 p.

LAMPARELLI, M. C. **Grau de trofia em corpos d'água do Estado de São Paulo – avaliação dos métodos de monitoramento**. (Tese de Doutorado). IB-USP, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2004, 238 p.

LOPES, I.; GONÇALVES, F.; SOARES, A. M. V. M.; RIBEIRO, R. **Discriminating the Ecotoxicology Due to Metals and to Low pH in Acid Mine Drainage**. In: *Ecotoxicology and Environmental Safety* **44**, 207-214 (1999).

- LORENZEN, C. J. **Determination of chlorophyll and pheo-pigments: Spectrophotometric equations.** *Limnol. Oceanogr.*, v.12, p.343-346. 1967.
- MACEDO, C.C.L. **Heterogeneidade espacial e temporal das águas superficiais e das macrófitas aquáticas do reservatório Paiva Castro (Mairiporã-SP-Brasil).** (Dissertação). UNESP, Sorocaba. 124p. 2011.
- MACKERETH, F. J. H., HERON, J. & TALLING, J. F. **Water analysis: some revised methods for limnologists.** Dorset: Freshwater Biol. Ass. 1978. 121 p.
- MAGALHÃES, D. P.; FILHO, A. S. F. **A ecotoxicologia como ferramenta no biomonitoramento de ecossistemas aquáticos.** In: *O Ecologia Brsiliensis*. Rio de Janeiro. v.12, n.3, p. 355-381, 2008.
- MAIER, M. H. MEYER, M. & TAKANO, M. **Caracterização física e Química da Água da Represa do Rio Grande (Riacho Grande), SP, Brasil.** *Boletim do Inst. de Pesca*, v.12, n.3, p.47-61. 1985.
- MARIANI, C. F. **Variação temporal do teor de SVA/MES e avaliação integrada do sedimento do Braço do Rio Grande (Complexo Billings – SP).** Tese de Doutorado. Departamento de Ecologia, USP, 2010.
- MARIANI, C. F. & POMPÊO, M. L. M. **Potentially bioavailable metals in sediment from a tropical polymitic environment – Rio Grande Reservoir, Brazil.** In: *Journal of soils and sediments*, 8(5), 284-288, 2008.
- MARIANI, C. F. **Reservatório Rio Grande: caracterização limnológica da água e biodisponibilidade de metais-traço no sedimento.** (Dissertação de Mestrado). Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2006. 136p.
- MARIANI, C. F., POMPÊO, M. L. M., & MASINI, J. C. **Potencial tóxico do sedimento do braço do Rio Grande (Complexo Billings, SP) – uma abordagem espacial.** *Anais do X Congresso Brasileiro de Limnologia*, 2005.
- MARQUES, P.H.C.; OLIVEIRA, H.T.; MACHADO, E.C. **Limnological study of Piraguara River (Upper Iguaçu Basin): Spatiotemporal variation of physical and chemical variables and watershed zoning,** v. 46, n.3, p. 383-394, 2003.
- MERINO-IBARRA, M. *et al.* **Physical and chemical limnology of a Wind-swept tropical highland reservoir.** In: *AquatEcol* (2008) 42:335-345.

- MORAES, D. S. L, JORDÃO, B. Q. **Degradação de recursos hídricos e seus efeitos sobre a saúde humana.** In: Revista Saúde Pública, v.36. n.3. p.370-374. 2002.
- MOZETO, A.A.; SILVÉRIO, P.F. SOARES, A. 2001. **Estimates of benthic fluxes of nutrients across the sediment-water interface (Guarapiranga Reservoir, São Paulo, Brazil).** The Science of Total Environment, 266: 135-142.
- MÜLLER, B.; BERG, M.; YAO, Z. P.; ZHANG, X. F.; WANG, D.; PFLUGER, A. **How polluted is the Yangtze river? Water quality downstream from the Three Gorges Dam.**In: Science of the total Environment 402 (2008) 232-247.
- NAKASHIMA, S.; YAMADA, Y.; TADA, K. **Characterization of the water quality of dam lakes on Shikoku Island, Japan.** In: Limnology (2007) 8:1-22.
- NASCIMENTO, M.R.L. **Proposição de valores de referência para concentração de metais e matalóides em sedimentos límnicos e fluviais da bacia hidrográfica do rio Tietê, SP.** (Tese). UFSC, São Carlos. 120p. 2003
- NASCIMENTO, M.R.L. & MOZETO, A. **Reference values for metals and metalloids concentration in botton sediments of Tietê river basin, southeast of Brasil.**In: Soil & Sediment Contamination: an International Journal, v.17, n. 3, p. 269-278. 2008.
- NETO, A. C. N. **Avaliação de toxicidade aguda e crônica em águas do rio Jundiaí e em afluentes e efluentes da ETE Novo Horizonte, Jundiaí, São Paulo.** Dissertação de Mestrado. IPEN. 2009. 75p.
- NISHIMURA, P. Y. **Ecologia da comunidade fitoplactônica em dois braços da Represa Billings (São Paulo, SP) com diferentes graus de trofia.** Dissertação de Mestrado. Instituto de Biociências, Departamento de Ecologia. USP. 2008.
- ORTLOFF, C. R. **The Water Supply and Distribution System of the Nabataean City of Petra (Jordan), 300 BC – AD 300.** In: Cambridge Archaeological Journal / Volume 15 / Issue 01 / April 2005, pp 93 – 109.
- PADIAL, P.R. **Qualidade, heterogeneidade espacial e biodisponibilidade de metais do sedimento de um reservatório tropical urbano eutrofizado (Reservatório Guarapiranga, SP).**(Dissertação). USP, São Paulo. 120p. 2008.
- PHYU, Y. L, PALMER, C.G., WARNE, M. St. J. **Assessing the Chronic Toxicity of Atrazine, Permethrin, and Chlorothalonil to the Cladoceran *Ceriodaphnia cf. dubia***

in Laboratory and Natural River Water.In: Arch Environ ContamToxicol (2013) 64:419-426.

POWER, E.A.; CHAPMAN, P.M. Assessing sediment quality. In: BURTON JR. A.G. **Sediment toxicity assessment.** Lewis Publishers, INC., 1992.

PRADO, R. B. (2002). **“Manejo integrado de reservatórios destinados a uso múltiplo como perspectiva de recuperação da qualidade da água”, in Recursos hidroenergéticos: usos, impactos e planejamento integrado.** Ed. RiMa, São Carlos.

PURANDARA, B. K.; VARADARAJAN, N.; VENKATESH, B.; CHOUBEY, V. K. In: **Surface water quality evaluation and modeling of Ghataprabha River, Karnataka, India.** In: Environ Monit Assess (2012) 184:1371-1378.

PREFEITURA DE SÃO PAULO (PSP). **Em seu centenário, Guarapiranga recebe abraço da população paulista.** URL:

http://www.prefeitura.sp.gov.br/cidade/secretarias/subprefeituras/capela_do_socorro/noticias/?p=3419 Acessado em: 21/12/2012

QIN, H. P.; KHU, S.T.; YU, X. Y. **Spatial variations of storm runoff pollution and their correlation with land-use in a rapidly urbanizing catchment in China.** In: Science of the total environment 408 (2010) 4613-4623.

RAMIREZ, J. J. R. (1996). **Variação espacial vertical e nictimetral da estrutura da comunidade fitoplanctônica e variáveis ambientais em quatro dias de amostragem de diferentes épocas do ano na Lagoa das Garças, São Paulo.** Tese (Doutorado), USP, São Paulo. 300p.

RAND, G. M.; WELLS, P. G.; MCCARTY, L. S. **Fundamentals of Aquatic Toxicology: Effects, Environmental Fate, and Risk Assessment.** 2nd ed. Washington: Taylor & Francis, 1995.

RIBEIRO-FILHO, R. A. 2006. **Relações tróficas e limnológicas no reservatório de Itaipu: uma análise do impacto da biomassa pesqueira nas comunidades planctônicas.** São Carlos: Universidade de São Paulo. 139 p. Tese de Doutorado em Ciências da Engenharia Ambiental.

RIVAS, A. *et al.* **Exposición humana a disruptores endócrinos.** Artigo Científico. In: Revista Ecosistemas, v. 13, n.3, p. 7-12, Setembro de 2004. Espanha.

RODGHER, S, ESPÍNDOLA, E. L. G. **Suitability of *Daphnia similis* as an alternative organism in ecotoxicological tests: implications for metal toxicity.**In: Ecotoxicology (2010) 19:1027-1033.

RODRIGUES, N. L. V. B. **Testes de Toxicidade Aguda Através de Bioensaios no Extrato Solubilizado dos Resíduos Classe II A – Não Inertes e Classe II B – Inertes.** Dissertação de Mestrado. UFPR. 2005. 122p. In: MORIARTY, F. **Ecotoxicology: The Study of Pollutants in Ecosystems.** Academic Press: New York, 1983.

SABESP - Companhia de Saneamento Básico do estado de São Paulo. **Data Oper.** São Paulo: Governo do estado de São Paulo - Secretaria de Energia e Saneamento. 1989.

_____. - Companhia de Saneamento Básico do estado de São Paulo. Situação dos Mananciais – Índice de armazenamento e pluviometria das represas que abastecem a Região Metropolitana de São Paulo. Disponível em:

<<http://www2.sabesp.com.br/mananciais/DivulgacaoSiteSabesp.aspx>>

Acessado: 07/04/2013

SALOMONI, S.E.; ROCHA, O.; LEITE, E. H. **Limnological Characterization of Gravataí River, Rio Grande do Sul State, Brazil.** In: Acta Limnol. Bras., v.19, n.1, p. 1-14, 2007.

SAMPAIO, E. V.; LÓPEZ, C. M. **Limnologias Física, Química e Biológica da Represa de Três Marias e do São Francisco.** In: Águas, Peixes e Pescadores do São Francisco das Minas Gerais. Belo Horizonte, PUC Minas, 2003.

SCHMIDT-NIELSEN, K. **Fisiologia Animal – Adaptação e meio ambiente.** 5ª Ed. Santos Livraria e Editora. 2002. São Paulo-SP.

SHAKIR, A. *et al.* **Impact of anthropogenic activities on physic-chemical parameters of water and mineral uptake in Catlacatla from river Ravi, Pakistan.** In: Environ. Monit. Assess. (2013) 185:2833 2842

SILVA, A. M. **Avaliação da qualidade do Rio São Lourenço, SP, sob a influência de estações de tratamento de água e estações de tratamento de esgoto.** Tese de Doutorado. Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares - IPEN. USP. 2008.

SPERLING, M.V. **Princípios básicos do tratamento biológico de águas residuárias: introdução a qualidade das águas e ao tratamento de esgoto.** Belo Horizonte:

Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental. Universidade Federal de Minas Gerais, 1996.

THOMAS, R. L. **A protocol for the selection of process-oriented remedial options to control in situ sediment contaminants.**In: *Hydrobiologia*, v. 149, n. 1, p. 247-258, 1987.

SECRETARIA DO MEIO AMBIENTE. **Lei Estadual nº 12.233, de 16 de janeiro de 2006** - Define a Área de Proteção e Recuperação dos Mananciais da Bacia Hidrográfica do Guarapiranga, e dá outras providências correlatas. São Paulo, 2006.

SHIN, J. Y. *et al.* **Assessment of anthropogenic influences of surface water quality in urban estuary, northern New Jersey: multivariate approach.** In: *Environ. Monit. Assess.* (2013), 185:2777-2794.

STRASKRABA, M.; *et al.* **Framework for investigation and evaluation of reservoir water quality in Czechoslovakia**, p. 169-212. In: M. STRASKRABA, J. G. TUNDISI & A. DUNCAN (ed.). *Comparative reservoir limnology and water quality management*. Dordrecht: Kluwer Academic, 1993. 291p.

STRASKRABA, M.; TUNDISI, J.G. (Eds.) **Aspectos técnicos da construção de reservatórios.** In: STRASKRABA, M.; TUNDISI, J.G. (Eds.) *Gerenciamento da qualidade da água de represas*. São Carlos, ILEC / IEE. p.31-39. 2000.

STRICKLAND, J. D. & PARSONS, T. R. A manual of seawater analysis. *Bull. Fihs. Res. Bel. Can.*, v.125, p.1-185. 1960.

SUGUIO, K. 1973. **Introdução à sedimentologia**. São Paulo: Edgard Blücher, s.d. 317 p.

SUGUNAN, V. V. **Ecology and Fishery Management of Reservoirs in India.** In: *Hydrobiologia* 430: 121-147, 2000.

SUNDFELD-PENIDO, J. **Estudos limnológicos e ecotoxicológicos com amostras de água e sedimento do Ribeirão Limeira – Piquete / Lorena-SP.** Tese de Doutorado. EEL-USP. 2010.

TAKENAKA, R. *et al.* **Water Quality Assessment by Ecotoxicological and Limnological Methods in Water Supplies, Southeast Brazil.** In: *Ecotoxicology*, 15, 73-82, 2006.

TEIXEIRA, C., TUNDISI, J. G. & KUTNER, M. B. Plankton studies in a mangrove II. The standing stock and some ecological factors. *Boletim do Instituto Oceanográfico*, v.24, p.23-41. 1962.

- TOLEDO, A. P., TALARICO, M., CHINEZ, S. J. & AGUDO, E.G. **A aplicação de modelos simplificados para avaliação de processos de eutrofização em lagos e reservatórios tropicais.** XIX Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental. Camboriú, 1983.
- TOWNSEND, C. R.; BEGON, M.; HARPER, J. L. **Fundamentos em Ecologia.** 3ª Ed. Artmed. São Paulo, 2010. 576p.
- TRINDADE, M. **Nutrientes em sedimentos da represa do Broa: Itirapina, SP.** São Carlos, SP. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de São Carlos, UFSCAR. 1980.
- TUNDISI, J. G. **Distribuição espacial, sequência temporal e ciclo sazonal do fitoplâncton em represas: Fatores limitantes e controladores.** In: *Rev. Brasil. Biol.*, v.50, n.4, p.937-955. 1990.
- TUNDISI, J. G. *et al.* **Reservoirs and human well being: new challenges for evaluating impacts and benefits in the neotropics.** In: *Braz. J. Biol.*, 68(4, Suppl.): 1133-1135, 2008.
- UNH – University of New Hampshire – *Ceriodaphia Dubia*. Center for freshwater Biology, 2013. Disponível em: <http://cfb.unh.edu/> Data de acesso: 20/05/2013
- USEPA – United States Environmental Protection Agency – **Acid digestion of sediments, sludge's, and soils – Method 3050B (1996).**
- Disponível: <http://www.epa.gov/SW-846/pdfs/3050b.pdf> Acesso em: 14/05/2013.
- VALDERRAMA, J. C. The simultaneous analysis of total nitrogen and total phosphorus in natural waters. *Marine Chemistry*, v.10, p.109-222. 1981.
- VALLENTYNE, J.R. **Introducción a la Limnología.** Barcelona: Ediciones Omega, 1978. 169 p.
- VAROL, M.; SEN, B. **Assessment of nutrient and heavy metal contamination in surface water and sediments of the upper Tigris River, Turkey.** In: *Catena* 92 (2012) 1-10.
- VIGANÒ, L.; FARKAS, A. GUZZELLA, L.; ROSCIOLI, C.; ERRATICO, C. **The accumulation levels of PAHs, PCBs and DDTs are related in an inverse way to the**

- size of a benthic amphipod (*Echinogammarus stammeri* Karaman) in the River Po.**
In: Science of the total Environment 373 (2007) 131 – 145.
- WALKER, C. H. *et al.* **Principles of Ecotoxicology.** Third Edition. CRC Press. U.S. 2006.
- WETZEL, R.G. (1993). **Limnologia.** Fundação Calouste Gulbenkian. 1011p.
- WHATELY, M. & CUNHA, P. **Cantareira 2006: um olhar sobre o maior manancial de água da Região Metropolitana de São Paulo - SP:** .“Resultados do Diagnóstico Socioambiental Participativo do Sistema Cantareira.”. São Paulo: Instituto Socioambiental, 68p. 2007.
- WHATELY, M. & DINIZ, L. T., **A água e esgoto na Grande São Paulo – Situação atual, nova lei do saneamento e programas governamentais propostos.** Instituto Socio Ambiental, 2009.
- ZAGATTO, P. A &BERTOLETTI, E. **Ecotoxicologia Aquática – Princípios e Aplicações.** 2^a ed. Rima Editora. São Carlos-SP. 2008. 486 p.
- ZHANG, Y.; XIA, J.; SHAO, Q.; ZHAI, X. **Water quantity and quality simulation by improved SWAT in highly regulated Huai River Basin of China.** In: Stoch Environ Res Risk Assess (2013) 27:11-27.

11 ANEXOS

Cartas controle dos testes de sensibilidade

ANEXO 1

Daphnia similis

Carta-controle da sensibilidade *D. similis* ao NaCl, no período de janeiro 2011 a maio de 2012, contendo média acumulada de valores e limites superior e inferior do intervalo de confiança.

O limite superior para esta carta foi de 3,10 e inferior de 2,32,. A média foi de 2,71. O desvio padrão dos cinco primeiros testes foi de 0,194.

Os dados se mantiveram dentro dos intervalos esperados, e os testes foram validados.

ANEXO 2

Ceriodaphnia dubia

Carta-control de la sensibilidad *C. dubia* al NaCl, no período de fevereiro 2011 a fevereiro de 2012, contendo média acumulada de valores e limites superior e inferior do intervalo de confiança.

O limite superior para esta carta foi de 2,09 e inferior de 1,84,. A média foi de 1,97. O desvio padrão dos cinco primeiros testes foi de 0,063.

Os dados se mantiveram dentro dos intervalos esperados, e os testes foram validados.

ANEXO 3

Chironomus xanthus

Carta-control de la sensibilidad *C. xanthus* al NaCl, no período de novembro 2010 a março de 2012, contendo média acumulada de valores e limites superior e inferior do intervalo de confiança.

O limite superior para esta carta foi de 6,88 e inferior de 4,07. A média foi de 5,48. O desvio padrão dos cinco primeiros testes foi de 0,703.

Os dados se mantiveram dentro dos intervalos esperados, e os testes foram validados.

ANEXO 4

Os resultados abaixo são parte do total de testes que foram rodados no programa TOXSTAT® 3.4, sendo apresentados meramente como exemplo de como os valores estatísticos ecotoxicológicos foram gerados.

Resultado do Fisher Exact Test - TOXSTAT® 3.4

The screenshot shows the TOXSTAT window with the following data and results:

IDENTIFICATION	NUMBER OF		TOTAL ANIMALS
	ALIVE	DEAD	
CONTROL	20	0	20
GUA1	20	0	20
TOTAL	40	0	40

CRITICAL FISHER'S VALUE (20,20,20) (p=0.05) IS 15. b VALUE IS 20.
 Since b is greater than 15 there is **no significant difference** between CONTROL and TREATMENT at the 0.05 level.

Press any key to continue or Esc to return to menu

Planilha de dados resultantes das análises ecotoxicológicas geradas pelo programa TOXSTAT® 3.4. Os valores estatísticos presentes na planilha foram utilizados para a integração com os valores gerados nas análises dos outros parâmetros, tanto na ACP quanto na Análise de Correlação de Spearman.

Resultado do Dunnett's Test - TOXSTAT® 3.4

The screenshot shows the TOXSTAT window with the following data and results:

CERIO
 File: DUBIA Transform: NO TRANSFORMATION

DUNNETT'S TEST - TABLE 1 OF 2 Ho:Control<Treatment

GROUP	IDENTIFICATION	TRANSFORMED MEAN	MEAN CALCULATED IN ORIGINAL UNITS	T STAT	SIG
1	CONTROLE	17.100	17.100		
2	1	16.800	16.800	0.145	
3	3	17.400	17.400	-0.145	
4	4	18.100	18.100	-0.482	
5	5	17.100	17.100	0.000	

Dunnett table value = 2.23 <1 Tailed Value, P=0.05, df=40,4>

Planilha de dados resultantes das análises ecotoxicológicas geradas pelo programa TOXSTAT® 3.4. Os valores estatísticos presentes na planilha foram utilizados para a integração com os valores gerados nas análises dos outros parâmetros, tanto na ACP quanto na Análise de Correlação de Spearman.