PHILIPE RISKALLA LEAL

Geoestatística e Ecotoxicologia como ferramentas para gestão de reservatórios: Estudo de caso: Reservatório Guarapiranga (São Paulo, BR)

Geostatistics and Ecotoxicology as tools for reservoir ecotoxicology management: Case study of Reservoir Guarapiranga (São Paulo, BR).

São Paulo

2017

LEAL, P.R.	Geoestatística e Ecotoxicologia como ferramentas para gestão de reservatórios: Estudo de caso: Reservatório Guarapiranga (São Paulo, BR)		MESTRADO IB USP 2017

PHILIPE RISKALLA LEAL

Geoestatística e Ecotoxicologia como ferramentas para gestão de reservatórios.

Geostatistics and Ecotoxicology as tools for reservoir ecotoxicology management. Case study of Reservoir Guarapiranga (São Paulo, BR).

DISSERTAÇÃO VERSÃO CORRIGIDA.
TRABALHO ORIGINAL SE ENCONTRA DISPONÍVEL NO INSTITUTO DE BIOCIÊNCIAS DA USP – SÃO PAULO

Dissertação apresentada ao Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo para obtenção do título de Mestre em Ecologia

Área de Concentração: Ecologia de Reservatórios

Orientador: Prof. Dr. Marcelo Luiz Martins Pompêo

Coorientadora: Profa. Dra. Marisa Dantas Bitencourt

São Paulo
2017

Autorizo a reprodução e divulgação total ou parcial deste trabalho, por qualquer meio convencional ou eletrônico, para fins de estudo e pesquisa, desde que citada a fonte.

Catalogação na Publicação

Serviço de Biblioteca do Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo

Leal, Philipe Riskalla

Geoestátistica e ecotoxicologia como ferramentas para gestão de reservatórios: estudo de caso: Reservatório Guarapiranga (São Paulo, BR) / Philipe Riskalla Leal; orientador Marcelo Luiz Martins Pompêo. -- São Paulo, 2017.

132p. : il.

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

1. Ecotoxicidade; 2. Toxicidade Ambiental; 3. Geoestatística; 4. Sedimento; 5. Metais; 6. Reservatório Hídrico; 7. Saúde Pública; 8. Abastecimento Público I. Título.

LC: QH545
L435g

Nome: Philipe Riskalla Leal

Título: Geoestatística e Ecotoxicologia como ferramentas para gestão de reservatórios.

Dissertação apresentada ao Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo para obtenção do título de Mestre em Ecologia.

Aprovado em:

Banca Examinadora

Prof. Dr. Marcelo Luiz Martins Pompêo

Instituição: USP-IB

Assinatura: _____

Prof. Dr._____
Instituição: _____

Assinatura: _____

Prof. Dr._____
Instituição: _____

Assinatura: _____

Prof. Dr._____

Instituição: _____
Assinatura: _____

DEDICATÓRIA

Eu gostaria de dedicar este trabalho a todos que me auxiliaram em sua construção, principalmente a minha família, e à Thaisa Carvalho Martins de Castro pelo seu suporte contínuo e imperturbável.

AGRADECIMENTOS

Gostaria de agradecer à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), pela bolsa provida ao desenvolvimento desta pesquisa

Gostaria de agradecer à Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP) pelo suporte financeiro referente aos gastos laboratórios analítico e de campo.

Gostaria de agradecer à Universidade de São Paulo (USP) pela disponibilização dos recursos e pessoal qualificado para o bom desempenho e aplicação desta pesquisa

Gostaria de agradecer à EMAE (Empresa Metropolitana de Águas e Energia) pelo fornecimento de dados de cota e volume do Reservatório Guarapiranga e Billings.

Gostaria de agradecer a todos os participantes do desenvolvimento desta pesquisa, em especial o Prof. Dr. Marcelo Luiz Martins Pompêo, o Prof. Dr. Julio Lopez Doval, Profa. Dra. Marisa Dantas Bitencourt, Profa. Dra. Rozely dos Santos, o Prof. Dr. Gustavo Abreu, o Prof. Dr. Jorge Yamamoto Kazuo e o Prof. Dr. Jorge Pimentel Cintra pelo apoio e suporte técnico.

Gostaria de agradecer à colaboração dos participantes externos desta pesquisa, dentre eles: Prof. Dr. Marcelo Marques, Pesquisador Dr. Frederico Beghelli, Pesquisadora Dra. Sheila Cardoso, Pesquisador e ex-técnico de laboratório Geison Castro e ao Pesquisador Mestre Bruno de Carli.

Gostaria de agradecer especialmente à Thaisa Carvalho pelo suporte, paciência e dedicação.

Gostaria de agradecer à toda minha família pelo amor e paciência fornecidos.

Gostaria de agradecer à Maria Inês Conte pelo suporte técnico de normalização tipográfica e das referências deste trabalho conforme as normas da ABNT.

RESUMO

Leal, P.R. Geoestatística e Ecotoxicologia como ferramentas para gestão de reservatórios. (São Paulo - Brasil). 2017. 132p. Dissertação (Mestrado) - Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2017.

Neste trabalho, objetivou-se o avaliar ecotoxicidade potencial do sedimento do Reservatório Guarapiranga da cidade de São Paulo (Brasil) frente a contaminação por metais, a fim de discutir sua qualidade e sua atual política de gerenciamento ambiental.

Os metais analisados foram: Al, Cd, Cr, Cu, Fe, Mn, Pb e Zn. Utilizou-se das ferramentas de sistema de informação geográfica, geoprocessamento de imagens e da geoestatística para avaliação da dispersão espacial dos metais ao longo do sedimento do Reservatório, este considerado como aquela região de maior implicação ecotoxicológica para contaminantes metálicos. Analisaram-se também as variáveis granulometria, matéria orgânica, nitrogênio total, fósforo total e umidade do sedimento, a fim de se estudar quimiometria do sedimento, a fim de melhor compreender as distribuições dos contaminantes ao longo do sedimento.

Observaram-se grande variabilidade quantitativa e espacial entre os metais analisados, denotando que o Reservatório Guarapiranga sofre contaminação por diferentes vias no sistema. Observou-se falta de correlação quimiométrica entre os parâmetros estruturais do sedimento com os contaminantes metálicos, denotando grande variabilidade interna desse sistema.

Referente a política de manejo do Reservatório, especialmente relativa ao controle algal e cianofítico, observou-se um gerenciamento de grande impacto ecossistêmico, focado mais no custo imediato do que em planejamentos de longo prazo. Tal gerenciamento, hoje, traz risco ecotoxicológico ao reservatório, mas também à própria população tanto abastecida pelo reservatório quanto aquela exposta diretamente (recreação, esportes náuticos, alimentação).

Palavras Chave: Ecotoxicidade; Toxicidade Ambiental; Geoestatística; Sedimento***;*** Metais; Reservatório Hídrico; Saúde Pública; Abastecimento Público

ABSTRACT

Leal, P.R. Geostatistics and Ecotoxicology as tools for reservoir ecotoxicology management. Case study of Reservoir Guarapiranga (São Paulo, BR). O Reservatório Guarapiranga: seu manejo e suas implicações ecotoxicológicas. 2017. 132p. Dissertação (Mestrado) - Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2017.

This work focused on assessing the metal ecotoxicological potential of an urban reservoir's sediment, in order to discuss its management policies and its implications to the society and to the ecosystem. The Reservoir Guarapiranga has been selected as the model environment for this study, once it possess a long history since its damming, several studies regarding its water and sediment conditions and an easy accessibility.

The metals of greater implication to the Guarapiranga's cause were the Al, Cd, Cr, Cu, Fe, Mn, Pb and Zn, being selected as the main parameters for this study. Several scientific areas have been applied in this work. Among them, it is cited the Geographical Information System, geostatistical analysis, image geoprocessing, geochemical and chemometric analysis and, finally, the ecotoxicology.

In order to better understand the relationship between the sediment and its contaminants, this study assessed the granulometry, organic matter, total nitrogen, total phosphorous and the humidity of the sediment as explainable variables, translated as chemometric variables.

My results showed great variability among the metals analyzed, denoting that each metal has its own path of contamination (contamination source point) in the reservoir, but a main direction (axis) of dispersion on the sediment. This later, mostly due to hydrological and eolic aspects of the ecosystem. It has also been observed lack of correlation between the chemometric and the metals parameters of the sediment, which also demonstrated the variation and stochasticity of the ecosystem.

Lastly, the reservoir's environmental management policies specially related to the algal and cyanophitic control have been analyzed through an ecotoxicological prism, and it been denoted that it lacks long-term considerations, focusing only at punctual or short to middle-term solutions, resulting in the terrible ecotoxicological condition observed in the Guarapiranga's reservoir. Here, I punctuate the importance of new policy making, and its importance to the ecosystem and to the society, once hazardous condition of a reservoir is unbearable not only through an ecosystem perspective, but as a sociological one.

Key-words: Ecotoxicity; Environmental Toxicity; Geostatistics; Metals; Reservoir; Public Health; Public Water Supply

SUMÁRIO

ESTRUTURAS PRÉ-TEXTUAIS
CAPA I
DEDICATÓRIA VI
AGRADECIMENTOS VII
RESUMO VIII
ABSTRACT IX
SUMÁRIO X
LISTA DE FIGURAS XI
LISTA DE TABELAS XIV
LISTA DE GRÁFICOS XVI
LISTA DE EQUAÇÕES XVII
LISTA DE ABREVIATURAS (SIGLAS) XVIII

Capítulo 1: Capítulo Introdutório 1
Introdução 2
Objetivos Gerais da Dissertação 4
Referências 7

Capítulo 2: Caracterização morfométrica do Reservatório Guarapiranga 12
Introdução 13
Objetivos Parciais 17
Materiais e Métodos 18
Resultados e Discussão 24
Conclusão 33
Referências 34

Capítulo 3: Análise de Ecotoxicidade de Paisagem aplicada no Reservatório Guarapiranga 40
Introdução 41
Objetivos 47
Materiais e Métodos 49
Resultados e Discussão 57
Conclusão 109
Referências 115

Capítulo 4: Considerações Finais 129
Considerações dos Capítulos 130
Referências 132

LISTA DE FIGURAS

Capítulo 1:

Figura 1: desenho esquemático das Áreas de conhecimento e suas interconexões empregadas neste trabalho 5

Capítulo 2:

Figura 1: Margens do reservatório a partir das imagens ALOS-AVNIR 24

Figura 2: Esforço amostral batimétrico relativo aos dias 29 e 30 de julho 2015, obtidos pelo FishFinder 24

Figura 3: Mapa Aspecto do sedimento do Reservatório Guarapiranga 25

Figura 4: Mapa Aspecto do sedimento do Reservatório Guarapiranga 32

Capítulo 3:

Figura 1: Representação gráfica da distribuição dos pontos de coleta do sedimento ao longo de todo o reservatório 51

Figura 2A (esquerda): Semivariograma do elemento Al 70

Figura 2B (direita): VARMAP do elemento Al 70

Figura 3A (esquerda): Semivariograma do elemento Cr 71

Figura 3B (direita): VARMAP do elemento Cr 71

Figura 4A (esquerda): Semivariograma do elemento Cu 71

Figura 4B (direita): VARMAP do elemento Cu 71

Figura 5A (esquerda): Semivariograma do elemento Fe 71

Figura 5B (direita): VARMAP do elemento Fe 71

Figura 6A (esquerda): Semivariograma do elemento Mn 72

Figura 6B (direita): VARMAP do elemento Mn 72

Figura 7A (esquerda): Semivariograma do elemento Ni 72

Figura 7B (direita): VARMAP do elemento Ni 72

Figura 8A (esquerda): Semivariograma do elemento Pb 72

Figura 8B (direita): VARMAP do elemento Pb 72

Figura 9A (esquerda): Semivariograma do elemento Zn 73

Figura 9B (direita): VARMAP do elemento Zn 73

Figura 10A (esquerda): Semivariograma do Diam. M 73

Figura 10B (direita): VARMAP do Diam. M 73

Figura 11A (esquerda): Semivariograma do Silte Muito Fino 73

Figura 11B (direita): VARMAP do Silte Muito Fino 73

Figura 12A (esquerda): Semivariograma da MO 74

Figura 12B (direita): VARMAP da MO 74

Figura 13A (esquerda): Semivariograma do N 74

Figura 13B (direita): VARMAP do N 74

Figura 14A (esquerda): Semivariograma do PT 74

Figura 14B (direita): VARMAP do PT 74

Figura 15A: Análise dos Principais Componentes de todos os parâmetros analisados no sedimento superficial 90

Figura 15B: outliers obtidos pela PCA apresentados ao longo da paisagem 90

Figura 16A: Mapa da Distribuição de Areia Total ao longo da PEPET 91

Figura 16B: Mapa da Distribuição de Silte muito fino ao longo da PEPET 91

Figura 16C: Mapa da Distribuição do Diâmetro Médio do Grão ao longo da PEPET .. 91

Figura 16D: Mapa da Distribuição de Nitrogênio Total ao longo da PEPET 91

Figura 16E: Mapa da Distribuição de Fósforo Total ao longo da PEPET 91

Figura 16F: Mapa da Distribuição da Porcentagem de Matéria Orgânica ao longo da PEPET 91

Figura 17A: Mapa da Distribuição de Al ao longo da PEPET 95

Figura 17B: Mapa da Distribuição de Cr ao longo da PEPET 95

Figura 17C: Mapa da Distribuição de Cu ao longo da PEPET 95

Figura 17D: Mapa da Distribuição de Fe ao longo da PEPET 95

Figura 17E: Mapa da Distribuição de Mn ao longo da PEPET 95

Figura 17F: Mapa da Distribuição de Ni ao longo da PEPET 95

Figura 17G: Mapa da Distribuição de Pb ao longo da PEPET 95

Figura 17H: Mapa da Distribuição de Zn ao longo da PEPET 95

Figura 18A: Mapa Qualitativo da PEPET para o elemento Cr 97

Figura 18B: Mapa Qualitativo da PEPET para o elemento Cu 97

Figura 18C: Mapa Qualitativo da PEPET para o elemento Ni 97

Figura 18D: Mapa Qualitativo da PEPET para o elemento Pb 97

Figura 18E: Mapa Qualitativo da PEPET para o elemento Zn 97

LISTA DE TABELAS

Capítulo 2:

Tabela 1 - Parâmetros Morfométricos do Reservatório Guarapiranga 30

Capítulo 3:

Tabela 1 - Coordenadas e profundidade dos pontos amostrais de coleta do sedimento. Coordenadas em UTM, WGS 84, para zona 23S 50

Tabela 2 - Sistema de Coloração Qualitativa do Sedimento de acordo com o Sistema RGB de 8 bits 56

Tabela 3 - descrição dos limites de detecção (LD) e os limites de Quantificação (LQ) de cada metal (i) analisado 57

Tabela 4 - Informações gerais provenientes de diferentes estudos para fins de comparação entre diferentes corpos d'água 59

Tabela 5a - Valores comparativos das concentrações de Al, Cd e Cr de sedimentos superficiais estudados por diferentes trabalhos internacionais. Valores em (mg/kgsed seco) 62

Tabela 5b - Valores comparativos das concentrações de Cu, Fe e Mn em sedimentos superficiais estudados por diferentes trabalhos internacionais. Valores em (mg/kgsed seco) 63

Tabela 5c - Valores comparativos das concentrações de Ni, Pb e Zn em sedimentos superficiais estudados por diferentes trabalhos internacionais. Valores em (mg/kgsed seco) 64

Tabela 6 - Resumo descritivo dos PDQSs obtidos do sedimento do Reservatório Guarapiranga 68

Tabela 7 - Relações Geoestatísticas das variáveis metálicas do sedimento do Reservatório Guarapiranga 75

Tabela 8 - Relações Geoestatísticas para cada Metal(i) analisado e seus respectivos EMESS(i) 80

Tabela 9 - correlações linear simples 2 a 2 encontradas entre os diferentes componentes metálicos e descritivos da quimiometria do sedimento (PDQSs) 82

Tabela 10 - Correlação entre os parâmetros do sedimento superficial do Reservatório Akkay extraído de Keskin (2012) 86

Tabela 11 - Correlação química pelo método de Pearson para os parâmetros do sedimento superficial extraídos de Barroso (2010) 87

Tabela 12 - relação dos autovetores para os dois componentes principais 90

LISTA DE GRÁFICOS

Capítulo 2:

Gráfico 1: Curva Hipsométrica do Reservatório Guarapiranga 30

Capítulo 3:

Gráfico 1: Porcentagens da distribuição espacial da qualidade do sedimento do Reservatório Guarapiranga baseados nos valores de qualidade da WFD (Regional Reference Values -RRV; Interin Sediment Quality Guidelines - ISQL; Probable Effect level - PEL) em função da superfície real do sedimento (RSS) 100

LISTA DE EQUAÇÕES

Capítulo 2:

Equação 1: cálculo de transformação de dados batimétricos em dados altimétricos 22

Equação 2: cálculo de superfície real extraído de Horn 23

Capítulo 3:

Equação 1: cálculo do estoque médio de cada metal (i) presente no sedimento superficial da PEPET (EMESS) 52

LISTA DE ABREVIATURAS (SIGLAS): ELEMENTOS QUÍMICOS

Al: Alumínio

Cd: Cádmio

Cr: Cromo

Cu: Cobre

Fe: Ferro

Mn: manganês

Pb: Chumbo

Ni: Níquel

Zn: Zinco

LISTA DE ABREVIATURAS (SIGLAS): DEMAIS ABREVIATURAS

ArgT: porcentagem de Argila total

Ass: Assimetria da Granulometria

AT: porcentagem de areia total

Coloração RGB: (Red, Green and Blue)

DEM: Digital Elevation Model

DMG: diâmetro médio da partícula do sedimento

DQA: Diretiva Quadro D'água

EMESS: cálculo do estoque médio de cada metal (i) presente no sedimento superficial da PEPET

ESI Maps: Environmental Sensitivity Maps

ETAs: Estações de Tratamento de Água

G.DP: desvio padrão da granulometria

GPS: Global Positioning System

Gran: granulometria

H2O%: porcentagem de água no sedimento

ID.coleta: número identificador do ponto de coleta do sedimento

ID: número identificador

ISA: Instituto Socioambiental

ISQL: Interim Sediment Quality Guideline

LQP: limite de quantificação praticável

NT: Nitrogênio Total

PDQSs: Parâmetros Descritivos da Quimiometria do Sedimento

PEL: Probable Effect Level

PEPET: Paisagem de Estudo sob Potencial Efeito Toxicológico

PT: Fósforo Total

RMSP: Região Metropolitana de São Paulo

SQG: Sediment Quality Guidelines

ST: porcentagem de Silte total

TIN: Triangulated Irregular Network

Waste Water: água residuária

WFA: Water Frame Directive

CAPÍTULO 1

Capítulo Introdutório

Introdução

A construção de reservatórios hídricos é uma prática muito utilizada pela sociedade, sendo considerada uma das maiores atividades de alteração do ecossistema natural (RODGHER, 2005), e de forte impacto ambiental (OGASHAWARA, 2014). Contudo, esse tipo de prática se faz necessária à sociedade em função de sua aplicação para geração de energia e como fonte retenedora de água para usos múltiplos: recreacionais, alimentícios, abastecimento público e industrial, transporte hidroviário, irrigação (BRANCO; ROCHA, 1977; TUNDISI, 1988; REZENDE, 2004).

Frente às alterações do meio acarretadas pelas construções das barragens (OGASHAWARA, 2014), algumas são de grande importância e preocupação por parte dos gestores ambientais e órgãos públicos de saneamento. Dentre elas, pontua-se a eutrofização dos corpos hídricos, com especial enfoque na formação de cianobactérias em corpos d'água (THORNTON; STEEL; RAST, 1996; CETESB, 2006; NASELLI-FLORES et al., 2007; GALVÃO et al., 2008; BRASIL, 2009).

A formação de cianobactérias traz diversos efeitos à biota local e à saúde humana (NASELLI-FLORES et al., 2007), resultando em grande preocupação por parte dos órgãos de saneamento e gestão pública. Com tal problemática em mente, faz-se necessário o investimento social, científico, financeiro e político nessa área do conhecimento (WHATELY; CUNHA, 2006a; SÃO PAULO, 2008). Assim, nota-se como estudos voltados ao diagnóstico da qualidade hídrica estão se tornando cada vez mais relevantes por parte das secretarias de saúde e por gestores ambientais (TUNDISI, J. G., 2003; ZWART et al., 2009; COGNETTI, 2010; MENDIONDO, 2013; MICHALAK et al., 2013; LEWANDOWSKI, 2015).

Um reservatório em particular, a Represa Guarapiranga, responsável por 20,2% de todo o abastecimento da Região Metropolitana de São Paulo (RMSP) (FUNDAÇÃO PATRIMÔNIO HISTÓRICO DA ENERGIA E SANEAMENTO; COMPANHIA DE SANEAMENTO BÁSICO DO ESTADO DE SÃO PAULO, 2008), vem sofrendo uma progressiva degradação em sua qualidade d'água (MOZETO; BEVILACQUA; DE PAULA, 1998; CUNHA et al., 2011; MOZETO; SILVÉRIO; SOARES, 2001; MARIANI; POMPÊO, 2008; MOSCHINI-CARLOS et al., 2009; MARIANI, 2010; POMPÊO et al., 2013, 2015). Degradação devida principalmente a um conjunto de fatores: construção de moradias irregulares em seu entorno; falta de saneamento básico; perda progressiva de sua mata ciliar e vegetação de entorno; aporte de efluentes contendo *"waste-water"* industriais (WHATELY; CUNHA, 2006a, 2006b); e proliferação de cianobactérias (CARVALHO et al., 2007; MAGALHÃES et al., 2003).

Outro fator de grande implicação limnológica presente no Reservatório Guarapiranga é a contaminação por metais, substâncias essas de com potencial de alto impacto ambiental (BRASIL, 2004, 2007, 2008, 2009 e 2010; ROSA; FRACETO; MOSCHINI-CARLOS, 2012; ASHRAF; MAAH; YUSOFF, 2012). Neste ambiente, assim como em outros reservatórios, o sedimento e outros compostos

carreados sofrem vários processos (deposição, mineralização, adsorção e até mesmo biodegradação) e são passíveis de deposição (LÓPEZ et al., 2015; GOLTERMAN; SLY; THOMAS, 1983). Contudo, no caso dos metais, como eles não são degradáveis e são estáveis no meio, permanecem no ambiente e se acumulam predominantemente no sedimento (GOLTERMAN; SLY; THOMAS, 1983; ASHRAF; MAAH; YUSOFF, 2012).

A priori, a acumulação de metais no sedimento poderia ser considerada um fenômeno natural em ambientes deposicionais (GOLTERMAN; SLY; THOMAS, 1983; ALOUPI, 2001). Contudo, o problema de âmbito toxicológico de ambientes como o Reservatório Guarapiranga reside no fato de que as concentrações de metais presentes em seu sedimento ultrapassam seus valores basais naturais - valores de referência (GOLTERMAN; SLY; THOMAS, 1983; GUO et al., 2010; NASCIMENTO, 2003; POMPÊO et al., 2013, 2015; SILVA 2013). Valores estes que seriam advindos da lixiviação dos solos e das formações rochosas das sub-bacias do meio aquático em questão (ALOUPI, 2001; NASCIMENTO, 2003; ARAÚJO et al., 2006).

Através de causas e efeitos antropogênicos, as concentrações de metais encontradas no sedimento do Reservatório Guarapiranga se apresentam hoje, dependendo da região do reservatório analisada (CARDOSO, 2008; GUIMARÃES, 2011), potencialmente tóxicas à biota local e à própria população humana. Atualmente, o reservatório de Guarapiranga já é alvo de preocupação social e científica por apresentar risco à biota local e ao ecossistema como um todo (ARAÚJO et al., 2006; ROSA; FRACETO; MOSCHINI-CARLOS, 2012; POMPÊO et al., 2013, 2015).

Um caso claro de ação/contaminação antrópica do Reservatório Guarapiranga é o caso do metal cobre presente em seu sedimento. Caleffi (2000) aponta que a aplicação de sulfato de cobre se iniciou em 1976 no Reservatório Guarapiranga, quando florações de algas passaram a dominar a região, prejudicando o processo de tratamento da água pelas Estações de Tratamento de Água (ETAs), causando entupimento de filtros, demora na filtração e sabor e odor desagradáveis (BEYRUTH, 1996). Desde então, a aplicação desse algicida é prática contínua no reservatório, de tal forma que estudos recentes demonstram que, dependendo da região do reservatório estudada, os teores de cobre encontram-se acima dos valores basais da região (ZAGATTO; ARAGÃO, 1995; WEHR; SHEATH, 2003; PADIAL, 2008; POMPÊO et al., 2013, 2015; FONTANA et al., 2014; RODRIGUES, 2014), trazendo um alto potencial ecotoxicológico para esse ecossistema (ARSLAN; KOÇ; ÇIÇEK, 2010).

Apesar do esforço empregado no controle algal e cianofítico do Reservatório Guarapiranga pela Companhia de Saneamento do Estado de São Paulo (SABESP), a represa ainda se apresenta eutrofizada (POMPÊO et al., 2013, 2015), demonstrando ineficiência em seu controle. Não somente, mas esse manejo também vem trazendo risco de impacto ambiental ao ecossistema da região (HAVENS, 1994; LE JEUNE et al., 2006; SANTORO et al., 2009) contaminação da água do Reservatório

(ATKINSON; JOLLEY; SIMPSON, 2007), e à própria população abastecida por este reservatório (HANSON; STEFAN, 1984).

Vale ressaltar que o uso excessivo e prolongado do sulfato de cobre pentahidratado em corpos hídricos pode afetar o equilíbrio dos ecossistemas aquáticos por meio da contaminação da água e de seu sedimento (FONTANA et al., 2014), uma vez que em sua formulação está presente o metal cobre, um componente fortemente impactante ao ambiente quando em concentrações elevadas (BEYRUTH, 2000; WHO, 2004), sendo, portanto, uma questão de grande preocupação por parte dos gestores ambientais e órgãos de saúde pública.

Frente à função ecossistêmica do sedimento de corpos hídricos, da componente espacial da ecotoxicidade (CAIRNS; NIEDERLEHRNER, 1996; BAI et al., 2011) - já relatada como presente no Reservatório Guarapiranga (CARDOSO, 2008; GUIMARÃES, 2011), da importância socioeconômica e cultural deste reservatório, este trabalho buscou:

a) Estudar a distribuição espacial ecotoxicológico do sedimento do Reservatório Guarapiranga

b) Avaliar o potencial de toxicidade do sedimento do Reservatório Guarapiranga em função dos valores de referência regionais (VRR) e e dos índices de qualidade de sedimento "Interim Sediment Quality Guidelines" – ISQL, e "Probable Effect Level" – PEL, desenvolvidos por Macdonald et al. (2000), os quais vem sendo amplamente utilizados pela diretiva quadro d'água (CONTAMINATED SEDIMENT STANDING TEAM, 2003).

c) Pesquisar a quimiometria do sedimento do Reservatório Guarapiranga

d) Discutir os impactos e consequências do atual plano de manejo empregado no Reservatório Guarapiranga, a fim de estimular a adoção de ações de controle e mitigação de impactos ambientais futuros e/ou de outros ambientes.

Para tanto, este trabalhou integrou diferentes áreas do conhecimento científico, interconectando-as conforme representado pela figura 1 abaixo.

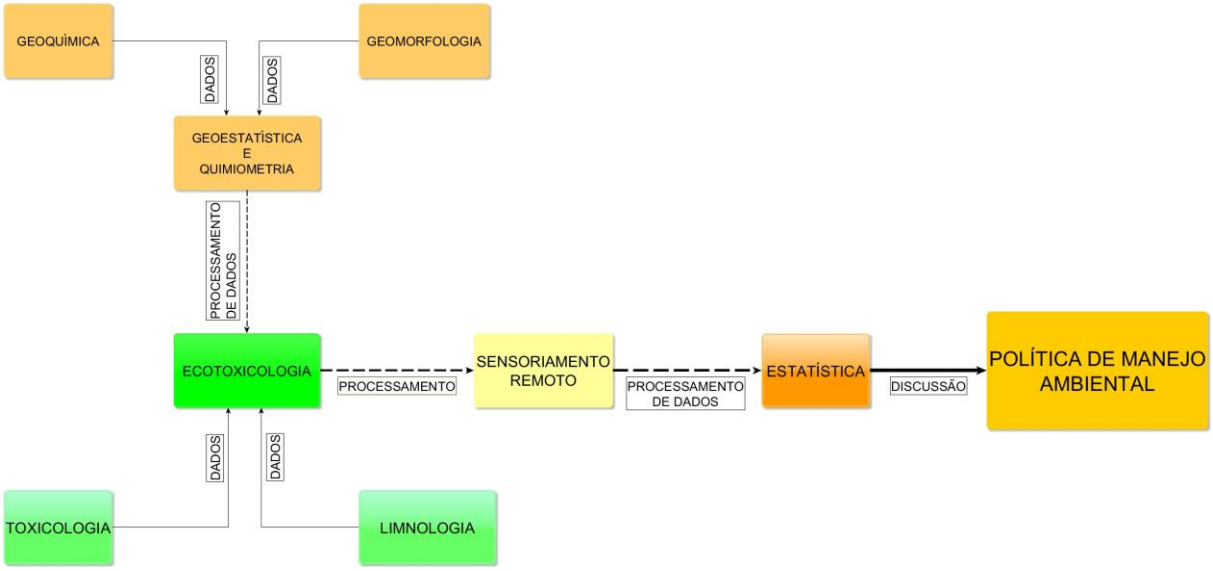


Figura 1: desenho esquemático das Áreas de conhecimento e suas interconexões empregadas neste trabalho

A organização desta dissertação foi no formato de capítulos a fim de apresentar, discutir e integrar sequencialmente cada uma das diferentes áreas do conhecimento apresentadas na figura 1. Dessa forma, buscou-se maior facilidade de leitura por parte do leitor quanto aos resultados e conclusões levantadas.

Cada capítulo apresenta sua própria introdução (onde são apresentadas as áreas do conhecimento da figura 1), seus próprios objetivos (objetivos parciais), metodologia, resultados, discussão e conclusões (parciais) quando pertinentes. Os objetivos gerais deste trabalho são apresentados neste capítulo (Capítulo introdutório), e sua conclusão (conclusão geral) é apresentada no capítulo final (capítulo 4) desta dissertação.

Resumidamente, a organização dos temas de cada capítulo se seguiu como descrito abaixo:

1) **Primeiro capítulo:**
   a. Capítulo introdutório com objetivo de introduzir a temática geral desta dissertação.

2) **Segundo capítulo:**
   a. Capítulo descritivo e analítico da área de estudo adotada (Reservatório Guarapiranga).
   b. Apresenta, levanta e discute algumas das variáveis geográficas de interesse para ecotoxicologia para posterior aplicação no terceiro capítulo.

3) **Terceiro Capítulo:**
   a. Capítulo analítico quantitativo e qualitativo do ambiente.
   b. Determina e discute os aspectos ecotoxicológicos quantitativos e qualitativos e espaciais do sedimento do Reservatório Guarapiranga.
   c. Discute a aplicabilidade, efeitos e consequências do atual manejo do Reservatório Guarapiranga.

4) **Quarto Capítulo:**
   a. Apresenta as considerações finais do trabalho e aponta futuros estudos.

Referências

ALOUPI, M.; ANGELIDIS, M. O. Geochemistry of natural and anthropogenic metals in the coastal sediments of the island of Lesvos, Aegean Sea. *Environmental Pollution*, v. 113, n. 2, p. 211–219, 2001. Disponível em: <http://doi.org/10.1016/S0269-7491(00)00173-1>. Acesso em: 28 set. 2016.

ARSLAN, N.; KOÇ, B.; ÇIÇEK, A. Metal contents in water, sediment, and oligochaeta-chironomidae of Lake Uluabat, a Ramsar Site of Turkey. *The Scientific World Journal*, v. 10, p. 1269–1281, 2010.

ASHRAF, M. A.; MAAH, M. J. ; YUSOFF, I. Study of chemical forms of heavy metals collected from the sediments of tin mining catchment. *Chemical Speciation and Bioavailability*, v. 24, n. 3, p. 183–196, 2012. Disponível em: <http://doi.org/10.3184/095422912X13406425859315>. Acesso em: 28 set. 2016.

ATKINSON, C. A.; JOLLEY, D. F.; SIMPSON, S. L. Effect of overlying water pH, dissolved oxygen, salinity and sediment disturbances on metal release and sequestration from metal contaminated marine sediments. *Chemosphere*, v. 69, n. 9, p. 1428–1437, nov. 2007.

BAI, J. et al. Spatial distribution and ecological risk assessment of heavy metals in surface sediments from a typical plateau lake wetland, China. *Ecological Modelling*, v. 222, n. 2, p. 301–306, 2011. Disponível em: <http://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2009.12.002>. Acesso em: 28 set. 2016.

BEYRUTH, Z. *Comunidade fitoplanctônica da represa de Guarapiranga*: 1991-92: aspectos ecológicos, sanitários e subsídios para reabilitação ambiental. 1996. 191p. Tese Doutorado. - Faculdade de Saúde Pública, Universidade de São Paulo, São Paulo, 1996.

_____. Periodic disturbances, trophic gradient and phytoplankton characteristics related to cyanobacterial growth in Guarapiranga reservoir, São Paulo State, Brazil. *Hydrobiologia*, v. 424, p. 51-65, 2000.

BRANCO, S. M.; ROCHA. A. A. *Poluição, proteção e usos múltiplos de represas*. São Paulo: Edgard Blucher/Cetesb, 1977. 186p.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente; SÃO PAULO (Estado). Secretaria de Saneamento e Energia; BANCO INTERNACIONAL PARA RECONSTRUÇÃO E DESENVOLVIMENTO. *Relatório de avaliação ambiental dos componentes do programa*: Programa Mananciais. 2009. 201p. Disponível em: <http://www.google.com.br/url?sa=t&rct=j&q=&esrc=s&source=web&cd=1&ved=0CB4QFjAA&url=http://www.saneamento.sp.gov.br/mananciais/RAA_jun09/RAArevJun09.pdf&ei=C2-tU-LpHcu_sQSq1YD4AQ&usg=AFQjCNHXfX1bVVBEangmhhk6HqLE6kpTRw&sig2=eVjaCzKI0ub_L5FXyxfyLA>. Acesso em: 20 jan. 2015.

BRASIL. Ministério Do Meio Ambiente. Secretaria Do Meio Ambiente; COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO. Relatório de qualidade das águas interiores do Estado de São Paulo: 2007. São Paulo: Secretaria do Meio Ambiente, 2008. 540 p (Série Relatórios).

_____; _____. *Relatório de qualidade das águas interiores do Estado de São Paulo*, referente aos anos de 2003, 2006, 2007, 2008 e 2009. São Paulo: Secretaria do Meio Ambiente, (Série Relatórios Técnicos, publicados respectivamente nos anos 2004, 2007, 2008, 2009 e 2010). Disponível em: <http://www.cetesb.sp.gov.br/>. Acesso em: 10 nov. 2016.

CAIRNS, J.; NLEDERLEHNER, B. R. Developing A field of landscape ecotoxicology. *Ecological Applications*, v. 6, n. 3, p. 790–796, 1996. Disponível em: <http://doi.org/10.2307/2269484>. Acesso em: 10 nov. 2016.

CALEFFI, S. Impacto do uso de sulfato de cobre sobre o zooplâncton na represa Guarapiranga. In: ESPÍNDOLA E.L.G. (Ed.) et al. *Ecotoxicologia*: perspectivas para o Século XXI. São Carlos: RiMa, 2000. p. 573.

CARDOSO, S. S. *Heterogeneidade espacial e a qualidade das águas superficiais do reservatório Guarapiranga* (São Paulo- SP- Brasil). Dissertação (Mestrado em Ecologia) – Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, 2008

CARVALHO, L. R. et al. Cyanobacterial occurrence and detection of microcystin by planar chromatography in surface water of Billings and Guarapiranga reservoirs, SP, Brazil. *Revista Brasileira de Botânica*, v. 30, n.1, p. 141-148, 2007.

COGNETTI, G.; MALTAGLIATI, F. Ecosystem service provision: an operational way for marine biodiversity conservation and management. *Marine Pollution Bulletin*, v. 60, n. 11, p. 1916–1923, 2010. DOI:10.1016/j.marpolbul.2010.09.017. Disponível em: < http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0025326X10004339?np=y>. Acesso em: 10 nov. 2016.

CUNHA, B.B. et al. Kinetics and adsorption isotherms of bisphenol A, estrone, 17-estradiol and 17-ethinylestradiol in tropical sediment samples. *Water Air Soil Pollution*, v. 223, p. 329-336, 2011.

FONTANA, L. et al. The eutrophication history of a tropical water supply reservoir in Brazil. *Journal of Paleolimnology*, v. 51, p. 29-43, 2014.

FUNDAÇÃO PATRIMÔNIO HISTÓRICO DA ENERGIA E SANEAMENTO; COMPANHIA DE SANEAMENTO BÁSICO DO ESTADO DE SÃO PAULO. *Espaço das águas*: dossiê institucional empresas de saneamento em São Paulo. 2008. Disponível em: <http://memoriasabesp.sabesp.com.br/acervos/dossies/pdf/2_dossie_institucional_empresas_de_saneamento.pdf>. Acesso em: 03 jul. 2014.

GALVÃO, H. M. et al. Cyanobacterial blooms in natural waters in southern Portugal: a water management perspective. *Aquatic Microbial Ecology*, v. 53, n. 1, p. 129–140, 2008. DOI:10.3354/ame01228.

GOLTERMAN, H. L.; SLY, P. G.; THOMAS, R. L. *Study of the relationship between water quality and sediment transport*. S.l.: Scientific and Cultural Organization, 1983.

GUIMARÃES, G. M. *Avaliação da concentração de metais e elementos traço em amostras de sedimento do Reservatório Guarapiranga, São Paulo-SP, Brasil*. 2011. 171 f. Dissertação (Mestrado) - Universidade de São Paulo, São Paulo, Brasil. 2011. Disponível em: <https://www.google.com.br/url?sa=t&rct=j&q=&esrc=s&source=web&cd=2&cad=rja&uact=8&ved=0CCYQFjAB&url=http%3A%2F%2Fwww.teses.usp.br%2Fteses%2Fdisponiveis%2F85%2F85131%2Ftde-26082011-101237%2Fpublico%2F2011GuimaraesAvaliacao.pdf&ei=MloPVI7nBpLJgwTku4GADA&usg=AFQjCNHUddj8ysPOxBEfCO5FWhStBO6W3A&sig2=MfwPLlIBdDt7f_7f3HbzMA>. Acesso em: 09 set. 2014.

GUO, W. et al. Pollution and potential ecological risk evaluation of heavy metals in the sediments around Dongjiang Harbor, Tianjin. *Procedia Environmental Sciences*, v. 2, n. 5, p. 729–736, 2010. Disponível em: <http://doi.org/10.1016/j.proenv.2010.10.084>. Acesso em 28 set. 2016.

HANSON, M. J., ; STEFAN, H. G. Side effects of 58 years of copper sulfate treatment of the Fairmont Lakes, Minnesota. *Journal of the American Water Resources Association*, v. 20, n. 6, p. 889–900, 1984. DOI:10.1111/j.1752-1688.1984.tb04797.x.

HAVENS, K. E. An experimental comparison of the effects of two chemical stressors on a freshwater zooplankton assemblage. *Environmental Pollution*, v. 84, p. 245 251, 1994.

LE JEUNE, A.-H. et al. Effect of copper sulphate treatment on natural phytoplanktonic communities. *Aquatic Toxicology*, v. 80, n. 3, p. 267–280, 2006.

LEWANDOWSKI, C. M. Eutrophication management framework for the policy-maker. *MAB Digest*, v. 1, p. 1–79, 1989. DOI:10.1017/CBO9781107415324.004.

LÓPEZ, P. et al. Sediment size distribution and composition in a reservoir affected by severe water MACDONALD, D. D.; INGERSOLL, C. G.; BERGER, T. A. Development and evaluation of consensus-based sediment quality guidelines for freshwater ecosystems. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, v. 39, p. 20–31, 2000. DOI:10.1007/sOM440010075.

MAGALHÃES, V. F. et al. Microcystins (cyanobacteria hepatotoxins) bioaccumulation in fish and crustaceans from Sepetiba Bay (Brasil, RJ). *Toxicon* v. 42, p. 289-295, 2003.

MARIANI, C.F. *Variação temporal do teor de SVA/ MES e avaliação integrada do sedimento do Braço do Rio Grande (Complexo Billings – SP)*. 2010. 143 p. Tese (Doutorado) - Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo. Departamento de Ecologia. São Paulo, 2010.

_____; POMPÊO, M. L. M. Potentially bioavailability metals in sediment from a tropical polymictic environment, Rio Grande Reservoir, Brazil. *Journal of Soils and Sediments*, v. 8, p. 284–288, 2008.

MENDIONDO, E. M. *Global review of lake and reservoir eutrophication and associated management challenges*. 2013. 14 p. Disponível em: <http://wldb.ilec.or.jp/ILBMTrainingMaterials/resources/eutrophication_challenges.pdf>. Acesso em: 10 nov. 2016.

MICHALAK, A. M. et al. Record-setting algal bloom in Lake Erie caused by agricultural and meteorological trends consistent with expected future conditions. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, v. 110, n. 16, p. 6448–6452, 2013. DOI:10.1073/pnas.1216006110.

MOSCHINI-CARLOS, V. et al. Cyanobacteria and cyanotoxin in the Billings Reservoir (São Paulo, SP, Brazil). *Limnetica*, v. 28, n. 2, p. 273-282, 2009.

MOZETO, A. A.; BEVILACQUA, J.E.; DE PAULA F.C. Biogeoquímica de metais pesados e nutrientes dos sedimentos e particulados de mananciais eutróficos da região metropolitana de São Paulo. In: REUNION CHEMRAWN EN QUÍMICA AMBIENTAL, 11.; CONGRESSO LATINO AMERICANO EN QUÍMICA ANALÍTICA AMBIENTAL, 1998, Montevideo, Uruguai. *Anais*... Montevideo, Uruguai, 1998. p. 115.

_____; SILVÉRIO, P.F.; SOARES, A. Estimates of benthic fluxes of nutrientes across the sediment-water interface (Guarapiranga reservoir, São Paulo, Brazil). The Science of the Total Environment, v. 266, p. 135-142, 2001.

NASCIMENTO, R.L.D. *Proposição de valores de referência para concentração de metais e metaloides em sedimentos límnicos e fluviais da Bacia Hidrográfica do Rio Tietê, SP*. 2003. 142 p. Tese (Doutorado) - Instituto de Química, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 2003.

NASELLI-FLORES, L. et al. Toxic cyanobacterial blooms in reservoirs under a semiarid mediterranean climate : the magnification of a problem. Wiley Periodicals, p. 399–404, 2007. DOI:10.1002/tox.

OGASHAWARA, I. et al. Cyanobacteria detection in Guarapiranga Reservoir (São Paulo State, Brazil) using Landsat TM and ETM + images. *Ambiente & Água*: A Interdisciplinary Journal of Applied Science, v. 9, n. 2, p. 224 – 238, 2014. Disponível em: <http://www.ambi-agua.net/seer/index.php/ambi-agua/article/view/1327/pdf_1022>. Acesso em: 03 jul. 2014.

POMPÊO, M. L. M. et al. Biodisponibilidade de metais no sedimento de um reservatório tropical urbano (reservatório Guarapiranga - São Paulo (SP), Brasil): há toxicidade potencial e heterogeneidade espacial? *Geochimica Brasiliensis*, v. 27, n. 2, p. 104-119, 2013.

_____ et al. (Orgs.). Ecologia de reservatórios e interfaces. São Paulo: Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, 2015. Disponível em: <http://ecologia.ib.usp.br/reservatorios/>. Acesso em: 22 nov. 2016.

REZENDE, J. H.; BOTTER, R. C. Programa de gestão de resíduos e efluentes para marinas de águas interiores, terminais hidroviários de passageiros e embarcações de turismo e lazer em reservatórios. *Engenharia Sanitária E Ambiental*, v. 9, n. 1, p. 7–12, 2004.

RODGHER, S. et. al. Limnological and ecotoxicological studies in the cascade of reservoirs in the Tietê River (São Paulo, Brazil). *Revista Brasileira de Biologia*, v. 65, n. 4, p. 697–710, 2005. DOI:/S1519-69842005000400017. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1519-69842005000400017&lng=en&nrm=iso&tlng=en>. Acesso em: 09 set. 2014.

RODRIGUES, A. *Elaboração de mapa de sensibilidade ambiental às florações massivas de cianobactérias no Reservatório Guarapiranga, Região Metropolitana de São Paulo*. Trabalho de monografia (Ciências Ambientais) - Universidade Federal de São Paulo, Diadema, Brasil, p. 76, 2014. Disponível em: <http://ecologia.ib.usp.br/reservatorios/tcc/>. Acesso em: 10 nov. 2016.

ROSA, A. H.; FRACETO, L. F.; MOSCHINI-CARLOS, V. *Meio ambiente e sustentabilidade*. Porto Alegre: Bookman, 2012. 412 p.

SANTORO, A. et al. Bioaccumulation of heavy metals by aquatic macroinvertebrates along the Basento River in the South of Italy. *Water, Air, and Soil Pollution*, v. 201, n. 1-4, p. 19–31, 2009.

SÃO PAULO (Estado). Secretaria do Meio Ambiente. Coordenadoria De Educação Ambiental. *Caderno ambiental Guarapiranga*. São Paulo: SMA/CEA, 2008. p. 84.

SILVA, S. C. *Metais-traço em sedimentos do Reservatório Paiva Castro (Mairiporã- São Paulo)*: histórico por meio da geocronologia do Pb210, biodisponibilidade e uma proposta para a gestão dos recursos hídricos. 2013. Tese (Doutorado em Ciências, na Área de Ecologia de Ecossistemas Terrestres e Aquáticos) – Instituto de Biociência, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2013.

THORNTON, J.; STEEL, A.; RAST, W. Reservoirs. In: CHAPMAN, D. (Ed.). *Water quality assessments*: a guide to use of biota, sediments and water in environmental monitoring. 2. ed. London: WHO, 1996. Cap. 8.

TUNDISI, J.G. Impactos ecológicos da construção de represas: aspectos específicos e problemas de manejo. In: _____. *Limnologia e manejo de represas*. São Carlos: USP/EESC/CRHREA, 1988. p. 1-76. (Monografias em limnologia, v.1, tomo I).

_____. *Recursos hídricos*. *MultiCiência*, v. 1, p. 1–15, 2003.

WEHR, J. D.; SHEATH, R. G. *Freshwater algae of North America*: ecology and classification. San Diego : Academic Press, 2003.

WHATELY, M.; CUNHA, P.M. *Guarapiranga 2005*: como e por que São Paulo está perdendo este manancial: resultados do diagnóstico socioambiental participativo da bacia hidrográfica da Guarapiranga. São Paulo: Instituto Socioambiental, 2006a. 43 p.

_____. *Seminário Guarapiranga 2006*: proposição de ações prioritárias para garantir água de boa qualidade para abastecimento público. São Paulo: Instituto Socioambiental, 2006b. 171 p.

ZAGATTO, P.A.; ARAGÃO, M.A. *Avaliação ecotoxicológica do Reservatório Guarapiranga, SP, com ênfase ao problema de algas tóxicas*. São Paulo: CETESB, 1995.

ZWART, D. et al. Diagnosis of ecosystem impairment in a multiple-stress context: how to formulate effective river basin management plans. *Integrated Environmental Assessment and Management*, v. 5, p. 38–49, 2009.

Capítulo 2

Caracterização morfométrica do Reservatório Guarapiranga

Introdução

"Uma ferramenta de grande importância para o conhecimento das características morfométricas de corpos d'água é a elaboração de cartas batimétricas, as quais possibilitam um maior entendimento da estrutura e do funcionamento dos ambientes aquáticos. Esses mapas constituem um importante subsídio para a realização de estudos sobre evolução de assoreamento, qualidade da água e ictiofauna, entre outros. O conjunto dessas informações torna-se de grande valia no direcionamento de ações de conservação de corpos d'água" (RESCK; BEZERRA NETO; COELHO, 2007).

Levantamentos batimétricos são indispensáveis para estudos limnológicos, permitindo estimar taxas de assoreamento, calcular volumes de armazenamento, atualizar as curvas de capacidade, modelar o relevo submerso, além de auxiliar nos planos de manejo e mitigação de ambientes hídricos (Álvares et al., 2001). Através desse tipo de estudo que informações de grande valia socioeconômica e ambiental são adquiridas. Como exemplo, cita-se o cálculo de estoque hídrico e da taxa de assoreamento. Informações de grande implicação para o abastecimento, envolvendo o setor público, agropecuário, industrial e hidroviário (RESCK; BEZERRA NETO; COELHO, 2007; BRASIL, 2011).

Sabidamente, os recursos hídricos potáveis estão se exaurindo. No caso dos reservatórios brasileiros, um número expressivo se encontra total ou parcialmente assoreado, principalmente os de médio (500 a 1.000 km^2) e de pequeno porte (100 a 500 km^2). Dentre os fatores causadores deste problema, pontuam-se o assoreamento e escassez hídrica, além das questões do mal-uso da água, do abastecimento público e da falta de saneamento ambiental (PEREIRA, 2008). Portanto, faz-se necessário o gerenciamento de fontes hídricas de maneira regular e periódica. Neste contexto, são de grande importância estudos metodológicos que quantifiquem o grau de assoreamento de reservatórios hídricos.

Especificamente o caso do Reservatório Guarapiranga, fonte abastecedora de quase 30% da população da Região Metropolitana de São Paulo (RMSP), é um ambiente que retém um histórico antigo e contínuo de adensamento populacional. Adensamento responsável tanto pela poluição das águas do reservatório, quanto do aumento na erosão do solo em função da perda da cobertura vegetal de seu entorno (SÃO PAULO, 2008).

Segundo Campagnoli (2002), a taxa de sedimentação do Reservatório Guarapiranga já se demonstrava ser expressivamente alta, comparável a áreas de rejeito de mineração, e ainda sob forte indicação de aumento dessa taxa, em função do tempo de vida útil e eventual perda de suas sub-bacias de sedimentação periféricas (NOCHI, 2006).

Sabe-se, na prática, que levantamentos batimétricos não são uma tarefa fácil (ESPARTEL, 1987). O esforço amostral depende da extensão da lâmina d'água bem como de elevadas profundidades do corpo d'água estudado, e, dependendo do ecossistema em questão, o método adotado de levantamento batimétrico pode ser árduo, ou até mesmo inviável, demandando muito tempo e recursos humanos e financeiros.

Na literatura, são muitos os métodos de mensuração batimétrica de corpos hídricos. A decisão do método a ser empregado fica dependente da escala de levantamento, em razão das diversas finalidades dos recursos hídricos, e que cada situação exige uma metodologia ou técnica na execução diferente (DANTON; BILHALVA, 2013).

De acordo com a denominação de Ferreira; Rodrigues; Santos (2002) e Danton; Bilhalva (2013), os levantamentos batimétricos podem ser separados em dois tipos: estáticos e cinemáticos (ou automatizados).

No caso do levantamento estático, o esforço amostral é estruturado de forma a ser suficiente para obter a leitura da posição X (longitude), Y (latitude), Z (profundidade) com auxílio de estação total e prisma. A determinação da profundidade (Z) da água pode ser obtida com uso de trena. Sua mensuração também pode ser adquirida através da utilização de ecosondas acopladas a GPS, caracterizando novas formas de executar um levantamento batimétrico (ELIAS, 2003). A determinação da profundidade pode ser feita, com o uso de sonares (ecosondas ou ecobatímetros), de forma absoluta. Sendo que para os exemplos supracitados, tem que haver a permanência estática ponto a ponto no levantamento (DANTON; BILHALVA, 2013). Uma das formas de se manter essa estacionariedade é justamente a correção batimétrica pela cota altimétrica, tal como realizado por AMARO; LIMA; SANTOS (2013) em um estudo temporal da evolução da linha de maré em Ponta do Tubarão.

Já os levantamentos cinemáticos permitem a determinação da posição da embarcação via o uso de receptor GPS (*Global Positioning System*) acoplado a sonares (ecosondas ou ecobatímetros) a fim de determinar as posições espaciais e a determinação do barco em movimento (cinemática). Esse tipo de levantamento batimétrico é considerado como de última geração, sendo a sua principal vantagem a rapidez na execução dos levantamentos (DANTON; BILHALVA, 2013), baixo custo, reduzido tempo de execução e com alto grau de eficiência (IHO, 2005, apud FERREIRA; RODRIGUES; SANTOS, 2012).

Com o avanço cada vez mais intenso da tecnologia, surgiram novos métodos de levantamento batimétrico de relativo baixo custo, reduzido tempo de execução e com alto grau de

confiabilidade: batimetria por sonar, batimetria por laser, batimetria por radar e por radar de penetração no solo. Atualmente, com o uso dos conhecimentos da cartografia associados às ferramentas e técnicas de posicionamento por satélites e geoestatística, houve uma grande facilitação dos estudos batimétricos, tanto que é corriqueiramente utilizado em estudos de assoreamento de fontes hídricas em geral (PEREIRA, 2008).

No caso específico de levantamentos batimétricos de corpos hídricos em função de sua aplicação e importância, há a necessidade de normativas de padronização internacionais e nacionais para este tipo de levantamento (DANTON; BILHALVA, 2013). Tais normativas categorizam e definem padrões de qualidade e precisão dos levantamentos batimétricos, especialmente para aqueles realizados em recursos hídricos terrestres e marinhos.

No Brasil, o método oficial de levantamento batimétrico adotado é o ecobatímetro multifeixe. Esse amostrador batimétrico é utilizado por sua Marinha, via o Departamento de Levantamentos Hidrográficos, (SOUZA; KRUEGER, 2009). Contudo, tal aparelhagem é de difícil acesso e de alto custo, dificultando sua replicabilidade em estudos acadêmicos. Já no meio acadêmico científico, observa-se a utilização de diferentes métodos de levantamento batimétrico (SILVA, 2011; BICUDO; FORTI; BICUDO, 2002; BRASIL, 2011; CAMPAGNOLI, 2002; FURNANS; AUSTIN, 2008; RAKHMATULLAEV et al., 2011), muito em função dos recursos disponíveis e tempo hábil para sua execução.

Por fim, em um levantamento batimétrico qualquer, há a etapa de interpolação dos dados batimétricos/altimétricos para obtenção da imagem DEM (*Digital Elevation Model*). Dentre os inúmeros métodos de interpolação (matemáticos, trigonométricos ou geoestatísticos) existentes, como cita Landim (2000), há a geração de uma superfície digital ou imagem DEM, com relativa acurácia, e essa depende do interpolador adotado, da escala de trabalho e da eficiência no esforço amostral da variável espacial (HOEF; PETERSON, 2006; HOEF; PETERSON, 2010; RAKHMATULLAEV et al. 2011).

No caso específico dos interpoladores geoestatísticos, tal como a Krigagem, originada a partir da consagrada teoria das variáveis regionalizadas, tendo como seu grande criador Georges Matheron em sua publicação de 1962 (MATHERON, 1962), levam-se em consideração as características espaciais de autocorrelação de variáveis regionalizadas nos dados experimentais pontuais absolutos obtidos em campo e respectivas continuidades espaciais (YAMAMOTO, 2013, cap. 1, pg. 10). A estatística espacial (geoestatística) permite que os dados amostrais pontuais possam ser usados para parametrizar a estimação de superfícies (zonas que não foram

amostradas). Isso, através de cálculos de semivariogramas e análises do erro do estimador a fim de examinar a estrutura do fenômeno espacial de interesse (BRASIL, 2004), podendo incorporar fenômenos anisotrópicos, eixos direcionais, de tendência e de decaimento em suas modelagens, e, portanto, superando os tradicionais métodos de interpolação espacial (JOSEPH; BERNERT; SULLIVAN, 1998; LANDIM, 2000; ORTT et al., 2000; MARACHE et al., 2002; SOLER-LOPEZ, 2003, 2004; FURNANS; AUSTIN, 2008).

A partir da década de 80, a geoestatística alcançou novas aplicações da ciência (MONESTIEZ et al., 2001; FORTES et al., 2004; MCBRATNEY et al. 2000), sendo utilizada até mesmo em trabalhos de sensoriamento remoto (ATKINSON; LEWIS, 2000) e de limnologia envolvendo qualidade e gerenciamento hídrico (SMAL et al., 2015; BATISTA, 2011; ALCANTARA, 2008; BURGOS-LEÓN et al., 2012; PEREIRA, 2008; RAKHMATULLAEV et al., 2011).

Com o objetivo geral desta pesquisa em mente, foi feita a aquisição da morfometria do leito do Reservatório Guarapiranga, uma vez que essa variável é fundamental para a elaboração de planos de mitigação e manejo de ambientes hídricos (RESCK; BEZERRA NETO; COELHO, 2007).

Este capítulo serviu de base para elaboração dos capítulos seguintes desta dissertação, os quais poderão fomentar futuros planos de manejo e mitigação de impacto ambiental para reservatórios hídricos urbanos (RESCK; BEZERRA NETO; COELHO, 2007; ÁLVARES et al., 2001).

Objetivos (parciais)

A) modelar o relevo submerso do Reservatório Guarapiranga em ambiente de SIG (DEM - modelo digital de elevação, ou *digital elevation model*).

B) determinar a superfície real do sedimento do reservatório.

C) determinar o volume disponível do reservatório.

Materiais e Métodos

1. Área de Estudo

O reservatório Guarapiranga é situado numa sub-bacia do Alto Tietê, São Paulo - Brasil, a 23º 43'S e 46º 32'O (WGS-84), a sudoeste da Região Metropolitana de São Paulo principalmente nos municípios de São Paulo, Embu, Itapecerica da Serra e Embu-Guaçu e em pequena parte os municípios de Cotia, São Lourenço e Juquitiba, sob clima tropical, a aproximadamente 742 metros acima do nível do mar.

Segundo Eiger et al. (2012), o reservatório Guarapiranga apresenta regiões de urbanização intensa a leste, norte e sul; moradias irregulares a oeste; algumas pequenas manchas de vegetação remanescente de entorno próximas à margem do reservatório; e um parque (Parque do Guarapiranga) com cobertura vegetativa significativa; tendo uma população de aproximadamente 550 mil habitantes ocupando seu entorno (CALEFFI, 2000).

O reservatório Guarapiranga apresenta: 4 grandes afluentes, cujo valor médio de entrada d'água é de 11,8 m^3/ s e o volume de armazenamento útil é de 191610x10^3 m^3 (MOZETO; SILVÉRIO; SOARES, 2001); e uma área de drenagem equivalente a 631 km^2 (PADIAL, 2008), considerado como o segundo maior manancial dos sistemas de abastecimento da RMSP. O reservatório produz, em média, 14 mil litros de água por segundo para atender cerca de 3,7 milhões de habitantes (20% da população da RMSP) (WHATELY; CUNHA, 2006).

A Barragem do Reservatório Guarapiranga teve sua construção iniciada em 1906, com conclusão em 1909 com a finalidade de regularizar a vazão do rio Tietê e garantir a produção de energia elétrica em Santana do Parnaíba. A partir de 1927, a represa passou a ser utilizada como manancial para abastecimento público de São Paulo (COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO, 2001; WHATELY; CUNHA, 2006). A tendência de ocupação do entorno da represa foi marcada, entre as décadas de 20 e 50, por loteamentos residenciais, clubes, chácaras e marinas, atraídos por ofertas de lazer e pela qualidade da paisagem. A partir da década de 70, núcleos urbanos clandestinos, populosos e sem condições sanitárias e sociais, começaram a se instalar nas margens da represa (RODRIGUES, 2008). Atualmente, a população residente na bacia hidrográfica da Guarapiranga é estimada em 800 mil pessoas. Segundo o Instituto Socioambiental – ISA - o município de São Paulo abriga 67,5% dessa população (WHATELY, M.; CUNHA, 2006).

O declínio da qualidade da água do Reservatório Guarapiranga ficou evidente a partir da década de 70, com o crescente processo de eutrofização acelerado pela falta de saneamento

básico, resultando no enriquecimento de seu corpo d'água. No início da década de 80, florações de diatomáceas e cianobactérias passaram a ser frequentes, prejudicando o processo de tratamento da água destinado ao abastecimento público (RODRIGUES, 2008). Já em 1990, houve um surto de gastroenterite, associado à ingestão de água da Guarapiranga, que, na época, apresentou alta densidade de *Anabaena solitaria* (BEYRUTH, 1996; COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO, 1992 apud ROCHA, 1996). Desde então, o uso de sulfato de cobre, e mais tarde, do uso do peróxido de hidrogênio, para controlar florações de cianobactérias intensificou-se, chegando a dezenas de toneladas ao longo do ano de 2004 (CETESB, 2005, 2009).

Atualmente, a represa ainda se mantém eutrofizada, e desde 1976 (CALEFFI, 2000) há aplicação do algicida sulfato de cobre. Mais recentemente, além da aplicação do sulfato de cobre, passou-se a se utilizar o peróxido de hidrogênio como principal procedimento de manejo no controle do crescimento fitoplanctônico, especialmente de cianobactérias (CALEFFI, 2000; COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO, 2008).

2. Método da Amostragem Batimétrica

A fim de se obter um registro de toda superfície do sedimento do reservatório Guarapiranga, foram feitas duas saídas a campo, nos dias 29 e 30 de julho de 2015, especificamente para o levantamento batimétrico. A embarcação realizou um percurso em ziguezague para coleta dos dados batimétricos (tal como representado pela Fig. 3A) de modo a percorrer com maior eficiência toda a cobertura da linha d'água do reservatório, e, consequentemente, o respectivo sedimento abaixo.

Os pontos batimétricos foram coletados com o auxílio do Fishfinder (GARMIN GPSmap, modelo 421S) acoplado a um sonar na linha d'água e um data-log georreferenciado (Datum: WGS84, Projeção: UTM 23S), tal como metodologia aplicada em Danton; Bilhalva (2013) e em Resck; BEZERRA NETO; Coelho (2007). Adotou-se o uso do Fishfinder, por ser de fácil operação, baixo custo, de rápida obtenção de dados batimétricos e de resultados batimétricos comprovados quanto a sua precisão por Frazão (2006) e Danton; Bilhalva (2013). Para padronização das leituras do Fishfinder, adotou-se 17 km/h como a velocidade padrão da embarcação para obtenção dos pontos batimétricos.

3. Método da Delimitação das Margens do Reservatório

A etapa seguinte foi a delimitação da paisagem de interesse (com aplicação ecotoxicológica), cujas bordas foram toda a margem da lâmina d'água do reservatório. Definiu-se que seria utilizado o método de digitalização computacional visual vetorial para delimitação da lâmina d'água, uma vez que o reservatório Guarapiranga é raso e comumente apresenta grandes porções por macrófitas aquáticas emersas (LAGE, 2013), prejudicando a delimitação das margens do reservatório via métodos automatizados de classificação e vetorização espacial. Utilizou-se o programa QUANTUM-GIS (versão 2.14.1 Essen) para delimitação da área de interesse.

Viu-se a importância de se delimitar toda a lâmina d'água num momento único no tempo, pois a lâmina d'água do reservatório Guarapiranga sofre grande influência (variação de área planar) de sua cota hídrica (KENNEDY, 1999; SPERLING, 1999) - dado sua baixa profundidade.

A delimitação foi sujeita a uma padronização de acordo com valores de cota hídrica normais de gerenciamento do reservatório de interesse. Para tanto, buscaram-se imagens de satélite com precisão espacial menor do que 20 metros - para afetar o mínimo o possível a delimitação das margens do reservatório, sem trazer grandes custos à operacionalidade desta pesquisa - que estivessem disponíveis para a região e temporalmente mais próximas possíveis do atual presente.

Adotou-se o satélite ALOS, (Advanced Land Observing Satellite), sensor AVNIR (Advanced Visible and Near Infrared Radiometer), com resolução espacial de aproximadamente 10x10 metros, para a obtenção de imagens da região de estudo. As imagens ALOS/AVNIR utilizadas neste estudo são datadas de 09/03/2010 e 02/12/2007.

Após a obtenção das duas imagens, selecionou-se a imagem base, cuja data de aquisição fosse relativa à maior cota hídrica encontrada, mas que ainda estivesse dentro dos padrões normais de gerenciamento do reservatório modelo. Para tanto, os dados diários de cota hídrica referentes ao Reservatório Guarapiranga, disponibilizados pela EMAE (Empresa Metropolitana de Águas e Energia S.A.), foram utilizados para seleção da imagem modelo base. Por fim, definiu-se que a imagem do dia 09/03/2010, referente à cota hídrica 735,64 m, seria utilizada como base para execução de todas as etapas seguintes desta dissertação.

Sequencialmente, utilizaram-se os próprios pontos batimétricos coletados em campo com o Fishfinder para georreferenciamento da imagem modelo base.

Esta primeira digitalização permitiu a aquisição do polígono representativo da lâmina d'água. Posteriormente, este polígono foi reduzido aos limites amostrais batimétricos, garantindo

máxima representatividade ecotoxicológica, uma vez que: a) o sedimento recentemente exposto ao ar sofre alterações em sua composição, principalmente no que se refere à biodisponibilidade e consequentemente a toxicidade por metais à biota (VAZ, 1996; MELO; MELO; MELO, 2006; Cappuyns; Swennen, 2009); b) o solo/sedimento exposto ao ar não mais está em contato direto com a microbiota aquática do reservatório, tornando-se inadequado para a aplicação de estudos ecotoxicológicos limnológicos em sistemas hídricos tais como os índices de sedimento utilizados pela Diretiva Quadro D'água: Interim Sediment Quality Guidelines (ISQL) e Probable Effect Level (PEL).

Em vista dos pontos (a) e (b) apresentados no parágrafo anterior, observa-se a importância de se delimitar a região de estudo (lâmina d'água do reservatório) para uma sub-região que maximize as interações limnológicas e ecotoxicológicas do corpo hídrico de interesse. Assim, ao se delimitar tal região, a partir daqui denominada de "Paisagem de Estudo sob Potencial Efeito Toxicológico" (PEPET), toda e qualquer análise ecotoxicológica poderia ser atribuída ao reservatório, e comparada qualitativamente com outros ambientes. Dessa forma, este capítulo apresentará valores morfométricos relativos à lâmina d'água e a PEPET. Os resultados derivados da lâmina d'água servirão para análises temporais morfométricas e volumétricas do Reservatório Guarapiranga e os derivados da PEPET para estudos qualitativos comparativos ecotoxicológicos.

4. Método de Padronização dos Dados Batimétricos do Reservatório

A etapa seguinte foi analisar a superfície do sedimento do reservatório. Para tanto, cada ponto batimétrico inserido em ambiente SIG teve sua batimetria padronizada de acordo com a cota hídrica do dia da passagem do satélite, possibilitando uma eventual inserção de diferentes pontos batimétricos de datas diferentes no mesmo banco de dados (BD) espacial. Para essa padronização altimétrica, utilizaram-se os dados diários das cotas da lâmina d'água disponibilizados pela EMAE. Ressalta-se a necessidade dessa padronização principalmente em análises ambientais temporais, envolvendo estudos de sedimentação e perda de potencial hídrico de corpos d'água.

Para um caso explanatório da padronização batimétrica, cita-se um ponto teórico ID.Coleta 1 (de valores: batimetria= -3.15 metros, data de coleta = 06/05/2015 e cota = 735,40m). Para inserção desse ponto batimétrico em nosso banco de dados (BD), basta calcular sua altitude em relação ao nível do mar através da fórmula abaixo:

Altitude em relação ao nível do Mar para o Ponto (i) = Cota do Reservatório (do dia da amostragem) – Profundidade amostrada (do ponto i) *Equação 1*

Desta forma, obtêm-se um $P_{(1)}$ de altitude de valor a 732,25 m em relação ao nível do mar. Esta padronização batimétrica/altimétrica garante que nenhum valor no reservatório fique negativo, facilitando os procedimentos de geoestatística.

5. Método para Interpolação espacial e construção dos Mapas DEM

A etapa seguinte foi a construção da imagem DEM derivado dos 22165 pontos batimétricos coletados. Para tanto, utilizou-se o modelo de interpolação da rede de triangulação irregular (Triangulated Irregular Network - TIN) baseado no critério de Delaunay (princípio de circunferência concêntrica). Este método de interpolação foi adotado em função dele: a) garantir o mínimo e o máximo observados durante as amostragens batimétricas; b) garantir a eficiência da interpolação mesmo para densos pontos amostrais; c) facilitar a interpretação dos resultados obtidos; d) ser um método já largamente utilizado e aceito nos programas SIG; d) permitir descontinuidades abruptas de terreno: visto termos observado este fenômeno durante as saídas a campo; e) resultar numa representação mais realística da superfície, por não gerar atenuação de superfície - de forma a melhor representação das características geomorfométricas; f) apresentar baixos erros local e cumulativo (MITAS; MITASOVA, 1999; SÁRKÖZY, 1999; SUTTON; DASSAU; SUTTON, 2009; AMARO; LIMA; SANTOS, 2013).

5. Método de Quantificação e Análise da Superfície Real do Sedimento (SRS)

Após a geração da imagem DEM, utilizou-se da expansão SEXTANTE do software QGIS para obtenção das primeiras derivadas parciais para todo o sedimento do reservatório, sendo elas a primeira derivada parcial no sentido norte-sul (dY) e a Leste-Oeste (dX) de acordo com Sá (2014). Através da obtenção das duas derives primárias do sedimento, (dY e dX) de cada célula da matriz da batimetria do reservatório Guarapiranga, seguiu-se a metodologia descrita por Horn (1981) para o cálculo da superfície real do sedimento.

Como a projeção de todo o projeto do QGIS foi mantida no formato UTM 23S, com metros como unidade de distância, foi possível calcular em metros quadrados toda a superfície real do

sedimento do reservatório Guarapiranga, tal como segue a equação abaixo (equação 2) extraída de Horn (1981), resultando no mapa de Superfície Real do Sedimento (SRS).

$$SRS = [X_{(i)} / \text{cosine}(dx)] * [Y_{(i)} / \text{cosine}(dy)]$$ *Equação 2*

X: dimensão Leste-Oeste da célula $_{(\text{direção leste-oeste})}$: ALOS satélite $X_{(i)}$ definição = 10 m

Y: dimensão Norte-Sul da célula $_{(\text{direção norte-sul})}$: ALOS satélite $Y_{(i)}$ definição = 10 m

Uma vez obtida a SRS do Reservatório Guarapiranga, levantaram-se os valores volumétricos do reservatório, bem como suas curvas de nível, para posterior comparação com outras referências científicas da mesma região.

6. Método de Quantificação Volumétrica e Hipsométrica

Por fim, utilizou-se do programa Surfer (versão 5.0) e do complemento SEXTANTE "*Hypsometry*" do QUANTUM-GIS (QGIS – versão Essen 2.14.1) para cálculo do volume e da curva hipsométrica do reservatório Guarapiranga através do cálculo do trapezoide.

Resultados e Discussão

1. Levantamento Batimétrico:

Através do levantamento batimétrico, obteve-se um arquivo batimétrico de 22165 pontos, sendo 18.599 pontos (linha cinza) obtidos pelo Fishfinder, 78 pontos obtidos da coleta de sedimento para análise quantitativa do cobre no sedimento (discutidos no próximo capítulo) (pontos pretos da Figura 2), e a vetorização visual das margens do reservatório geraram 3488 pontos referentes aos limites da PEPET (linha preta das figuras 1 e 2).

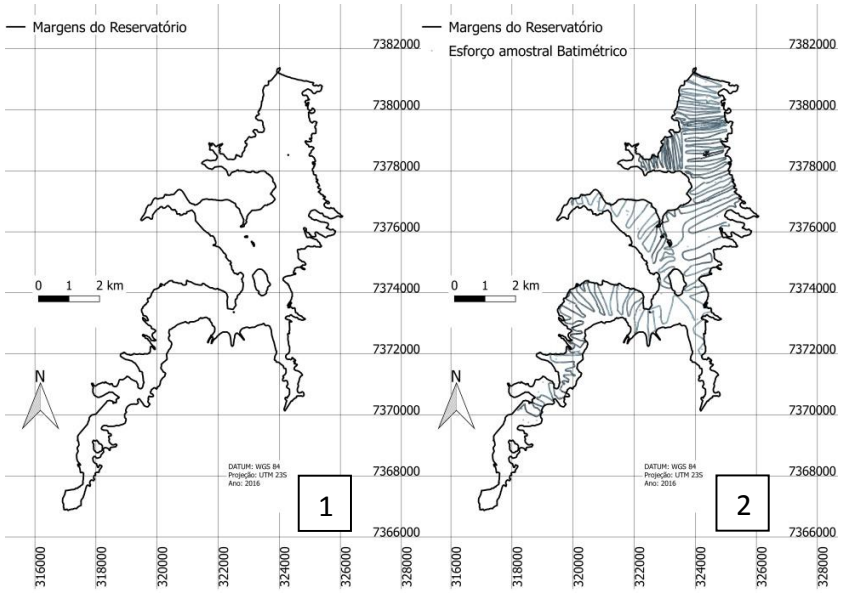


Figura 1: margens do reservatório a partir das imagens ALOS-AVNIR

Figura 2: Esforço amostral batimétrico relativo aos dias 29 e 30 de julho 2015, obtidos pelo FishFinder.

2. Interpolação do relevo submerso

A Figura 3 consiste no mapa batimétrico obtido por triangulação de rede irregular – TIN. Sua representação em níveis de cinza aponta que os valores batimétricos do reservatório foram transformados em altitude (altura relativa ao nível do mar).

Após a geração do mapa batimétrico, analisaram-se os valores máximos e mínimos encontrados na paisagem para a cota 735,64 (relativa a data da imagem do satélite utilizada). Com exceção das margens da PEPET de batimetria nula (0 metros), observaram-se valores batimétricos que variaram de 0,5 metros, quando próximos a essas margens e sobre alguns bancos de areia, a mais de 10 metros de profundidade, quando próximos a jusante do reservatório. O ponto de máxima profundidade encontrado está destacado em vermelho (batimetria de 13,5m). Pontos azuis destacam os afluentes do Reservatório Guarapiranga, e seus nomes seguem abreviatura descrita na própria tabela da figura.

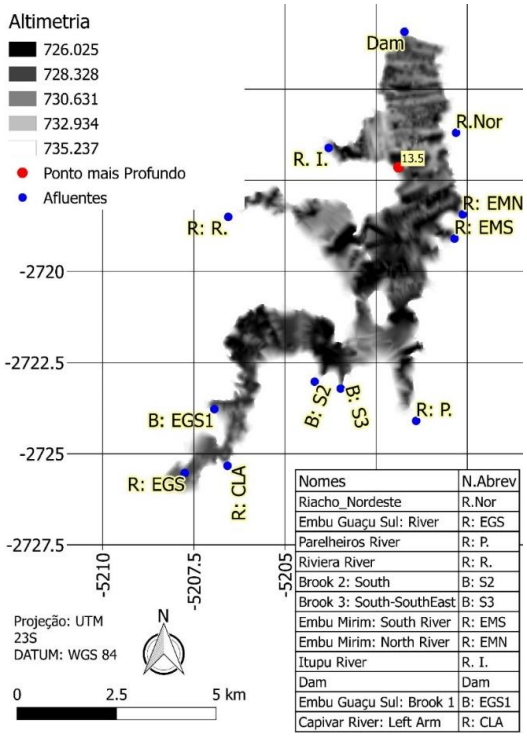


Figura 3: Mapa batimétrico do Reservatório Guarapiranga por TIN. Valores de profundidade transformados em altimetria para fins de comparatibilidade entre diferentes fontes de trabalho e datas pretéritas. Ponto máximo de profundidade destacado em vermelho. Afluentes destacados em azul (pontos azuis) conforme legenda da tabela da própria Figura 1.

Referente aos tributários do Reservatório Guarapiranga, observou-se uma grande influência do antigo rio de Embu-Guaçu sobre todo o braço sudoeste do reservatório (abreviação: "R: EGS"), gerando irregularidades no leito do reservatório para curta escala de espaço (variações batimétricas de 1 a 2 metros entre pontos distantes entre si por centímetros). Não somente, mas o fenômeno pôde ser acompanhado ao longo de um bom percurso horizontal, caracterizando o efeito *Thalweg*. Esse efeito pode ser explicado como resultado da ressuspensão do sedimento pela maior força hidráulica da entrada do rio, resultando numa irregularidade com grandes depressões ao longo do sedimento no entorno da entrada de afluentes em outros corpos hídricos. Através da força hidráulica desse rio, os particulados em suspensão trazidos pela água não se sedimentam rapidamente, sendo carreados até o corpo central do reservatório. Ao mesmo tempo em que o próprio material presente no fundo do reservatório (cascalhos, areias e outros grãos presentes no sedimento) é ressuspendido à coluna d'água (THORNTON, 1990, cap. 3; GALVEZ; NIELL, 1993). Contudo, para averiguar com maior certeza a razão da formação desse *thalweg*, são necessários futuros estudos de forma a abranger quantitativamente os fluxos dos respectivos afluentes e seus impactos na conformação do sedimento, tal como descrito por Thornton (1990).

Já ao longo do braço a oeste do Reservatório Guarapiranga, antigo leito do Rio Riviera (abreviação: "R: R"), a batimetria se mostrou significativamente constante, com um gradiente bastante linear, sem grandes variações espaciais. Isso, provavelmente, devido à baixa força hídrica proveniente deste afluente, e uma baixa ação do vento sobre o sedimento (THORNTON, 1990; ALCÂNTARA; CURTARELLI; STECH, 2016; MARQUES et al., 2014; ZHANG et al., 2014; MARQUES, 2013).

Na parte central do reservatório Guarapiranga, observou-se uma maior profundidade em relação às margens de seu entorno, mas, provavelmente em função da alta taxa de sedimentação presente neste reservatório, a conformação em funil ou em **U**, não pôde ser observada, tal como descreve Sperling (1999). Ao contrário do postulado por esse autor, a porção de maior profundidade encontrada no reservatório Guarapiranga se localiza mais próximo à região central do corpo d'água, do que ao ponto de captação/barragem, padrão este definido como sendo uma exceção por Sperling (1999, cap. III). Segundo Sperling (1999, cap. IV), corpos aquáticos rasos com conformação em **U** tendem a apresentar um maior efeito do vento sobre sedimento desses corpos hídricos, aumentando o revolvimento do material de fundo, principalmente quando estes são rasos, tal como o reservatório Guarapiranga.

Provavelmente em função da conformação em **U** associado a baixa profundidade do reservatório Guarapiranga, e significativos valores de FETCH, na parte central do reservatório, notam-se estruturas em forma de ondas ao longo do sedimento. Esse padrão de picos e vales apresenta um λ (lambda) constante, na direção sudeste-noroeste do reservatório, o qual corrobora com o eixo de maior FETCH e predominância de ventos da região (INPE – PCD 30890).

Segundo José; Baracuhy (Ecobatimetria - Teoria e Prática, 2008), o padrão ondulatório de sedimentos em corpos d'água pode ser explicado como um efeito resposta da ação do vento (Ecobatimetria - Teoria e Prática, Capítulo 1) sobre todo o corpo d'água, alterando suas taxas de sedimentação ao longo do reservatório (KLEEREKOPER, 1939; THORNTON, 1990; MARQUES, 2013; MARQUES et al., 2014; ZHANG et al., 2014; ALCÂNTARA; CURTARELLI; STECH, 2016).

3. Área e Volume do Leito do Reservatório

A partir do cálculo da SRS e do volume do reservatório, através do cálculo do trapezoide, o volume do Reservatório Guarapiranga foi estimado em 160,09hm^3 (Tabela 1). Mozeto; Silvério; Soares (2001) e EMAE (sem data) apresentam em seus trabalhos volumes significativamente maiores quando comparados ao volume obtido por esta pesquisa. Contudo, esses autores não descrevem em seus trabalhos o esforço do levantamento batimétrico, ou o método de interpolação, ou ainda o método de cálculo do volume utilizado, nem mesmo a qual cota esse volume se refere.

A priori, a diferença entre os volumes de Mozeto; Silvério; Soares (2001), EMAE (sem data) e SABESP (COMPANHIA DE SANEAMENTO BÁSICO DO ESTADO DE SÃO PAULO, 2016) com o obtido neste trabalho poderia ser explicada pela diferença entre os métodos utilizados para o cálculo do volume, e/ou o efeito da alta taxa de sedimentação da região (CAMPAGNOLI, 2002; GUIMARÃES, 2011). Contudo, ao se extrair a diferença volumétrica entre o volume obtido por este trabalho, referente a cota de 732,25 m, e o volume dos respectivos autores Mozeto; Silvério; Soares (2001) e EMAE (EMPRESA METROPOLITANA DE ÁGUAS E ENERGIA, sem data), normalizando-os para a mesma cota hídrica (de 736,62 m por exemplo), observa-se que o volume útil do Reservatório Guarapiranga apresentado por EMAE é significativamente menor do que aquele encontrado por este trabalho. Uma diferença de -6,44 hm^3. Duas possíveis razões para este fato:

A) o Reservatório Guarapiranga vem adquirindo volume útil desde sua construção. Contudo, frente aos resultados já pontuados por Campagnoli (2002), Guimarães (2011),

essa hipótese inicial é rejeitada. Assim, pode-se concluir que a diferença encontrada entre os dois volumes se deu através do método e esforços amostrais e analíticos utilizados.

B) a superfície do espelho d'água levantada ou estimada por Campagnoli (2002) e Guimarães (2011) para a mesma cota hídrica eram menores do que aquela levantada por esta pesquisa. Neste caso, através da divisão do volume negativo obtido do cálculo da diferença dos volumes (-6,44 hm^3) pela profundidade média obtida para mesma cota d'água padronizada (5,72 m), resultaria numa área de aproximadamente 1,13 km^2. Como o método de sondagem das margens do reservatório, e o próprio processo de lixiviação e degradação das margens do Reservatório Guarapiranga estão presentes há muitas décadas, essa segunda hipótese é bastante plausível, denotando que o reservatório já apresentou margens mais declivosas do que as observadas por este trabalho.

Ainda ao comparar os dados morfométricos desta pesquisa com os apresentados por Sperling (1999), observou-se que este reservatório não se encontra nem no ranking dos 50 maiores reservatórios brasileiros em volume, área ou até mesmo de profundidade máxima, mesmo este reservatório sendo considerado o segundo maior manancial dos sistemas de abastecimento da RMSP – responsável pelo abastecimento de quase 30% da população da Região Metropolitana de São Paulo (RMSP) (CALEFFI, 2000; MOZETO; SILVÉRIO; SOARES, 2001; WHATELY; CUNHA, 2006).

De acordo com nossos dados, o Reservatório Guarapiranga apresenta uma superfície real do sedimento (SRS) de aproximadamente 45,32 km^2. Segundo Campagnoli (2002), poder-se-ia esperar um SRS muito superior, pois algumas margens deste Reservatório já regrediram mais de um quilómetro de sua origem (SILVA, 2005). Ainda, segundo o mesmo autor, as várzeas do Reservatório Guarapiranga se encontram em péssimas condições e altamente assoreadas, impossibilitando seus papéis de retentoras do sedimento, diminuindo a taxa de assoreamento do reservatório em si.

De acordo com Nishimura (2012), a tendência de ocupação do entorno da represa foi marcada a partir da década de 1920 até 1950, por loteamentos residenciais, clubes, chácaras e marinas, atraídos por ofertas de lazer e pela paisagem. A partir da década de 1970, núcleos clandestinos, precários e populosos, começaram a se instalar nas margens da represa. Assim, a bacia de drenagem do reservatório sofreu continuas pressões em função da expansão das áreas urbanas (BEYRUTH, 1996). Além disso, a extração mineral e mineração de areia, que ocasionam

desmatamento, erosão e assoreamento nos tributários da represa, também contribuem para a redução da profundidade do reservatório, tal como se observa ao comparar a profundidade média descrita por CETESB (COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO, 2002) e o valor encontrado por esta pesquisa.

Embora Silva (2005) tenha observado que a maior taxa de sedimentação do Reservatório Guarapiranga tenha ocorrido no mesmo período em que houveram as alterações da morfologia das margens do reservatório e da cobertura vegetal de seu entorno, Zhang et al., (2014), Nicolodi (2007) e Marques (2013) também argumentam que a taxa de sedimentação de reservatórios também é alvo de influência de outros parâmetros físicos, biológicos, tais como: alterações na cota hídrica, alteração no tempo de residência, fluxo e periodicidade de precipitação nas sub-bacias do corpo d'água, presença de vegetação aquática submersa (cujo volume faz com que haja obstrução do caminho natural das águas da represa, aumentando ainda mais a sedimentação dos particulados em suspensão). Dessa forma, para um eventual estudo futuro, será de grande aplicação verificar eventuais correlações entre os dados deste trabalho com os mapas de seiches e cisalhamento de sedimento a fim de compreender melhor a razão do padrão de sedimentação do Reservatório Guarapiranga.

Tabela 1 - Parâmetros Morfométricos do Reservatório Guarapiranga

Nome	Este trabalho	Nishimura (2012)	Mozeto; Silvério; Soares, (2001)	SABESP[h] (2016)	EMAE[i] (sem data)	Queiroz (2014)	CETESB[g] (2002)	Kleerekoper (1939)
Área Total Planar (km^2)	24,85[a]	34[b,d]	-	-	33,91 [b,d]	27,78 [b,d]	33 [b,d]	35 [b,d]
Área Superficial do Sedimento (km^2)	45,32[a]	-	-	-		-	-	
Perímetro (km)	93,27[a]	85[b,d]	-	-	-	-	-	-
Máxima Profundidade (metros)	13,5[a]	-	-	-	-	-	-	13 [b,d]
Profundidade Média (metros)	5,72[a]	7 [b,d]	-	-	5,83 [b,d]	-	7 [b,d]	5,7 [b,d]
Razão Área/Perímetro	0,266[a]	0,4 [b,d]	-	-	-	-	-	-
Volume Útil (hm^3) com PEPET	129,192[a,f]	-	-	-	-	-		-
Volume Útil (hm^3) para toda lâmina d'água	130,956[e]	-	191,6 [b,d]	171,19 [b,d]	191,61 [b,d]	-	194 [b,d]	-
Volume Maximum Maximorum com PEPET (hm^3)	142,467[f]	-	-	-	-	-	-	-
Volume Maximum Maximorum para toda lâmina d'água	146,163[c]	-	-	-	197,63 [b,d]	-	-	-

[a] Cota Hídrica de 735,64m (baseado na cota do dia de obtenção da imagem do Satélite ALOS – 09/03/2010)

[b] Nível da Água desconhecida ou não declarada pelo autor

[c] Volume de Armazenamento Total – Cota 737,60 (nível máximo maximorum).

[d] Sem descrição do tipo de área (real ou planar), da cota, ou do tipo de cálculo de volume adotado.

[e] Volume de Armazenamento útil – cota de 736,62

[f] Morfometria da PEPET

[g] CETESB: COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO

[h] SABESP: COMPANHIA DE SANEAMENTO BÁSICO DO ESTADO DE SÃO PAULO

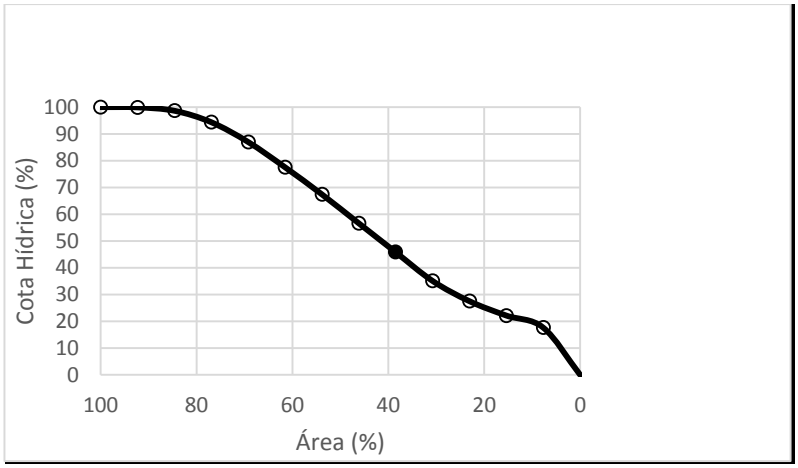
[i] EMAE: EMPRESA METROPOLITANA DE ÁGUAS E ENERGIA

3. Hipsometria

Como se pode observar pelo gráfico abaixo (

Gráfico 1), a maior porção do volume do reservatório reside nas maiores cotas altimétricas, comportamento típico de corpos d'água rasos, de baixa profundidade e alta superfície do espelho d'água. Uma vez superada a resistência do espelho d'água, a redução do volume do Reservatório Guarapiranga se manteve constante até 20% de sua cota mínima, a qual, em seguida teve uma abrupta queda do estoque hídrico do reservatório até atingir seu 0%.

Gráfico 1: Curva Hipsométrica do Reservatório Guarapiranga



4. Aspecto do Leito do Reservatório

Ao se analisar o padrão direcional do sedimento do Reservatório Guarapiranga (conhecido pela geomorfologia como o aspecto de uma superfície) (Figura 2), observou-se uma forte tendência da declividade do sedimento estar principalmente direcionada no sentido barragem-montante (norte-sul), exatamente contrária ao fluxo natural da água no reservatório e do vento predominante da região, indicando uma formação de seiches no sedimento – tal como é previsto por outros autores (MARQUES, 2013; MARQUES; ANDRADE; GUETTER, 2013, MARQUES et al., 2014).

Ao se analisar em maiores detalhes a orientação de vertentes do sedimento – aspecto do sedimento (Figura *4*), pode se observar que há predomínio de margens com coloração verde (ângulo azimutal de 270°) nas margens orientais do reservatório e menores parcelas de margem com coloração amarela (ângulo azimutal de 90°) dos gradientes da declividade. A figura mostra ainda que o reservatório apresenta regiões de grande irregularidade do sedimento, representadas no mapa pelas regiões com

súbita alteração da coloração. As porções a noroeste a sudoeste de toda a margem do reservatório apresentam tal comportamento irregular, enquanto que as porções a nordeste a sudeste apresentam uma alteração mais progressiva da coloração, representando uma maior continuidade espacial da direção do gradiente. Esse mesmo comportamento às margens leste do Reservatório pode ser explicado pelo estudo de Campagnoli (2002), o qual demonstrou diferenças significativas entre as taxas de sedimentação de cada sub-bacia do reservatório. Ainda segundo o autor, algumas várzeas do reservatório chegaram a recuar em até 1 km do seu ponto de origem – fato este também corroborado por Silva (2005). Dessa forma, com margens altamente assoreadas, e longos períodos de sedimentação, pode-se entender as tendências de direcionamento do gradiente no sedimento das regiões marginais desse reservatório.

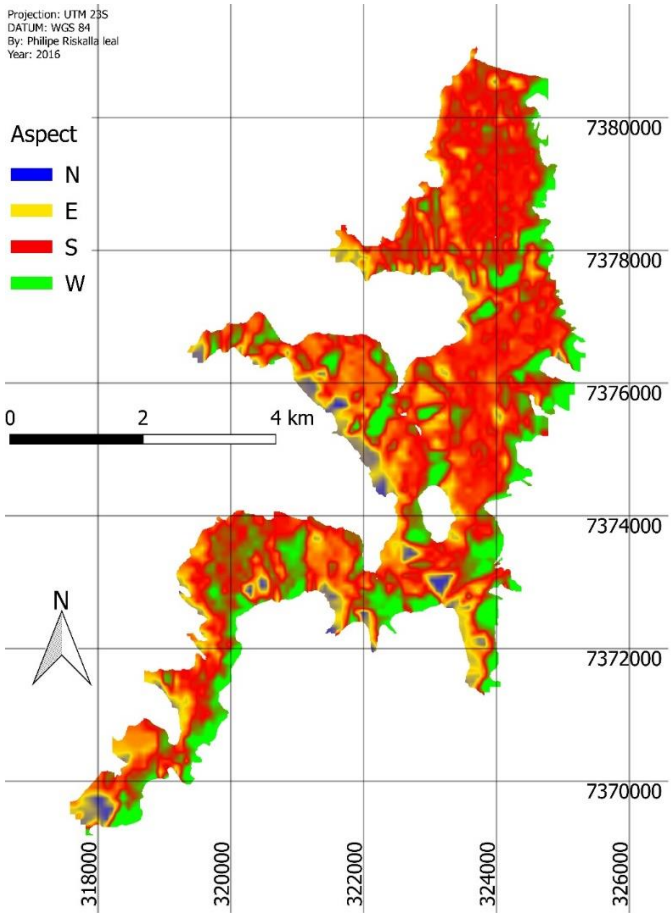


Figura 4: Mapa Aspecto do sedimento do Reservatório Guarapiranga

Conclusão

Neste capítulo, verificou-se que:

a) sabendo que a percepção das estruturas morfométricas do Reservatório Guarapiranga é dependente do interpolador, a interpolação por TIN se mostrou eficiente para interpretação das feições do leito do reservatório, principalmente para as zonas de alteração brusca da superfície do sedimento.

b) ao se comparar os diferentes volumes hídricos do Reservatório Guarapiranga, desta pesquisa e dos demais trabalhos da literatura (Tabela 1), verificou-se pequena variação entre os volumes, contrastando o fato de este ambiente apresentar uma alta taxa de sedimentação – indicando eventos de dragagem na região. Contudo, ressalta-se o fato de não haver registros de dragagem para este reservatório.

Referências

ALCANTARA, E. H. Use of ordinary Kriging algorithm and wavelet analysis to understanding the turbidity behavior in an Amazon floodplain. *Journal of Computational Interdisciplinary Sciences*, v. 1, n. 1, p. 57–70, 2008. DOI: 106062.

ALCÂNTARA, E.; CURTARELLI, M.; STECH, J. Estimating total suspended matter using the particle backscattering coefficient: results from the Itumbiara hydroelectric reservoir (Goiás State, Brazil). *Remote Sensing Letters*, v. 7, n. 4, p. 397–406, 2016. Disponível em: <http://doi.org/10.1080/2150704X.2015.1137646>. Acesso em: 17 nov. 2016.

ÁLVARES, M. T.et al. *Monitorização batimétrica em albufeiras*. Lisboa: Instituto da Água, Direção de Serviços de Recursos Hídricos, 2001.

AMARO, V. E.; LIMA, F. G. F.; SANTOS, M. S. T. An evaluation of digital elevation models to short-term monitoring of a high energy. *International Journal of Environmental, Chemical, Ecological, Geological and Geophysical Engineering*, v. 7, n. 4, p. 132–139, 2013.

ATKINSON, P. M.; LEWIS, P. Geostatistical classification for remote sensing: an introduction. *Computers and Geosciences*, Amsterdam, v. 26, p. 361-371, 2000.

BATISTA, L. F. A. *Modelagem espaço-temporal da colonização de macrófitas submersas no Reservatório de Taquaruçu.* Tese (Doutorado) - Universidade Estadual Paulista, Campus de Presidente Prudente, Presidente Prudente, Brasil, 2011.

BEYRUTH, Z. *Comunidade fitoplanctônica da Represa de Guarapiranga*: 1991- 1992: aspectos ecológicos, sanitários e subsídios para reabilitação da qualidade ambiental. Tese (Doutorado) - Universidade de São Paulo, São Paulo, 1996.

BICUDO, D. C.; FORTI, M. C.; BICUDO, C. E. M. (Orgs). *Parque Estadual das Fontes do Ipiranga (PEFI)*:u nidade de conservação que resiste à urbanização de São Paulo. São Paulo: Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo, 2002. 351 p. ISBN: 85-86624-20-9.

BRASIL. Marinha. *Normas da autoridade marítima para levantamentos hidrográficos:* NORMAM-25. 2011. Disponível em: <https://www.mar.mil.br/dhn/dhn/downloads/normam/normam_25.pdf>. Acesso em: 04 abr. 2016.

BRASIL. Ministério da Agricultura E do Abastecimento. *Agricultura de precisão para o manejo da fertilidade do solo em sistema plantio direto*. Rio de Janeiro: EMBRAPA SOLOS, 2004. Disponível em: <https://www.macroprograma1.cnptia.embrapa.br/redeap2/publicacoes/publicacoes-interessantes-sobre-ap/Livro_AP_2004.pdf>. Acesso em: 19 abr. 2016.

BURGOS-LEÓN, A. M. et al Spatial structuring of submerged aquatic vegetation in an estuarine habitat of the Gulf of Mexico. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, v. 93, n. 4, p. 855–866, 2012. doi: 10.1017/S0025315412000677.

CALEFFI, S. Impacto do uso de sulfato de cobre sobre o zooplâncton na represa Guarapiranga. In: ESPÍNDOLA, E.L.G.; PASCHOAL, C.M.R.B.; ROCHA, O.; BOHRER, M.B.C.; OLIVEIRA NETO, A.L. (Eds.). *Ecotoxicologia*: perspectivas para o século XXI. São Carlos: RiMa, 2000. 573 p.

CAMPAGNOLI, F. A aplicação do assoreamento na definição de geoindicadores ambientais em áreas urbanas: exemplo na Bacia do Alto Tietê, SP. Tese (Doutorado) – Escola Politécnica, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2002.

CAPPUYNS, V.; SWENNEN, R. Oxidation of anoxic soils and sediments: how can we evaluate the risk of heavy metal release? In: RAMSEY, G.; McHUGH, S. *River Sediments*, 2009. 26 p. ISBN: 978-1-60741-437-7.

COMPANHIA DE SANEAMENTO BÁSICO DO ESTADO DE SÃO PAULO. *Boletim dos mananciais*. 2016. Disponível em: <http://site.sabesp.com.br/site/interna/Default.aspx?secaoId=553>. Acesso em 26 out. 2016.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO. *Relatório de qualidade das águas interiores do estado de São Paulo 2001*. São Paulo: CETESB, 2002. 232 p. Disponível em: <http://www.cetesb.sp.gov.br/institucional/publicacoes-no-diario-oficial-3/>. Acesso em: 17 nov. 2016.

_____. *Relatório de qualidade das águas interiores do Estado de São Paulo, 2008.* (Série Relatórios / CETESB). ISSN 0103-4103. Disponível em: <http://aguasinteriores.cetesb.sp.gov.br/publicacoes-e-relatorios/>. Acesso em: 17 nov. 2016.

_____. *Relatório de qualidade das águas interiores do Estado de São Paulo, 2009*. Disponível em: <http://aguasinteriores.cetesb.sp.gov.br/publicacoes-e-relatorios/>. Acesso em 17 nov. 2016.

DANTON, W.; BILHALVA, D. B. Batimetria de pequenos reservatórios através de metodologia convencional e alternativa. Santa Maria: UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA MARIA, 2013.

EIGER, S. et al. Modelagem matemática de cargas difusas na Bacia do Guarapiranga, São Paulo. In SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, v. XXXIII, n. 13, p. 1–24, 2012. Disponível em: <https://www.abrh.org.br/SGCv3/UserFiles/Sumarios/0f5d024e8742185ae54e4b88e80d7939_d40153ed30dadf78455ba3d2d3840eb4.pdf>. Acesso em 02 dez 2016.

ELIAS, A. R. *Assoreamento de represas: estimativa por meio da integração batimetria*: GPS. Cascavel: Edunioeste, 2003. 75 p

ESPARTEL, L. *Curso de topografia*. 6. ed. Porto Alegre: Globo, 1987. 655 p.

FERREIRA, I. O.; RODRIGUES, D. D.; SANTOS, A. P. Levantamento batimétrico automatizado aplicado à gestão de recursos hídricos: estudo de caso: represamento do Ribeirão São Bartolomeu, Viçosa – Mg. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE CIÊNCIAS GEODÉSICAS E TECNOLOGAS DA GEOINFORMAÇÃO, 4. Recife, 2012. P. 1-8.

Fortes B. P. M. D. et al. Modelagem geoestatística da infecção por Ascaris lumbricoides. *Cadernos de Saúde Pública*, Rio de Janeiro, v. 20, p. 727-734, 2004.

FURNANS J.; AUSTIN B. Hydrographic survey methods for determining reservoir volume. *Environmental Modeling & Software*, v. 23, p. 139-146, 2008. DOI 10.1016/j.envsoft.2007.05.011.

GALVEZ, J. A.; NIELL, F. X. Sedimentation and Mineralization of Seston in a eutrophic reservoir, with a tentative sedimentation model. In Straskraba, M.; Tundisi, J. G. ; Duncan, A. (Eds.), *Developments in hydrology:* comparative reservoir limnology and water quality management. Dordrecht: KLUWER ACADEMIC PUBL, 1993. p. 119–126.

GUIMARÃES, G. M. *Avaliação da concentração de metais e elementos traço em amostras de sedimento do Reservatório Guarapiranga, São Paulo-SP, Brasil*. Dissertação (Mestrado) - INSTITUTO DE PESQUISAS ENERGÉTICAS E NUCLEARES, São Paulo, 2011.

HOEF, J.M.V., PETERSON, E., Theobald D. Spatial statistical models that use flow and stream distance. *Environmental and Ecological Statistics*, v. 13, p. 449–464, 2006.

_____.; _____. A moving average approach for spatial statistical models of stream networks. *Journal of the American Statistical Association*, v. 105, p. 6–18, 2010.

HORN, B. K. P. Hill shading and the reflectance map. *Proceedings of the IEEE*, v. 69, n. 1, p. 14–47, 1981. Disponível em: <http://doi.org/10.1109/PROC.1981.11918>. Acesso em 25 out. 2016.

INTERNACIONAL HYDROGRAPHIC ORGANIZATION. *Manual de Hidrografia*. Versão traduzida para português publicada pelo Instituto Hidrográfico, Portugal. 1ed. mai, 2005. Correção 2010. Publicação C-13.

JOSEPH, A; BERNERT, J. A.; SULLIVAN; T. J. *Bathymetric analysis of Tillamook Bay*: comparison among bathymetric databases collected in 1867, 1957 and 1995. Corvallis, Oregon: E&S Environmental Chemistry, Inc., 1998. 23 p.

KENNEDY, R. H. et al V. Reservoirs and the limnologist's growing role in sustainable water resource management, 1999–2000. *Hydrobiologia*, v. 504, 2003.

KLEEREKOPER, H. Estudo limnológico da Represa de Santo Amaro em São Paulo. *Boletim da Faculdade de Filosofia e Ciências da Universidade de São Paulo*, v. 17, p. 1-151, 1939.

LAGE, F. *Aplicação da tríade de qualidade do sedimento em análise espacial no reservatório Guarapiranga (SP, Brasil).* Tese (Doutorado em Ecologia) – Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2013.

LANDIM, P. M. B. Introdução aos métodos de estimação espacial para confecção de mapas. UNESP/RIo Claro: Lab. Geomática, 2000. 20 p. (Texto Didático, 02). Disponível em: < http://www.sorocaba.unesp.br/Home/Graduacao/EngenhariaAmbiental/robertowlourenco/dicas-surfer-01.pdf >. Acesso em: 02 dez 2016.

MARACHE, A. et al. Characterization and reconstruction of a rock fracture surface by geostatistics. *International Journal for Numerical and Analytical Methods in Geomechanics*, v. 26, n. 9, p. 873-896, 2002.

MARQUES, M. *Modelagem paramétrica bidimensional para simulação do campo*. Universidade Federal do Paraná, 2013. Disponível em: <///C:/Users/Philipe Leal/Downloads/R - T - MARCELO MARQUES.pdf>. Acesso em: 21 nov. 2016.

_____.; ANDRADE, F. O.; GUETTER, A. K. Conceito do campo de Fetch e sua aplicação ao Reservatório de Itaipu. *Revista Brasileira de Recursos Hidricos*, v. 18, n. 4, p. 243–253, 2013.

_____. et al. Análise bidimensional de métodos de determinação do Fetch aplicado ao Reservatório San Roque. In: CONGRESO LATINOAMERICANO DE HIDRÁULICA.26, 2014.

MATHERON, G. *Traité de geóstatistique appliquée*. Paris: Technip, 1962. 333 p.

MCBRATNEY, A. B. et al. An overview of pedometric techniques for use in soil survey. *Geoderma*, Amsterdam, v. 97, p. 293-324, 2000.

MELO, G. M. P.; MELO, V. P.; MELO, W. J. Metais Pesados no Ambiente Decorrente da Aplicação de Lodo de Esgoto em Solo Agrícola. Brasília, DF: Ministério do Meio Ambiente. 2006. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/port/conama/processos/CB5F6214/LODOMETAL.pdf>. Acesso em: 09 mar. 2015.

MITAS, L.; MITASOVA, H. Spatial interpolation. In: LONGLEY, P. A. et al. *Geographical information systems*: principles, techniques, management and applications. S.l.: John Wiley, 1999. p. 481–492. Disponível em: <http://skagit.meas.ncsu.edu/~helena/gmslab/papers/hgint39.pdf>. Acesso em: 25 out. 2016.

MONESTIEZ, P. et al. Spatial interpolation of air temperature using environmental context: application to a crop model. *Environmental and Ecological Statistics, Dordrecht*, v. 8, n. 4, p. 297-309. 2001.

MOZETO, A. A.; SILVÉRIO, P. F.; SOARES, A. Estimates of benthic fluxes of nutrients across the sediment-water interface (Guarapiranga reservoir, São Paulo, Brazil). *The Science of the Total Environment*, v. 266, p. 135-142, 2001.

NICOLODI, J. L. *O padrão de ondas no Lago Guaíba e sua influência nos processos de sedimentação*. 179 p. Tese (Doutorado). - Programa de Pós-graduação em Geociências, Instituto de Geociências, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2007.

NISHIMURA, P. Y. *A comunidade fitoplanctônica nas represas Billings e Guarapiranga (Região Metropolitana de São Paulo).* Tese (Doutorado em Ciências) - Universidade de São Paulo, São Paulo, 2012. Disponível em: <file:///C:/Users/comum/Downloads/Paula_Nishimura.pdf>. Acesso em 25 out. 2016.

NOCHI, E. K. *Gestão de mananciais*: abastecimento público da região metropolitana de São Paulo. São Paulo: Universidade Anhembi Morumbi, 2006.

ORTT, R. A. Jr. et al. *Bathymetric survey and sedimentation analysis of Loch Raven and Prettyboy reservoirs*. Maryland: Maryland Geological Survey, 2000. 56 p. Coastal and Estuarine Geology File Report, no. 99-4, September.

PADIAL, P. R. *Qualidade, heterogeneidade espacial e biodisponibilidade de metais no sedimento de um reservatório tropical urbano eutrofizado (Reservatório Guarapiranga, SP).* 2008. 109 p. Dissertação (Mestrado em Ecologia de Ecossistemas Terrestres e Aquáticos) - Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2008.

PEREIRA, J. P. G. Ecobatimetria - Teoria e Prática / Jógerson Pinto Gomes Pereira, José Geraldo de Vasconcelos Baracuhy. - Campina Grande: Gráfica Agenda, 2008. 84p. il. ISBN: 978-85-60592-06-7.

QUEIROZ, W. *Análise geoambiental da bacia contribuinte do Reservatório Guarapiranga (SP) para avaliação da produção de sedimentos*. Dissertação (Mestrado em Análise Geoambiental) - Universidade Guarulhos, 2014.

RAKHMATULLAEV, S. et al. Geostatistical approach for the assessment of the water reservoir capacity in arid regions: a case study of the Akdarya reservoir, Uzbekistan to cite this version. *Environmental Earth Sciences*, v. *63,* n. 3, p. 447–460, 2011. DOI: 10.1007/s12665-010-0711-3.

RODRIGUES, L. L. *Biodiversidade de cianobactérias e algas das Represas Billings (Braço Taquacetuba) e Guarapiranga, SP, Brasil*. 197 p. Dissertação (Mestrado) – Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2008.

RESCK, R. P.; BEZERRA NETO, J. F.; COELHO, R. M. P. Nova batimetria e avaliação de parâmetros morfométricos da Lagoa da Pampulha (Belo Horizonte, Brasil). *Geografias*, v. 03, n. 2, p. 17–23, 2007.

SÁ, N. *Cálculos de declividade no QGIS*. Nárcelio de Sá Geotecnologias, 03 fev 2014. Disponível em: <http://narceliodesa.com/calculando-declividade-qgis/>. Acesso em 25 out. 2016.

SÃO PAULO (Estado). Secretaria Do Meio Ambiente. *Guarapiranga*: caderno ambiental. São Paulo: SMA, 2008.

SÁRKÖZY, F. Gis functions. *Periodica Polytechnica*, v. 43, n. 1, p. 87–106, 1999. Disponível em: <https://pp.bme.hu/ci/article/viewFile/667/422>. Acesso em: 25 out. 2016.

SILVA, J. P. *Expansão urbana e evolução geomorfológica em remansos de reservatórios*: análise comparativa de duas bacias hidrográficas em Guarapiranga, São Paulo. Dissertação (Mestrado) - Universidade de São Paulo. Faculdade de Filosofia, Letras e Ciências Humanas, São Paulo, 2005.

SILVA, S. F.; FERRARI, J. L. Avaliação de interpoladores estatísticos e determinísticos na descrição batimétricas de ambientes aquáticos = Evaluation of statistical and deterministic interpolators in the bathymetric description of aquatic environments. In: SIMPÓSIO DE GEOESTATÍSTICA APLICADA EM CIÊNCIAS AGRÁRIAS. 2, 2011. p. 6.

SMAL, H. et al. Spatial distribution and risk assessment of heavy metals in bottom sediments of two small dam reservoirs (south-east Poland). *Archives of Environmental Protection*, v. 41, n. 4, p. 67–80, 2015. DOI:10.1515/aep-2015-0041.

SOLER-LOPEZ, L. R. *Sedimentation history of Lago Guayabal*, Puerto Rico, 1913-2001. San Juan, Puerto Rico, 2003. 28 p. U.S. Geological Survey Water-Resources Investigations Report, 03-4198.

_____. *Sedimentation survey of Lago Toa Vaca*, Puerto Rico, June-July 2002. San Juan, Puerto Rico, 2004. 32 p. U.S. Geological Survey Scientific Investigations Report, 2004-5035.

SOUZA, A. V.; KRUEGER, C. P. Avaliação da qualidade das profundidades coletadas por meio de ecobatímetro multifeixe. *Anais Hidrográficos*: Revista anual da Diretoria de Hidrografia e Navegação, Rio de Janeiro, v. 66, 2009. Disponível em: <http://www.mar.mil.br/dhn/dhn/}>. Acesso em: 02 jul. 2012.

SPERLING, V. *Morfologia de lagos e represas*. Belo Horizonte: DESA/UFMG, 1999. 138 p.

SUTTON, T.; DASSAU, O.; SUTTON, M. *A gentle introduction to GIS*: brought to you with quantum GIS, a free and open source software GIS application for everyone. 2009.Disponível em: <http://doi.org/10.1038/sj.bdj.2011.132>. Acesso em: 25 out. 2016.

THORNTON, K. W. Sedimentary processes. In: THORNTON, K. W et al. *Reservoir limnology:* ecological perspectives. New York: John Wiley & Sons, 1990. p. 43–69.

VAZ, L. F. - Classificação genética dos solos e dos horizontes de alteração de rochas em regiões tropicais. *Revista Solos e Rochas*, São Paulo, v.19, n. 2, p. 117-136, 1996.

WHATELY, M.; CUNHA, P.M. *Guarapiranga 2005*: como e por que São Paulo está perdendo este manancial: resultados do diagnóstico socioambiental participativo da Bacia Hidrográfica da Guarapiranga. São Paulo: Instituto Socioambiental, 2006. 48 p.

YAMAMOTO, J. K.; LANDIM, P. M. B. *Geoestatística*: conceitos e aplicações. São Paulo: Oficina de Textos, 2015. 215 p. ISBN: 978-85-7975-077-9.

ZHANG, Y et al. Lake topography and wind waves determining seasonal-spatial dynamics of total suspended matter in turbid Lake Taihu, China: Assessment using long-term high-resolution MERIS data. *PLoS ONE*, v. 9, n. 5, 2014. Disponível em: <http://doi.org/10.1371/journal.pone.0098055>. Acesso em 16 nov. 2016.

Capítulo 3

Análise de Ecotoxicologia de Paisagem aplicada ao Sedimento do Reservatório Guarapiranga

Palavras Chaves: Ecotoxicologia de Paisagem; Quimiometria; Geoestatística; Sensoriamento Remoto

Introdução

A curiosidade da humanidade sempre foi uma força direcional para a evolução da sociedade e do conhecimento. Através da observação, a humanidade tenta sempre comparar padrões a fim de entender tudo aquilo ao seu redor (ARAUJO, 2010).

No caso da limnologia, definida por Esteves (1988, pg. 5) como

> *"o estudo ecológico de todas as massas d'água continentais, independentemente de suas origens, dimensões e concentrações salinas. Portanto, além de lagos, inúmeros outros corpos d'água são objeto do estudo da limnologia como por exemplo: lagunas, açudes, lagoas, represas, rios, riachos, brejos, áreas alagáveis, águas subterrâneas, coleções d'água temporárias, nascentes e fototelmos (águas acumuladas nas bainhas de plantas, como, por exemplo, as bromélias)"*,

tenta-se sempre entender os processos naturais que regem o comportamento da qualidade d'água e de toda estrutura ecossistêmica a ela vinculada. Contudo, em função da grande variabilidade de ecossistemas hídricos, a interpretação destes padrões se torna difícil, ou muitas vezes impossível. Desse problema, surge a ideia de normalização dos ambientes e de seus parâmetros, e, dessas normalizações, surge o conceito de índices.

Conceitualmente, através do uso de índices em geral, todo e qualquer padrão de interesse poderia comparar diferentes ambientes ou situações de interesse (INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA, 2010). Embora, na prática, isto não seja absoluta verdade, os índices permitem contextualizar diferentes situações em um valor quantitativo comum (UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY; OSWER, 2002; PETERS et al., 2009). A partir dessa quantificação, o assessoramento de gestores e tomadores de decisão pode, por vezes, promover o desenvolvimento de planos de manejo ambiental, políticas de incentivo ao desenvolvimento socioeconômico, entre outros (VAN BELLEN, 2004; INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA, 2015); no meio científico, pesquisadores podem utilizar os índices para melhor compreender os fenômenos que regem o comportamento de seu ambiente de interesse (CABRAL, 2010, apud BRAGATTO et al. 2012; AMARAL, 2011; BRAGATTO et al., 2012); e assim por diante.

Especificamente no âmbito da limnologia, índices ambientais como os tradicionais índices do estado trófico (CARLSON, 1977), os mais recentes índices ambientais como os valores de referência regional (VRR) (UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY; OSWER, 2002; NASCIMENTO, 2003), os *Interim Sediment Quality Guidelines* (ISQG) e *Probable Effect Level* (PEL) relativos à Diretiva Quadro D'água (*WATERFRAME DIRECTIVE)* (SWARTZ, 1999; MACDONALD et al., 2000; EUROPEAN COMMISSION, 2003a, 2003b; EC, 2012) e as Toxic-Units (SPRAGUE; RAMSAY, 1965; PETERSON, 1994) foram índices desenvolvidos justamente para permitir uma maior compreensão e/ou uma

capacidade preditiva do ambiente aquático e de seus fenômenos atuantes (NIEMI; MCDONALD, 2004).

Um uso específico dos índices é feito pela ecotoxicologia, área da toxicologia responsável pelo estudo de efeitos tóxicos aos constituintes de ecossistemas causados por poluentes sintéticos ou naturais (COOK, 1999; DICIONÁRIO DE OXFORD; NEWMAN, 2009). Em seu uso, a ecotoxicologia busca definir valores ambientais guias - tais como os guias de qualidade do sedimento (SQGs) - para identificação de regiões chave (hot spots) para avaliação ambiental, servir de suporte à decisão, ou prover base à compreensão dos processos atuantes no sistema limnológico, assim como ao manejo e recuperação ambiental (NIEMI; MCDONALD, 2004).

No caso específico dos SQGs, busca-se delimitar concentração de poluentes no sedimento que promovam o bom estado ambiental. Através da utilização dos SQGs, é possível: a determinação do potencial de contaminação do ambiente e da abrangência espacial da contaminação; servir de suporte ao monitoramento, via levantamento do impacto ambiental causado pela extensão da contaminação no meio aquático e seus efeitos ao ecossistema; até mesmo a avaliação do custeio da remediação necessária para cada ambiente. Assim, através de uma visão mais ampla e mais holística do ecossistema, considerando diferentes perspectivas, ações e consequências, é possível uma melhor avaliação e interpretação do estado da qualidade do sedimento estudado (WENNING; INGERSOLL, 2002). Não somente, mas todo o conceito SQGs vem sendo extremamente utilizado pela literatura, trazendo força a este estudo em específico, tal como é o caso da Diretiva Quadro D'água (DQA) (CAEIRO et al., 2005). Pontua-se ainda a possibilidade de incorporação dos SQGs a outras ferramentas de análise a fim de torná-los ainda mais aplicáveis e consistentes com a questão ou estudo de interesse (WISCONSIN, 2003).

No caso específico da DQA, ela se utiliza de diferentes índices de qualidade (*Sediment Quality Guidelines – SQG)*, tais como os índices ISQG e PEL - desenvolvidos por MacDonald et al. (2000), a fim de prevenir a deterioração e assegurar o alcance do "bom estado" das massas de água dos países membros da UE e da Noruega até o ano de 2015, com a possibilidade de prorrogação para o ano de 2027. A definição dos índices de qualidade utilizados na DQS são definidos pelo CCME (CANADIAN COUNCIL OF MINISTERS OF THE ENVIRONMENT, 2002), e estabelecidos pelo Parlamento Europeu (EUROPEAN COMMISSION, 2003a). Atualmente, a DQA é gerenciada pelo Contaminated Sediment Standing Team (2003a, 2003b). A DQA é a base do Sediment Quality Assessments (CANADIAN COUNCIL OF MINISTERS OF THE ENVIRONMENT, 1999; CHAPMAN et al., 1999; WISCONSIN DEPARTMENT OF NATURAL RESOURCES, 2003). Seus SQGs são aplicáveis a diferentes tipos de ambiente, de água doce a ambientes marinhos, e tem como premissa proteger os organismos bentônicos da toxicidade advinda das substâncias presentes no sistema aquático (UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY, 2005). Tem como vantagem a rapidez, característica

essencial para planos de manejo. Essa rápida aplicabilidade permite avaliar a toxicidade/qualidade de um dado sedimento de interesse, e rapidamente direcionar esforços e recursos.

Já a metodologia da Toxic-Units (TU), é outra forma de mensuração da qualidade do sedimento de ambientes aquáticos. Esta metodologia, proposta inicialmente por Sprague e Ramsay (SPRAGUE; RAMSAY, 1965), foi desenvolvida por Peterson (1994) e remodelada por Höss et al. (2011). Ela busca avaliar a toxicidade de misturas complexas em sedimentos para diferentes organismos, de forma a estimar o efeito tóxico cumulativo em sedimentos para organismos chave (e.g., *Daphnia magna*) (LIESSM; OHE, 2005; ZAGATTO; BERTOLETTI, 2006). É um SQG baseado no modelo aditivo de toxicidade (NORWOOD et al., 2003; SPRAGUE, 1970), e é válido para aplicação em estudos de toxicidade envolvendo químicos orgânicos e metais (CATALÀ et al., 2015).

Uma vantagem comparativa entre a metodologia canadense e as Toxic-Units é acessibilidade do usuário em acessar os respectivos bancos de dados para cálculo e interpretação de seus resultados empíricos. Não somente, mas ambas são ferramentas de inferência da qualidade ambiental de fácil quantificação, bastando que o usuário possua um esforço analítico ambiental e um delineamento amostral representativo do ecossistema de interesse.

Já o conceito dos valores de referência regional (VRR) é, por sua vez, outro indicador ambiental que representa o quanto daquele dado ambiente está distante de seu estado natural (UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY; OSWER, 2002; LIU et al., 2014). Através de registros pretéritos (perfis litológicos), concentrações basais dos diferentes contaminantes ambientais presentes podem ser determinadas (VAN METRE et al., 2004). A partir da avaliação das concentrações (teores) nos sedimentos mais recentes (camadas litológicas mais próximas à superfície) e com base nos teores dos sedimentos mais profundos, é possível verificar a razão entre os teores de um dado elemento (potencial contaminante), o que, por sua vez, permite a inferência do efeito antrópico (presença/ausência) ao ecossistema (FÖRSTNER; AHLF; CALMANO, 1993; UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY, 2007).

Em função das diferentes técnicas de avaliação ecotoxicológica em ambientes aquáticos atualmente existentes, o que definirá o uso de uma métrica ou outra sempre serão as normas adotas (sendo elas nacionais, ou internacionais), os recursos disponíveis para avaliação ambiental por parte dos órgãos e entidades fiscalizadores, das premissas e das hipóteses científicas adotadas (DUTILLEUL, 1993). Contudo, em função de cada índice apresentar diferentes aplicabilidades, ou muitas vezes premissas diferentes, suas formas de cálculo e validação são diferentes (BRAGATTO et al., 2012), dificultando comparações cruzadas entre os diferentes indicadores existentes na literatura.

Restringindo-se somente ao caso da contaminação de corpos d'água por metais, assunto de grande importância para o manejo e gestão ambiental, tanto por parte do governo quanto dos órgãos responsáveis, diferentes métodos de quantificação e avaliação da toxicidade biológica vem

sendo desenvolvidos e empregados a fim de promover análises indicativas da qualidade hídrica de cada ambiente para seu devido gerenciamento (MACDONALD et al., 2000). Contudo, a maioria das metodologias de análise ecotoxicológica atualmente empregadas são derivadas de análises pontuais no espaço-tempo, e poucos trabalhos vem apresentando aplicações ecotoxicológicas de paisagem (LEAL; SOUZA, 2016- submetido). Assim, dois dos grandes problemas em estudos de manejo e gestão ambientais desse tipo são a espacialidade e a temporalidade dos padrões ambientais de interesse (WINTER, 2001), afetando a representatividade dos resultados obtidos em função da escala de trabalho adotada (NOVO, 1995; PRADO, 2004).

Especificamente uma área da ciência capaz de permear esses diferentes vieses é a ecotoxicologia de paisagem (*Landscape Ecotoxicology*) termo cunhado por Cairns (1996), e definida como a área responsável por estudar a dispersão química em vastas áreas espaciais e seu potencial ecotoxicológico à biota, incluindo o ser humano. É uma ciência que se baseia no estudo geoestatístico de determinados componentes potencialmente tóxicos (exemplo: metais, hormônios, organoclorados, etc.), quantificando seus potenciais tóxicos através de índices de qualidade (SQGs), e serve de base para o planejamento e manejo ambiental. Ainda mais no caso de reservatórios hídricos, uma vez que seus ecossistemas apresentam grande heterogeneidade espacial (KIMMEL; LIND, 1990; SILVA, 2008; MARIANI; POMPÊO, 2008; CARDOSO-SILVA et al., 2014), e dependem de estudos constantes e sob vários vieses a fim de garantir solidez teórico-prática para a construção de planos de seu manejo ambiental. Para tanto, são necessárias ao menos cinco grandes questões para serem abrangidas em estudos de ecotoxicologia de paisagem: a) qual é compartimento ambiental de interesse sob potencial ecotoxicológico; b) qual é o conjunto de parâmetros potencialmente ecotoxicológico de interesse a ser avaliado no ambiente; c) qual é a escala de trabalho a ser adotada; d) o fenômeno ecotoxicológico pode ser expresso nesta escala adotada; e) quais SQGs serão adotadas para mensuração da ecotoxicologia.

Dentre as questões da ecotoxicologia de paisagem acima levantadas, uma em especial, a escala de trabalho é de suma importância para qualquer planejamento ambiental ou estudo ecológico. Como bem relata Thomaz (1999), os problemas e as aplicações da escala de trabalho são questões centrais na ecologia em geral. A interpretação da influência dos diferentes fatores ambientais frente aos padrões e processos biológicos em função da escala utilizada é alvo de grande discussão no meio acadêmico (DUARTE, 1990a; DUARTE; KALFF, 1990b; BROWN, 1995). Assim, a escolha da escala de interesse para os processos ecológicos estudados é um passo essencial para interpretação dos padrões espaciais do ecossistema, tanto ecossistemas terrestres quanto aquáticos. Estudos de reservatórios hídricos, em particular, são normalmente de grande complexidade, uma vez que abrangem diversos parâmetros e variabilidades ambientais intrínsecas do sistema. Dessa forma, estudos para manejo e gestão de recursos hídricos demandam grande colaboração entre diferentes

áreas do conhecimento humano (KENNEDY et al., 2003; STRASKRABA; TUNDISI, 2013), prejudicando a efetividade de trabalhos pontuais de baixa representatividade espacial, ecossistêmica, social, cultural ou econômica do ambiente de interesse (CHAPMAN et al., 1998; HOEF; PETERSON; THEOBALD, 2006; HÖSS et al., 2011; MIRANDA et al., 2011; FERNANDEZ; BONANSEA; MARQUES, 2014; SOUZA; WASSERMAN, 2015; NIU et al., 2015).

Notoriamente uma ferramenta capaz de incorporar os diferentes índices ambientais - tais como os índices qualitativos ecotoxicológicos (SQGs), assim como os conceitos da geoestatística em estudos ambientais são os sistemas de suporte à decisão -tais como o sistema de informações geográficas (SIGs). As análises em ambiente de SIG vêm ganhando espaço tanto na academia como no mercado, permitindo grande acessibilidade e organização de informações espaciais a baixo custo em interfaces amigáveis ao usuário (JACINTHO, 2003). Além disso, os SIGs têm grande importância na gestão ambiental por facilitarem o gerenciamento de informações espaciais, permitindo a elaboração de relatórios que subsidiam as tomadas de decisões (BRANDÃO; SANTOS, 2009).

Especificamente no caso do manejo de reservatórios e demais corpos hídricos, o SIG é de grande valia para todo o estudo e em seu sistema de manejo (STRASKRABA; TUNDISI; DUNCAN, 1993), uma vez que possibilita a construção e o uso de mapas com itens e simbologias próprias para permitir uma mais rápida e efetiva tomada de decisão por parte dos órgãos ambientais responsáveis. Em função destes programas serem modulados de forma a terem as perguntas direcionadas automaticamente pelo sistema, e as respostas definidas pelo usuário, é possível estruturar todo o processo de tomada de decisão de forma automatizada, e tudo isso num ambiente de fácil manuseio pelo usuário. Dessa forma, os produtos gerados a partir de seus bancos de dados facilitam à decisão e manejo de praticamente qualquer área de interesse que envolva espacialidade.

Um caso específico do uso de SQGs com ferramentas SIG é o caso das cartas de sensibilidade ambiental ao derramamento de óleo (CARTAS SAO), internacionalmente conhecidas como ESI Maps (ENVIRONMENTAL SENSITIVITY MAPS). Através delas, é possível avaliar a sensibilidade ambiental de uma determinada região frente a um determinado impactante (no caso, ao derramamento de óleo) para escalas espacial e temporal específicas. Para sua execução, é necessária toda uma padronização do método de avaliação, tal como descrito em BRASIL (2002). Segundo este órgão federal, são necessários levantamentos das características físicas, químicas, biológicas e socioeconômicas da região de estudo, cujos dados são inseridos num banco de dados em ambiente SIG, os quais, por sua vez, são atribuídos a um sistema de classificação da sensibilidade ambiental frente ao impactante de interesse, de forma a permitir a construção de um mapa temático de toda área estudada frente ao impacto alvo (LEAL, 2013; EASTMAN, 1998). Os mapas resultantes, por fim, podem ser disponibilizados para que os órgãos responsáveis pelo manejo e recuperação ambiental (BRASIL, 2002).

Conforme os casos de estudo realizados por Martins (2012) e IPIECA-OGP-IMO (INTERNATIONAL PETROLEUM INDUSTRY ENVIRONMENTAL CONSERVATION ASSOCIATION; OIL SPILL PREPAREDNESS; INTERNATIONAL MARITIME ORGANIZATION, 2012), foi observado que a ferramenta CARTAS SAO apresenta grande aplicação à sociedade e à natureza. Tal como já verificado nos trabalhos de Leal (2013), Rodrigues (2014) e Furuyama (2011), assim como já pontuado por Martins; Riedel; Milanelli (2013), essa ferramenta é aplicável também a outros tipos de ambiente diferentes do originalmente proposto. Não somente, mas ela também pode ser aplicada para estudos de outros agentes poluentes/contaminantes, não se restringindo somente ao derramamento de óleo, denotando que a metodologia das CARTAS SAO é uma ferramenta de ótima aplicabilidade e representatividade ambiental para projetos de manejo e gerenciamento de reservatórios hídricos.

O objetivo geral desse trabalho é combinar a Ecotoxicologia tradicional e os sistemas de suporte à decisão em ambiente de SIG, a fim de estudar o comportamento espacial dos metais como contaminantes presentes no sedimento do Reservatório Guarapiranga. Importante salientar que este ambiente é de grande importância para toda Região Metropolitana de São Paulo (RMSP), e vem sendo alvo de diversos agentes contaminantes (aplicação de algicida metálico, extração de caulim, captação de afluentes ricos em compostos metálicos, etc.) (PEDROSO, 1980; CAMPAGNOLI, 2002; SILVA, 2005; SEMINÁRIO GUARAPIRANGA, 2006; RODRIGUES, 2008; NISHIMURA et al., 2014; SALIM; LUCHIARI, 2014; INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA, 2015; COMPANHIA DE SANEAMENTO BÁSICO DO ESTADO DE SÃO PAULO: ATA DE REALIZAÇÃO DO PREGÃO; ANDRADE et al., 2015). Com isso, buscou-se delimitar regiões do reservatório de maior e menor qualidade com base nos indicadores Interim Sediment Quality Guidelines (ISQG) e Probable Effect Level (PEL), e nos Valores de Referência Regional (VRR).

Objetivos (específicos)

Em função do múltiplo uso dos reservatórios hídricos urbanos, e das diferentes formas de se estudar um determinado ambiente, os objetivos deste capítulo foram separados em 4 tópicos complementares, mas distintos entre si:

1) Objetivos relativos ao esforço amostral adotado frente às análises geoestatísticas dos metais ao longo do sedimento, respectivas distribuições espaciais e previsões de estoque:

    a) Verificar se os 78 pontos amostrados foram suficientes para descrever os padrões espaciais dos metais estudados no sedimento do Reservatório.

    b) Verificar se é possível otimizar a amostragem de pontos pela represa para auxiliar trabalhos ecotoxicológicos futuros, de forma a reduzir o esforço amostral em campo com máxima representação espacial da toxicidade do sedimento analisado.

    c) Verificar: a) se o padrão das plumas é representado no sentido montante-barragem como já observado por Lage (2013), Pompêo et al. (2013) e Silva (2008), ou os metais podem apresentar outras direções de acumulação pela represa; b) se as plumas por contaminação se comportam semelhantemente entre si; c) quais as possíveis causas.

    d) Verificar se: a) é possível separar o Reservatório Guarapiranga em subcompartimentos a partir dos parâmetros de sedimento analisado; c) em caso positivo, como delimitar cada subcompartimento.

2) Objetivos relativos ao estoque$_{(i)}$ de cada metal$_{(i)}$no sedimento do Reservatório Guarapiranga

    a) Verificar: a) qual é a estimativa de estoque de cada metal presente no sedimento superficial do Reservatório Guarapiranga; b) qual é a ordem de riqueza dos estoques dos metais neste compartimento do ambiente.

3) Objetivo relativo à Quimiometria do sedimento da PEPET do Reservatório Guarapiranga.

    a) Verificar se houve correlação entre as concentrações observadas entre os diferentes metais.

    b) Verificar se houve correlação quimiométrica entre as concentrações observadas nos diferentes metais com os demais parâmetros descritivos da quimiometria do sedimento (PDQSs) (fósforo total; nitrogênio total; granulometria; matéria orgânica).

c) Verificar o que se observa a partir da literatura relativo às análises quimiométricas de sedimento de corpos hídricos.

d) Verificar se os PDQSs puderam auxiliar na explicação da distribuição e acumulação dos metais ao longo do sedimento do Reservatório.

4) Objetivos relativos à Ecotoxicidade do sedimento do Reservatório Guarapiranga

a) aplicar as diferentes diretrizes de qualidade do sedimento ("*Sediment Quality Guidelines*" - SQGs) ao longo do Reservatório Guarapiranga, a fim de avaliar espacialmente o grau de contaminação do sedimento do Reservatório Guarapiranga (ambiente modelo), e, como isso pode estar afetando a qualidade do sedimento ao longo desse reservatório. Dentre as diretrizes estudadas neste capítulo, citam-se o modelo das Toxic-Units (PETERSON, 1994), os valores de referência regional (VRR) (NASCIMENTO, 2003), *Interim Sediment Quality Guidelines* (ISQG) e Problable Effect Level (PEL) (MACDONALD et al., 2000).

Materiais e Métodos

1) Definição dos pontos amostrais de sedimento

Duas equipes (A e B) foram organizadas para a coleta do sedimento do Reservatório Guarapiranga 06/05/2015. Cada equipe ficou com uma embarcação, e responsável pela amostragem do sedimento de uma região do reservatório.

Definiu-se que a Equipe A iniciasse suas amostragens na região extremo sudoeste do reservatório Guarapiranga, seguindo no sentido montante-jusante; e a Equipe B a iniciar suas amostragens próximas da barragem subindo o reservatório no sentido jusante-montante. A organização das duas equipes e a forma pela qual foram amostrados os pontos do sedimento do reservatório foram a fim de otimizar o tempo de coleta durante a saída a campo, garantindo maior espacialidade no esforço amostral e menor variabilidade entre as amostras por razões internas do próprio reservatório.

Tendo em mente a questão hídrica do reservatório Guarapiranga, foi imperativo a delimitação visual e experimental em campo dos pontos de coleta para amostragem do sedimento do reservatório, tal como mencionam Golterman; Sly; Thomas (1983), não se restringindo absolutamente ao número incial de pontos amostrais pré-definidos ao início do trabalho. Sendo assim, os pontos pré-definidos serviram como guia para otimização do esforço amostral em campo para a seleção visual dos melhores pontos para coleta do sedimento, e, dessa forma, obtiveram-se 78 pontos amostrais distribuidos por todo o reservatório tal como apresentado na Figura 1.

Somente o sedimento do Reservatório Guarapiranga foi coletado, uma vez que os metais se acumulam muito mais intensamente neste compartimento do ecossistema (FÖRSTNER; WITTMANN, 1981; SHAFIE et al., 2013; SILVA, 2013b) quando comparados à coluna d'água, e, consequentemente, resultarem em maior potencial ecotóxico quando biodisponíveis (OHE et al., 2009; SILVA, 2008).

As equipes se utilizaram do amostrador do tipo Petersen (CARVALHO, 1994, CAP. 4) de acordo com Schropp et al. (1990) para a coleta das amostras de sedimento. Em função do custo e a demanda pela otimização da pesquisa, definiu-se que não haveria repetição amostral por ponto amostral. Assim, para cada ponto, ou região coletada, somente uma amostra do sedimento da represa para cada estação seria adotada na análise química.

Após a coleta, cada amostra foi rotulada com um número identificador (ID), tal como apresentado na Tabela 1, o qual permitiu o referenciamento dos valores obtido a partir das análises laboratoriais de quantificação das variáveis presentes no sedimento com sua presença ao longo do leito do reservatório.

Tabela 1 - Coordenadas e profundidade dos pontos amostrais de coleta do sedimento. Coordenadas em UTM, WGS 84, para zona 23S

ID.coleta	X	Y	Z	ID.coleta	X	Y	Z
1	318201	7369663	-3.15	37	324024	7374104	-6.92
2	318372	7369585	-3.1	38	323585	7375348	-8.4
3	318644	7369649	-2.62	39	323627	7374635	-9
4	318576	7369834	-3.3	40	324281	7375671	-8.02
5	318831	7370053	-3.4	41	324554	7376341	-8.42
6	318742	7370311	-3.6	42	324266	7376840	-9.5
7	318702	7370582	-4.07	43	324076	7377435	-11
8	318845	7370905	-3.18	44	324495	7377454	-9.65
9	319199	7370661	-4.1	45	324304	7380783	-7.8
10	319404	7370404	-3.63	46	323952	7380915	-10.3
11	319390	7370665	-5.3	47	323785	7380803	-6.9
12	319581	7371046	-5,7	48	324174	7380748	-8.1
13	324991	7377194	-5	49	324561	7380652	-7.2
14	319278	7371661	-3.84	50	324193	7380293	-4.8
15	319787	7371768	-4.13	52	323945	7380300	-9.3
16	320045	7371925	-4.27	53	323501	7380344	-8.5
17	320157	7372327	-4.22	54	323394	7380200	-8.3
18	319693	7372821	-4.3	55	323444	7380189	-8.5
19	319716	7373485	-4.95	56	323822	7380208	-8.4
20	320160	7374013	-5.4	57	324053	7380284	-7
21	320528	7373610	-4.29	58	324212	7380239	-8.2
22	321081	7373166	-3.8	59	324492	7380258	-9,3
23	321313	7373949	-5.56	60	324534	7380008	-9,5
24	321420	7373972	-6.4	61	324396	7380003	-8.3
25	321976	7373857	-6.12	62	323958	7380013	-8
26	322025	7373266	-6.97	64	323728	7380049	-11.5
27	321923	7372591	-4.22	65	323435	7380033	-11.7
28	322086	7373095	-7.45	66	323015	7378893	-7.7
29	322339	7372436	-4.65	67	323510	7379075	-10.8
30	322662	7373040	-9.1	68	323969	7379228	-10.7
31	322723	7373809	-6.75	69	324288	7379248	-9
32	322817	7374519	-3.52	70	324697	7379190	-4.5
33	324041	7371985	-3.6	71	324587	7378534	-6.2
34	324022	7372374	-4.1	72	324001	7378434	-10.7
35	323898	7372962	-6.15	73	324144	7377563	-10

Continua na próxima página

Tabela 1 (continuação):

ID.coleta	X	Y	Z	ID.coleta	X	Y	Z
36	323740	7373021	-7.25	74	324677	7377576	-8.7
75	320632	7376823	-4.4	78	322130	7376026	-6.3
76	321052	7376669	-4.7	79	321958	7375931	-6.2
77	321605	7376394	-4.9	80	324591	7380697	-9.6

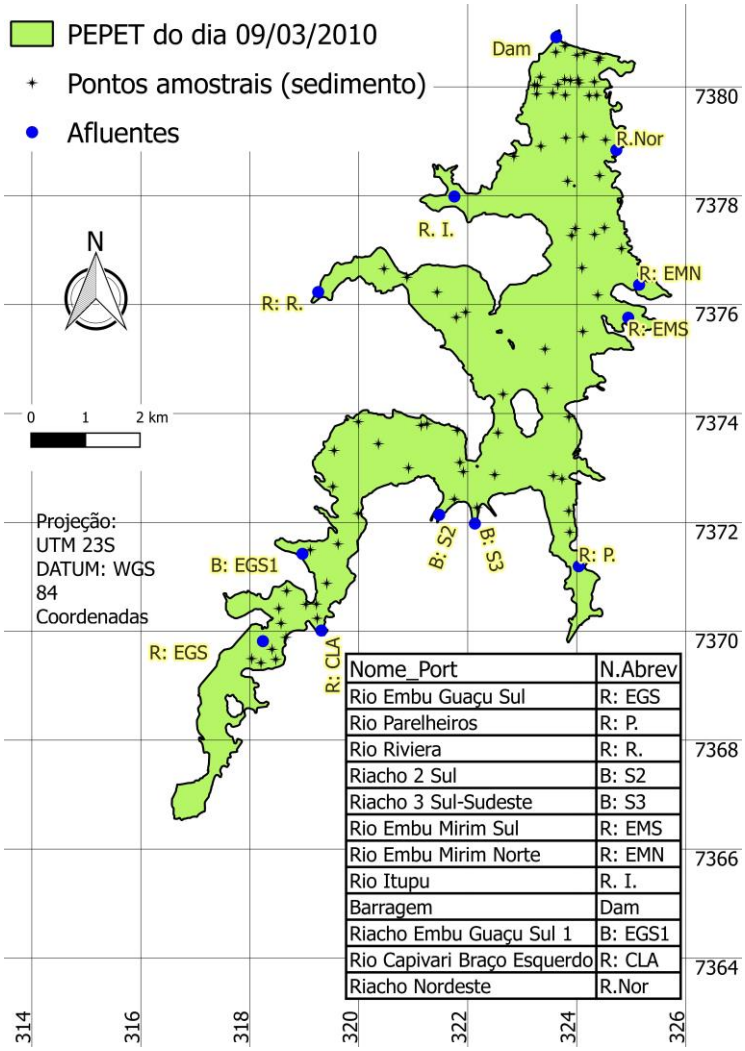


Figura 1: Representação gráfica da distribuição dos pontos de coleta do sedimento ao longo de todo o reservatório (estrelas pretas)

2) Definição dos limites de Contorno: onde os processos ecossistêmicos de interesse apresentam efeito prático às Toxic-Units

Tal como descrito no capítulo anterior desta dissertação, utilizou-se da "Paisagem de Estudo sob Potencial Efeito Toxicológico" (PEPET) como delimitador dos limites de contorno para aplicação da ecotoxicologia.

A partir dos limites estabelecidos pela PEPET, geraram-se os mapas quantitativos de concentração dos metais e seus respectivos mapas qualitativos para toda a região estudada. Para tanto, quantificou-se a concentração média de cada elemento analisado para toda a PEPET ($\overline{[Metal]}$), cujas médias espaciais foram extraídas da krigagem, e esses valores então foram inseridos na equação abaixo (equação1) para cálculo do estoque médio de cada metal (i) presente no sedimento superficial da PEPET(EMESS):

Equação 1: cálculo do estoque médio de cada metal (i) presente no sedimento superficial da PEPET (EMESS)

$$\boxed{\text{EMESS} = \overline{[Metal]} * \text{Dk} * \bar{h} * \text{SRS}}$$

$\bar{h}$ = profundidade média de penetração do amostrador do tipo Petersen. Unidade: Metros

$\overline{[Metal]}$ = concentração média do respectivo $\text{Metal}_{(i)}$ para todo o reservatório. Valores obtidos a partir da krigagem de todos os pontos amostrais de campo para cada um dos metais analisados. Tem como unidade: kg(cobre)/kg(sedimento).

Dk = densidade média do sedimento do reservatório. Valor obtido a partir da média das massas de sedimento seco obtidos a partir dos 78 pontos amostrais das coletas de sedimento do Reservatório Guarapiranga, dividida pelo volume (que é constante) do coletor de sedimento. Tem como unidade: kg (sedimento seco)/m^3

SRS: Superfície do Sedimento. Valor calculado a partir da interpolação por triangulação (TIN) do mapa batimétrico do Reservatório de estudo. Unidade: $metros^2$.

3) Delineamento Metodológico para Obtenção dos dados quantitativos dos parâmetros metálicos do Sedimento

Para quantificação dos metais presentes no sedimento, utilizou-se o método de digestão dos pseudo-totais, conforme U.S. E.P.A (MÉTODO 3050 A ou B) (UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY., 1996) para posterior leitura no espetrômetro de massa por chama - Thermo Scientific, S Series AA Spectrometer.

Os elementos metálicos quantificados foram: Alumínio (Al); Ferro (Fe); Cobre (Cu); Zinco (Zn); Cromo (Cr); Cádmio (Cd); Níquel (Ni); Chumbo (Pb); Manganês (Mn).

Para validação das leituras dos metais analisados, seguiu-se conforme orientação procedual do SEMAD (MINAS GERAIS, 2015), mas adaptadas para as normas federais brasileiras, conforme Resolução CONAMA, n° 396, de 3 de abril de 2008. Dessa forma, estabeleceu-se que:

- para a determinação das substâncias químicas em que todos os resultados analíticos se apresentarem abaixo do limite de quantificação praticável (LQP) do respectivo método analítico, eleger "ausente" para toda este conjunto de variáveis, e excluí-las dos demais procedimentos de interpretação estatística.

- para interpretação estatística das substâncias químicas em que parte dos resultados analíticos forem menores que o limite de quantificação praticável (LQP), considerar como resultado na matriz de dados o valor (0) para tais amostras.

4) Delineamento Metodológico para quantificação dos PDQSs (fósforo total, nitrogênio total, granulometria e matéria orgânica)

Concomitantemente às análises de metal no sedimento, buscou-se quantificar as variáveis fósforo total (PT), nitrogênio total (NT), granulometria (Gran) e matéria orgânica (MO) do sedimento, denominadas aqui como parâmetros descritivos da quimiometria do sedimento (PDQS), a fim de analisar possíveis correlações espaciais e fisico-químicas entre si e entre as variáveis metálicas do sedimento (TERRADO; BARCELÓ; TAULER, 2006; SUN et al., 2010).

Para a determinação dos teores de fósforo total e matéria orgânica do sedimento, aproximadamente 200 mg de amostras secas e trituradas foram calcinadas em forno mufla a 550 ºC por 1 hora para remover a fração orgânica, seguindo a metodologia de Andersen (1976), conforme descrito em Pompêo; Carlos (2003), para fósforo total. No processo de análise, após a adição do reagente misto, as amostras foram posteriormente centrifugadas a 5000 rpm por 30 minutos (centrífuga Quimis) para remoção de material particulado. Todas as absorbâncias foram lidas em espectrofotômetro Micronal B572 em cubeta de 10 mm de passo óptico, como descrito em Pompêo et al. (2015, capítulo 7).

Para quantificação do nitrogênio total (NT), utilizou-se do método descrito por APHA (2005).

Para a quantificação da granulometria, utilizou-se do método "Análise Granulométrica por Difração a Laser" (CARVALHO, 1994).

Para quantificação da MO e da água presente no sedimento ($H_2O_{\%}$) utilizou-se do método de Meguro (2000).

Cada valor foi inserido no banco de dados do SIG para posterior espacialização e interpretação espacial dos dados quantificados em laboratório.

5) Delineamento Metodológico para Interpolação espacial dos parâmetros metálicos e descritivos do ambiente

Uma vez quantificados todos os metais e demais PDQSs, seguidos de suas respectivas validações analíticas (limites de detecção – LD e limite de quantificação - LQ), as respectivas concentrações de cada ponto amostral georreferenciado foram inseridas no programa GEOVISUAL (versão 5.0) para cálculo das krigagens ordinárias e geração dos mapas de concentração para toda a PEPET, segundo Yamamoto; Landim (2013). Para tanto, pressupôs-se como premissa básica da krigagem que o sedimento do Reservatório Guarapiranga apresentasse estacionaridade temporal suficiente ao longo da PEPET de foma a permitir a ocorrência da estacionaridade de segunda ordem (MITAS; MITASOVA, 1999) - requisito básico para construção dos semivariogramas e respectivas krigagens (Yamamoto; Landim, 2013). Esta premissa se baseou nos fatos do reservatório apresentar baixa hidrodinâmica, altas taxas de sedimentação (ROUHANI; MYERS, 1990; HOEF; PETERSON; THEOBALD, 2006) e uma baixa variabilidade temporal interna.

Pontua-se que esta etapa do trabalho foi desenvolvida em colaboração com o pessoal do Laboratório de Informática Geológica (LIG-LAB) do Instituto de Geociências (IGC) da USP, cedentes do respectivo programa de modelagem e responsáveis por toda a etapa computacional da modelagem.

6) Plotagem dos dados no SIG e Interpretação dos dados ambientais

Uma vez processados os dados no GEOVISUAL, obteve-se um arquivo matricial georreferenciado para cada um dos parâmetros analisados. Sequencialmente, esses arquivos foram inseridos no Quantum GIS (Versão Essen – 2.14.1) para fins de interpretação visual e apresentação em formato de mapas, de acordo com as premissas das CARTAS SAO (BRASIL, 2002).

Após interpretação visual e apresentação de dados, utilizou-se da metodologia de análise quimiométrica, ferramenta estatística multivariada utilizada em programas de monitoramento ambiental com grandes conjuntos de variáveis e amostras (TERRADO et al., 2006; CHOI et al., 2013). Assim, seguiu-se atrás de correlações multivariadas entre os dados ambientais através da análise de componentes principais, tal como propõe Terrado et al. (2006), e da correlação de Pearson, a fim de estudar as distribuições geográficas e temporais dos metais ao longo da PEPET.

7) Delineamento Metodológico para Análise Qualitativa das Concentrações metálicas do Sedimento

Uma vez com os mapas quantitativos dos metais para o leito da PEPET (sedimento do reservatório), buscou-se sua caracterização através da ótica da ecotoxicologia. Para tanto, estabeleceram-se limites de concentração de cada metal$_{(i)}$ de acordo com a U.S.EPA (UNITED STATES Environmental Protection Agency, 2005) para construção das classes de qualidade ambiental. Os limites foram baseados nos guias de qualidade do sedimento (SQGs) canadense (ISQG e PEL) (CANADIAN COUNCIL OF MINISTERS OF THE ENVIRONMENT, 1999; RITTER et al., 2012) - os quais respectivamente delimitam valores guia (*treshold*) de um dado composto$_{(i)}$ para um dado organismo modelo$_{(i)}$ para um efeito biológico$_{(i)}$ -e os valores regionais de referência (VRR) da Bacia do Alto Tietê (NASCIMENTO, 2003) – os quais delimitam os valores basais naturais de cada elemento$_{(i)}$ de cada bacia hidrográfica.

A estruturação de um modelo integrador dos diferentes SQGs acima citados (VRR, ISQG e PEL) foi necessária para posterior construção dos mapas qualitativos do reservatório modelo em ambiente SIG. Assim, criou-se um índice de classificação da qualidade do sedimento (IQS) de forma a englobar esses SGQs para cada um dos metais analisados de forma independente. Esse Índice foi organizado em cinco classes de qualidade ordenadas do menor ao maior potencial ecotoxicológico conforme metodologia descrita por Silva (2013a), sendo elas:

- Classe “Excelente” representa regiões com mínimo potencial ecotoxicológico para um dado metal$_{(i)}$. Os limites de concentração dessa classe para um metal $_{(i)}$ qualquer variam do exato “zero” absoluto/virtual 0 µg/kg$_{(sedimento)}$, até, mas não igual a, o seu VRR;

- Classe “Bom”, a qual representa regiões sem contaminação por ação antropogênica. Os limites de concentração dessa classe para um metal $_{(i)}$ qualquer variam do exato VRR do metal$_{(i)}$ até, mas não igual a, o valor de seu ISQG;

- Classe “Medíocre” representa regiões da PEPET com provável contaminação antrópica e cujo efeito ecotoxicológico é incerto. Os limites de concentração dessa classe para um metal $_{(i)}$ qualquer variam do exato ISQG do metal$_{(i)}$ até, mas não igual a, o Probable Effect Level (PEL);

- Classe “Ruim”, a qual representa regiões com provável efeito ecotoxicológico. Os limites de concentração dessa classe para um metal $_{(i)}$ qualquer variam do seu exato PEL até, mas não igual a, 10 vezes o próprio valor de seu PEL (10XPEL);

- Classe “Péssimo”, a qual representa regiões de máximo efeito ecotoxicológico e cuja concentração do contaminante$_{(i)}$ qualquer está muito acima de qualquer valor natural do sistema. Os limites de concentração dessa classe para um metal $_{(i)}$ qualquer variam do exato 10 x PEL do metal$_{(i)}$ até virtualmente infinito positivo.

A fim de incorporar o IQS em ambiente SIG para posterior construção dos mapas qualitativos do Reservatório Guarapiranga, optou-se por padronizar seu sistema de coloração em RGB (Red, Green and Blue) para 8 bits, tal como na Tabela 2. Com isso, buscou-se uma melhor comparabilidade entre este trabalho com de outros órgãos ambientais de importância regulatória política e social, tais como a Diretiva Quadro D’água – DQA (*WATER FRAMEWORK DIRECTIVE*), o Sediment Quality Assessments - SQA (CHAPMAN et al., 1998, 1999; Canadian Council of Ministers of the Environment, 1999; Wisconsin Department of Natural Resources, 2003) e o “Norwegian system for classification of environmental status with regard to fauna and total organic content of soft sediments” (EUROPEAN COMMISSION, 2003a).

Tabela 2 - Sistema de Coloração Qualitativa do Sedimento de acordo com o Sistema *Red, Green and Blue* (RGB) de 8 bits

Excelente	Bom	Medíocre	Ruim	Péssimo
R = 0	R = 0	R = 255	R = 255	R = 255
G = 255	G = 255	G = 255	G = 128	G = 0
B = 255	B = 0	B = 0	B = 0	B = 0

Resultados e Discussão

1) Quantificação analítica e respectiva validação do método de quantificação para os metais analisados

Na Tabela 3, os limites de detecção (LD) e os limites de Quantificação (LQ) de cada metal analisado estão descritos:

Tabela 3 - descrição dos limites de detecção (LD) e os limites de Quantificação (LQ) de cada metal (i) analisado

Metal	LD (mg/L)	LQ (mg/L)
Al	0,035	0,104
Cd	0,025	0,076
Cr	0,070	0,209
Cu	0,480	0,160
Fe	0,061	0,182
Mn	0,085	0,256
Ni	0,035	0,104
Pb	0,061	0,184
Zn	0,010	0,029

Baseados nos valores LD e LQ descritos acima, as concentrações obtidas pelo procedimento químico-analítico das amostras dos diferentes elementos quantificados dos 78 pontos amostrais foram avaliadas.

As leituras do metal Cd se encontraram todas abaixo do limite de detecção do método, e, dessa forma, todo o elemento foi retirado dos procedimentos estatísticos e analíticos seguintes deste trabalho.

As leituras dos elementos Al, Cr, Ni e Zn foram todas acima dos valores estipulados pelos respectivos LDs, e, portanto, validadas pelo método analítico adotado.

As leituras dos metais Fe referentes aos pontos 1 e 83; do elemento Mn referentes aos pontos 74 e 77; do elemento Cu referentes aos pontos 4, 5, 6, 7, 9, 10, 11, 12, 14, 16, 46, 71, 99 e 101 foram abaixo dos respectivos LDs de cada elemento, e, portanto, tiveram seus pontos padronizados para 0 mg/L para demais aplicações de interpretação e análises seguintes deste trabalho.

2) Resultados quantitativos das concentrações de metais no sedimento e respectiva Discussão com comparação entre diferentes autores e reservatórios

São apresentadas as tabelas 4 e 5 (a, b e c) para fins de comparação entre os valores quantitativos dos metais presentes no sedimento do Reservatório Guarapiranga. Na Tabela 4 são apresentadas algumas características gerais dos corpos d'água e dos estudos realizados referentes aos trabalhos apresentados nas Tabelas 5a, 5b e 5c. Nestas, são apresentados os valores de concentração de diferentes metais quantificados por diferentes trabalhos (nacionais e internacionais) de diferentes corpos hídricos.

Tabela 4 - Informações gerais provenientes de diferentes estudos para fins de comparação entre diferentes corpos d'água

Referência	País	C.Agua	Impac	Tipo	P.Md (m)	P.Ma (m)	Vol. (hm3)	E.d'água (km2)	Classou T.M.A	Trofia	COT (%)	NT(%)
Este Trabalho	Brasil	Guarapiranga (a-b-d-e-i)	A	R	0,1	13,5	160,09	24,85	Subtrop	Hipereu		0,004
Pompêo et al. (2013)	Brasil	Guarapiranga (a-b-d-e-i)	A	R								
Mariani; Pompêo (2008)	Brasil	Guarapiranga (a-b-d-e-i)	A	R								
Keskin (2012)	Turquía	Akkaya	M	R								
Barroso et al. (2010)	Espanha	Cádiz (d-e)	M	B								
Barroso et al. (2010)	Espanha	S. Petri(de)										
Santos et al. (2003)	Brasil	Mirim (d-i)	L	LS	6			3749			0,21 a 2,4	0,03 a 0,3
Finlayson; Fujimura; Huang (2000)	EUA	Spring (a)	L-A	R			7,2					
Finlayson; Fujimura; Huang (2000)	EUA	Keswick (a)	L-A	R			29,3					
Olutona; Aribisala; Akintunde (2012a)	Nigéria	Aiba	M	R								
Senze et al. (2008)	Polônia	Slup	L	R	8	18,1	31,52	4,08				
Senze et al. (2008)	Polônia	Lubachów	M	R	15,7	36	8	0,51				
Solecki; Chibowski (2000)	Polônia	Piaseczno	M	R / L								
Solecki; Chibowski (2000)	Polônia	Masluchowskie	M	R / L								
Solecki; Chibowski (2000)	Polônia	Z. Zemborzycki	M	R / L								
Pompêo et al. (2015)	Espanha	Barasona	L/A	R	16,5	60	92	6,92		Meso		
Pompêo et al. (2015)	Espanha	Foix	L/A	R	7	11	5,9	0,72	Mono	Hipereu		
Pompêo et al. (2015)	Espanha	Sau	L/A	R		75			Mono	Eu		

Contínua na Próxima Página

Tabela 4: (continuação)

Referência	País	C.Agua	Impac	Tipo	P.Md (m)	P.Ma (m)	Vol. (hm3)	E.d'água (km2)	Class ou T.M.A	Trofia	COT (%)	NT (%)
Pompêo et al. (2015)	Espanha	Santa Fé	L/A	R			1	0,06		Meso eu		
Pompêo et al. (2015)	Espanha	Susqueda	L/A	R		129	233			Meso eu		
Lage (2013)	Brasil	Guarapiranga (a-b-d-e-i)	A	R								
Pompêo et al. (2013) 05/10/2006	Brasil	Guarapiranga (a-b-d-e-i)	A	R								
Pompêo et al. (2013) 27/04/2007	Brasil	Guarapiranga (a-b-d-e-i)	A	R								
Rosa et al. (2015)	Brasil	Itupararanga										
Mariani (2008)	Brasil	Braço Rio Grande (b-d-f)	A	R								
Bonai et al. (1999)	Brasil	Itá (i)										
Bai et al. (2011)	China	Yilong (d-e-f-g)	A	LS	2.85			31	18°C		6	0,56
Silva (2013a)	Brasil	Paiva Castro (b)	L	R					Trop alt			
Guimarães (2011)	Brasil	Guarapiranga (a-b-d-e-i)	A	R								

Legenda da Tabela 4:

: valor acima do observado por esta pesquisa

: valor abaixo do observado por esta pesquisa

- (a) reservatório compartimentalizado com aporte ácido de mineração
- (b)Reservatório com aplicação de sulfato de cobre
- (c) informação extraída dos manuscritos; R = reservatório; B = baía; L= lago; LS = sistema lagunar; C = Canal
- (d) sofre aporte de esgoto doméstico
- (e) sofre aporte de esgoto Industrial
- (f) sofre aporte de resíduos de tráfego urbano
- (g) quando o autor apresenta somente a média total de todos os corpos d'água. Sem haver médias de cada corpos d'água
- (h) corpo d'água com aporte de resíduos industriais de chumbo, carvão e cimento
- (i) sofre aporte de pesticidas e fertilizantes
- Impact: nível de Impacto Antrópico: H = Alto impacto antrópico (high anthropogenic impact); M = Médio impacto antrópico (medium anthropogenic impact); L = baixo impacto antrópico (low anthropogenic impact)
- P.M. (m): Profundidade Média (metros)
- P.Ma. (m): Profundidade Máxima(metros)
- Vol: volume
- Class ou T.M.A: Classificação ou Temperatura anual
- E.D'água: espelho d'água
- Class ou T.M.A: mono = monomítico; q = quente; subtro = subtropical; trop alt: tropical de altitude
- Estados Tróficos: Hiper= Hipertrófico; Hipereu= Hipereutrófico; Meso=Mesotrófico; Mesoeu=Mesoeutrófico; Eu=Eutrófico
- COT: Carbono Orgânico Total
- NT: nitrogênio total

Tabela 5ª - Valores comparativos das concentrações de Al, Cd e Cr de sedimentos superficiais estudados por diferentes trabalhos internacionais. Valores em ($mg/kg_{sed\ seco}$)

Referências	Al			Cd			Cr		
	C.Me	C.Má	C.Mí	C.Me	C.Má	C.Mí	C.Me	C.Má	C.Mí
Este Trabalho	44414	105731	11254	<LD	<LD	<LD	46,99	86,05	0
Mariani; Pompêo. (2008)	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Pompêo et al. (2013)	-	-	-	9,7	-	-	59,6	-	-
Mariani; Pompêo. (2008)	-	-	-	9,7	-	-	56,7	-	-
Lage (2013)	-	-	-	1,37	2,03	0,63	47,99	58,19	32,2
Pompêo et al. (2013) 05/10/2006	-	-	-	25,39	538,18	0	62,18	538,18	0
Pompêo et al. (2013) 27/04/2007	-	-	-	2,95	7,69	0	547,65	7,69	0
Guimarães 2011	42631	50636	26004	0,62	1,7	0,19	72,2	84	47
Bonai et al. (1999)	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Rosa et al. (2015)	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Santos et al. (2003)	-	-	-	0,05	0,12	0,01	14,4	19,6	8,7
Silva (2013a)	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Bai et al. (2011)	-	-	-	0,76	1,62	0,32	86,73	125,49	39,65
Barroso et al. (2010)	-	-	-	0,18	0,4	0,02	51,66	66,5	24,4
Pompêo et al. (2015)	79	126	43	-	-	-	57,73	61,09	54,37
Pompêo et al. (2015)	79	126	43	-	-	-	44,11	46,54	41,67
Barroso et al. (2010)	-	-	-	0,24	0,41	0,06	54,76	72,9	37,1
Pompêo et al. (2015)	79	126	43	-	-	-	25,48	28,5	22,43
Pompêo et al. (2015)	79	126	43	-	-	-	68,17	69,9	66,4
Pompêo et al. (2015)	79	126	43	-	-	-	57,35	62,4	52,27
Finlayson et al. (2000)	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Finlayson et al. (2000)	-	-	-	0,47–0,9	-	-	-	-	-
Olutona; Aribisala; Akintunde (2012a)	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Senze et al. (2008)	-	-	-	-	-	-	25,25	28,1	21,09
Solecki; Chibowski (2000)	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Solecki; Chibowski (2000)	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Senze et al. (2008)	-	-	-	-	-	-	45,1	74	17,8
Solecki; Chibowski (2000)	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Keskin (2012)	1	2	0	10,2	28	0	12,7	66	0

Tabela 5b - Valores comparativos das concentrações de Cu, Fe e Mn em sedimentos superficiais estudados por diferentes trabalhos internacionais. Valores em ($mg/kg_{sed\ seco}$)

Referências	Cu			Fe			Mn		
	C.Me	C.Má	C.Mí	C.Me	C.Má	C.Mí	C.Me	C.Má	C.Mí
Este Trabalho	1232,72	3011,99	0	70149	250379	0	577	1587	0
Mariani; Pompêo. (2008)	1644,1	3582,6	8,2	-	-	-	-	-	-
Pompêo et al. (2013)	1157,2	2902,4	29,2	-	-	-	-	-	-
Mariani; Pompêo. (2008)	1644,1	-	-	-	-	-	-	-	-
Lage (2013)	776,34	2785,49	22,86	-	-	-	-	-	-
Pompêo et al. (2013) 05/10/2006	1157,23	2970,8	27,55	-	-	-	-	-	-
Pompêo et al. (2013) 27/04/2007	1151,17	3154,06	64,18	-	-	-	-	-	-
Guimarães 2011	756,41	3361	18,7	49456	62475	35100	651	1274	202
Bonai et al. (1999)	179,86	233,95	151,6	-	-	-	-	-	-
Rosa et al. (2015)	14,56	28,8	4	-	-	-	-	-	-
Santos et al. (2003)	12,7	18,7	5,6	18900	31000	9000	288	575	28
Silva (2013a)	77,2	109,98	4,35	-	-	-	-	-	-
Bai et al. (2011)	31.40	66.95	15,37	-	-	-	-	-	-
Barroso et al. (2010)	29,2	61,8	5,46	-	-	-	345	506	110
Pompêo et al. (2015)	12,41	13,34	11,48	26410	27860	24960	370	390	350
Pompêo et al. (2015)	79,2	82,78	75,62	29475	30690	28260	460	460	460
Barroso et al. (2010)	45,55	83,3	7,7	-	-	-	244	348	147
Pompêo et al. (2015)	23,07	24,3	21,84	42915	50280	35550	625	740	510
Pompêo et al. (2015)	46,02	47,26	44,77	33925	35150	32700	615	620	610
Pompêo et al. (2015)	40,74	41,38	40,09	40215	40690	39740	4090	4110	4070
Finlayson et al. (2000)	510	-	-	110000	-	-	-	-	-
Finlayson et al. (2000)	260,87	780	-	153333	170000	140000	-	-	-
Olutona; Aribisala; Akintunde (2012a)	5,82	-	-	45	-	-	30	-	-
Senze et al. (2008)	51,27	60,83	36,26	-	-	-	-	-	-
Solecki; Chibowski (2000)	25	34	14	3129	10350	453	177	83	293
Solecki; Chibowski (2000)	24	45	12	5681	11870	104	177	84	313
Senze et al. (2008)	33,1	44,2	16,1	-	-	-	-	-	-
Solecki; Chibowski (2000)	32	52	19	10710	15260	844	187	439	91
Keskin (2012)	1,8	6,4	0	106	397	1	4	10	1

Tabela 5c - Valores comparativos das concentrações de Ni, Pb e Zn em sedimentos superficiais estudados por diferentes trabalhos internacionais. Valores em ($mg/kg_{sed\ seco}$)

Referências	Ni			Pb			Zn		
	C.Me	C.Má	C.Mí	C.Me	C.Má	C.Mí	C.Me	C.Má	C.Mí
Este Trabalho	37,24	65,66	5,95	68,43	146,1	22,04	120,83	212,46	5,39
Mariani; Pompêo. (2008)	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Pompêo et al. (2013)	57,3	-	-	<0,048	-	-	223,74	-	-
Mariani; Pompêo. (2008)	74,4	-	-	765,9	-	-	128,6	-	-
Lage (2013)	17,81	24,78	11,78	33,41	43,24	24,07	128,61	200,89	58,24
Pompêo et al. (2013) 05/10/2006	38,32	197,42	0	-	-	-	223,74	616,32	100,85
Pompêo et al. (2013) 27/04/2007	8,46	55,51	0	59,12	191,02	0	126,58	250,33	55,94
Guimarães 2011	16,7	24,8	11,6	64,4	90	35	165,6	231	81
Bonai et al. (1999)	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Rosa et al. (2015)	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Santos et al. (2003)	-	-	-	4,4	6,5	1,6	55,9	99	24,8
Silva (2013a)	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Bai et al. (2011)	35,99	72,93	14,1	53,19	88,96	30,71	86,82	121,68	29,6
Barroso et al. (2010)	26,86	31,1	21,5	29,12	45,7	10,7	78,33	161	21,7
Pompêo et al. (2015)	27,17	27,23	27,1	16,02	16,97	15,06	61,99	63,96	60,02
Pompêo et al. (2015)	26,97	28,59	25,34	31,38	32,41	30,35	102,74	105,31	100,16
Barroso et al. (2010)	22	35	5,5	39,88	77	14,5	102,62	153	23,2
Pompêo et al. (2015)	17,53	17,74	17,31	64,62	66,69	62,55	137,29	144,22	130,4
Pompêo et al. (2015)	31,62	33,9	29,34	32,61	33,77	31,44	128,81	133,78	123,8
Pompêo et al. (2015)	38,9	48,28	29,51	40,35	41,01	39,68	144,37	150,45	138,3
Finlayson et al. (2000)	-	-	-	-	-	-	170	-	-
Finlayson et al. (2000)	-	-	-	-	-	-	457,1	780	1,2
Olutona; Aribisala; Akintunde (2012a)	-	-	-	0,44	-	-	11,91	-	-
Senze et al. (2008)	-	-	-	32,94	68,38	15,96	44,91	62,45	33,95
Solecki; Chibowski (2000)	-	-	-	24	69	11	40	124	10
Solecki; Chibowski (2000)	-	-	-	29	126	10	81,5	169	9
Senze et al. (2008)	-	-	-	38,2	78,9	20,1	118,4	164,6	70,1
Solecki; Chibowski (2000)	-	-	-	29	10	50	53	92	12
Keskin (2012)	30,6	402	1,5	8,9	59,3	0,9	8,14	31,2	0,9

Legenda das Tabelas 5 (a,b,c):

: valor acima do observado por esta pesquisa

: valor abaixo do observado por esta pesquisa

(a) reservatório compartimentalizado com aporte ácido de mineração

(b) reservatório com aplicação de sulfato de cobre

(c) informação extraída dos manuscritos; R = reservatório; B = baía; L = lago; LS = sistema lagunar; C = Canal

(d) sofre aporte de esgoto doméstico

(e) sofre aporte de esgoto Industrial

(f) sofre aporte de resíduos de tráfego urbano

(g) corpo d'água com aporte de resíduos industriais de chumbo, carvão e cimento

(h) sofre aporte de pesticidas e fertilizantes

(i) sofre aporte de fazendas de porcos e aves

Nível de Impacto Antrópico: A = high anthropogenic impact; M = médium anthropogenic impact; L = low anthropogenic impact.

P.Md. (m): Profundidade Média (metros)

P.Ma. (m): Profundidade Máxima (metros)

COT: Carbono Orgânico Total

Class ou T.M.A: Classificação ou Temperatura anual

C.Agua = Corpo d'água

E. d'água (km2) = Espelho d'água

B. R. Grande: Braço Rio Grande

Gua: Reservatório Guarapiranga

C.Mé: Concentração média

C.Má: Concentração máxima

C.Mí: Concentração mínima

<LD: abaixo do limite de detecção

Referente ao alumínio, o Reservatório Guarapiranga foi aquele que apresentou maiores valores dentre todos os corpos de água comparados (concentração mínima, média e máxima) (Tabela 5a).

Referente ao cádmio, suas concentrações no Reservatório Guarapiranga se mostraram abaixo do limite de detecção do método (LD). Contudo, Lage (2013), Pompêo et al. (2013) e Guimarães (2011) ao estudarem o Reservatório Guarapiranga obtiveram valores de cádmio elevados, acima de todos os corpos de água cujos dados foram apresentados na Tabela 5a, indicando que este elemento, para este reservatório em questão, apresenta variação ao longo do tempo.

Referente ao cromo, como se poderá observar na Tabela 5a, os valores encontrados por esta pesquisa se encontraram significativamente abaixo dos teores observados por Pompêo et al. (2013) para o mesmo reservatório. Baseando-se nos valores de Pompêo et al. (2013), as concentrações de cromo no sedimento desse reservatório se encontram acima de todos os corpos de água cujos dados são apresentados na Tabela 5a. Ainda que se baseassem somente nos valores obtidos por esta pesquisa, os teores médios de cromo se encontram acima daqueles ambientes da Tabela 5, comparando-se somente com os reservatórios com rejeito de mineração chinês (BAI et al., 2011) e com os espanhóis (POMPÊO et al., 2015).

Referente ao cobre no sedimento do Reservatório Guarapiranga, seus os teores média e máxima se encontram acima de todas as referências apresentadas, inclusive acima das concentrações médias de regiões com descarte de rejeitos de mineração de chumbo e carvão, tal como apresenta Bai et al. (2011). A alta concentração de cobre no sedimento do reservatório Guarapiranga se deve principalmente ao volume de sulfato de cobre pentahidratado aplicado somado ao longo período de sua aplicação (aproximadamente 43 anos) (CALEFFI, 2000).Através de uma comparação temporal entre os trabalhos realizado somente no Reservatório Guarapiranga (PADIAL, 2008; MARIANI, 2008; LAGE, 2013; POMPÊO et al., 2013) (Tabela 5b), verificou-se que os valores máximos da concentração de cobre no sedimento superficial do Reservatório Guarapiranga estão gradativamente decaindo, enquanto que os valores médios estão aumentando. Fato que traz algumas possíveis conclusões: A) inicialmente o cobre se encontrava mais concentrado em porções específicas do reservatório, resultando em valores máximos maiores e em valores médios menores, e agora, com sua dispersão, os valores máximos estão decaindo, mas os valores médios estão aumentando; B) o cobre ainda está sendo introduzido no sistema aumentando suas concentrações médias para todo reservatório; C) ambas situações anteriores.

Ainda, ao se analisar os Sample SDs de diferentes trabalhos (MARIANI, 2008; POMPÊO et al., 2013), pôde-se verificar que eles estão aumentando ao longo dos anos. Isso por sua vez, condiz com a hipótese B, e, ao mesmo tempo, contradiz a hipótese A, a qual esperaria uma maior

homogeneização (menor discrepância) entre as concentrações de cobre dos diferentes pontos amostrais do reservatório. A análise dos Sample SDs comprova que o cobre não está inerte no sedimento, e está sob influência de dispersão ao longo de toda paisagem de interesse ecotoxicológico.

Quando comparadas as menores concentrações (C.Mín) encontradas no sedimento do Reservatório Guarapiranga para cada um dos metais analisados (i) com seus respectivos VRR propostos por Nascimento (2008) para o Alto Tietê algumas hipóteses foram levantadas:

Para o caso do cobre, duas hipóteses foram levantadas: A) o Reservatório Guarapiranga apresenta um valor de referência regional diferente daqueles apresentados por Nascimento (2003); B) o cobre carreado pelos afluentes do reservatório Guarapiranga não está se fixando no sedimento das porções a montante do reservatório, e sendo carreados até suas porções mais meridionais. Futuros estudos poderão levantar os valores de referência para as diferentes sub-bacias do Guarapiranga, de forma a podermos compreender melhor os processos atuantes nestas porções do reservatório e como manejá-los apropriadamente para manter sua boa qualidade ecotoxicológica.

Referente ao ferro, com exceção dos lagos de Finlayson (2000), os quais sofrem de aporte ácido de mineração, os valores do Reservatório Guarapiranga se encontram acima de todas as referências da Tabela 5b.

Referente ao manganês, com exceção dos corpos d'água espanhóis estudados por Pompêo et al. (2015), as concentrações médias e máximas encontradas no Reservatório Guarapiranga se mostraram acima de todas as referências da Tabela 5b.

Referente ao chumbo, seus teores médios e máximos do Reservatório Guarapiranga se encontram acima de todas as referências da Tabela 5c, inclusive acima das concentrações médias de regiões com descarte de rejeitos de mineração de chumbo, carvão como as de Bai et al. (2011).

Referente ao zinco, sua concentração máxima observada no sedimento do Reservatório Guarapiranga só foi inferior aos teores observados por Finlayson; Fujimura; Huang (2000) relativos ao reservatório Spring, o qual sofre aporte ácido de mineração. Para todo o resto, sua concentração máxima se encontra significativamente acima. Temporalmente, as concentrações médias de zinco do Reservatório Guarapiranga apresentam um padrão de empobrecimento. Fato este observado através dos teores médios de zinco dos trabalhos de Mariani; Pompêo (2008), Lage (2013), Pompêo et al. (2013) e deste trabalho. Apesar disso, as concentrações de zinco levantadas por esta pesquisa para o Reservatório Guarapiranga ainda se encontram relativamente altas, comparáveis aos reservatórios espanhóis estudados por Pompêo et al. (2015), ficando abaixo somente dos reservatórios estudados por Finlayson; Fujimura; Huang (2000), que sofrem aporte ácido de mineração.

Como se pode extrair das comparações apresentadas nos parágrafos acima, o Reservatório Guarapiranga hoje se apresenta altamente impactado, sendo a ação humana a principal responsável

por este impacto, alterando diversas concentrações de metais do sedimento, resultando num potencial risco ecotoxicológico ao seu ambiente natural (HAVENS, 1994; JEUNE et al., 2006; SANTORO et al., 2009) e à própria população humana (ATKINSON et al., 2007; COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO, 2009, 2013), de forma direta, ou até mesmo indireta via o sistema de abastecimento público de água (HANSON; STEFAN, 1984; MOZETO; BEVILACQUA, 1998; MOZETO; ZAGATTO, 2006).

3) Resultados Analíticos dos Parâmetros Descritivos da Quimiometria do Sedimento (PDQSs)

Na Tabela 6 estão apresentados os resumos estatísticos dos parâmetros descritivos da quimiometria do sedimento (PDQSs), sendo eles: diâmetro médio do grão do sedimento (D.M.G.); areia total (A.T); silte total (S.T); argila total (Arg.T); desvio padrão da granulometria (G.DP); assimetria (Ass); fósforo total (PT); nitrogênio total (NT); matéria orgânica (MO); e umidade relativa do sedimento (H_2O).

Tabela 6 - Resumo descritivo dos PDQSs obtidos do sedimento do Reservatório Guarapiranga

PDQSs	Mínimo	Máximo	1º Quartil	Média	3º Quartil	Mediana	Desvio Padrão da Média	Desvio Padrão
D.M.G (mm)	1,600	7,299	6,127	6,314	6,816	6,556	0,114	0,975
A.T (%)	0,085	96,605	1,320	11,428	12,354	4,834	2,222	18,984
S.T (%)	3,065	86,367	69,836	69,128	75,885	73,126	1,666	14,235
Arg.T (%)	0,330	31,686	16,458	19,444	23,023	20,264	0,731	6,247
G.DP (mm)	1,343	2,358	1,590	1,716	1,819	1,706	0,023	0,199
Ass	0,000	2,144	0,339	0,521	0,650	0,477	0,034	0,294
PT (mg/kg)	8,381	719,449	220,354	313,639	373,328	295,733	17,251	147,396
NT (g/kg)	0,032	10,685	0,724	4,224	7,062	4,063	0,391	3,343
MO (%)	1,040	53,091	20,084	25,378	31,950	22,708	1,219	10,413
H2O (%)	23,310	92,445	75,769	78,305	85,786	82,087	1,574	13,447

O diâmetro médio da partícula do sedimento, DMG, variou de 1,4 a 7,30 milímetros, com tamanho médio de 6,31 mm e um desvio padrão de 0,144mm.

A porcentagem de areia total, AT, variou de 0,09% a 96,61%, com tamanho médio de 11,428%e um desvio padrão de 4,83%.

A porcentagem de Silte total, ST, variou entre 3,07% e 86,37%, com média de 69,13% e desvio médio padrão de 1,67.

A porcentagem de Argila total, ArgT, variou entre 0,330% e 31,686%, com média de 19,44% e desvio médio padrão de 0,731.

O desvio padrão da granulometria, G.DP., variou entre 1,343 mm e 2,358 mm, com média de 1,716 mm e desvio médio padrão de 0,023mm, denotando uma baixa variabilidade dentre cada amostra de sedimento analisada.

A assimetria, Ass., variou entre 0,000 e 2,144, com média de 0,521 e desvio médio padrão de 0,034.

O fósforo total, PT, variou entre 8,381 $mg/kg_{(sedimento\ seco)}$ e 719,449 $mg/kg_{(sedimento\ seco)}$, com uma média amostral de 313,64 $mg/kg_{(sedimento\ seco)}$ e desvio médio padrão de 17,25 $mg/kg_{(sedimento\ seco)}$.

O nitrogênio total, NT, variou entre 0,03 $g/kg_{(sedimento\ seco)}$ e 10,69 $g/kg_{(sedimento\ seco)}$, com média amostral de 4,22 $g/kg_{(sedimento\ seco)}$ e desvio médio padrão de 0,39 $g/kg_{(sedimento\ seco)}$.

A concentrações de matéria orgânica no sedimento, MO, variou entre 1,04% a 53%, com média amostral de 25,38%, com um desvio médio padrão de 1,22%, sendo classificado como tipicamente orgânico segundo Ugenmach (1960, apud ESTEVES, 1998). Esses valores corroboram os resultados obtidos por outros autores para o mesmo reservatório (PADIAL, 2008; GUIMARÃES, 2011; LAGE, 2013; SILVA, 2013a).

4) Resultados da Krigagem: Análise Quantitativa dos Parâmetros Metálicos e descritivos da Quimiometria do Sedimento (PDQSs)

A partir dos semivariogramas e VARMAPS, a krigagem ordinária se mostrou um interpolador espacial eficiente para a interpolação dos metais; do NT e do PT. Já o semivariograma da MO demonstrou falta de correlação espacial, de forma que sua interpolação espacial foi descartada das análises.

Seguindo para os resultados dos demais semivariogramas, (FIGURAs 2 a 14, A e B), os elementos Al, Cr, Cu, Fe, Pb e Zn foram aqueles de melhor representação espacial de acordo com seus respectivos semivariogramas. Já os elementos Mn e Ni se apresentaram com uma variação contínua ao longo da paisagem, sem apresentar uma formação clara de patamar em seus semivariogramas.

Observou-se também grande variabilidade quanto aos ranges (patamar – efeito pepita) nos semivariogramas analisados. Tal fenômeno indica que cada um dessas substâncias apresenta uma característica específica de dispersão e/ou contaminação neste ambiente (YAMAMOTO; LANDIM, 2013).

Como se pode observar a partir dos VARMAPs de cada metal, com exceção do elemento alumínio, houve forte tendência do eixo de menor variabilidade espacial residir próximo dos 110° azimutais. Isso resultou em regiões de maior continuidade espacial (quando os pontos amostrais de sedimento estavam orientados perpendicularmente ao eixo de escoamento d'água predominante), e regiões de menor continuidade espacial (quando esses pontos estavam paralelos a esse escoamento). Tal comportamento corrobora com o eixo principal de escoamento do reservatório Guarapiranga (SILVA, 2016), comprovando a importância/influência hidráulica sobre a distribuição dos contaminantes ao longo do leito desse reservatório.

Ainda relativo aos VARMAPs, observa-se que sua estrutura circular nem sempre foi obtida. Esse fato, quando comparado com a continuidade do semivariograma experimental, leva a conclusão de que, para alguns elementos, o esforço amostral foi pouco eficiente. Dessa forma, para esses elementos, infere-se que o Lag necessário para se observar suficiente conectividade espacial, dependendo do ângulo do reservatório analisado, ainda foi insuficiente (YAMAMOTO; LANDIM, 2013). Dessa forma, reforça-se a necessidade de aumentar os pontos amostrais para futuros trabalhos, principalmente aqueles para manejo e gestão ambiental.

-Alumínio (Al)

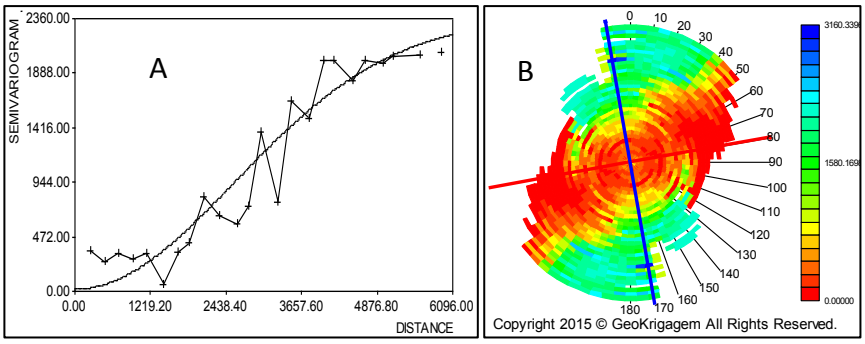


Figura 2A (esquerda): Semivariograma do elemento Al

Figura 2B (direita): VARMAP do elemento Al

-Cromo (Cr):

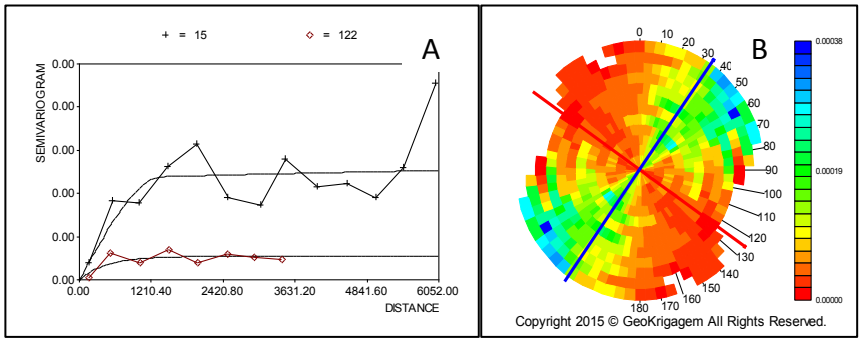


Figura 3A (esquerda): Semivariograma do elemento Cr

Figura 3B (direita): VARMAP do elemento Cr

-Cobre (Cu):

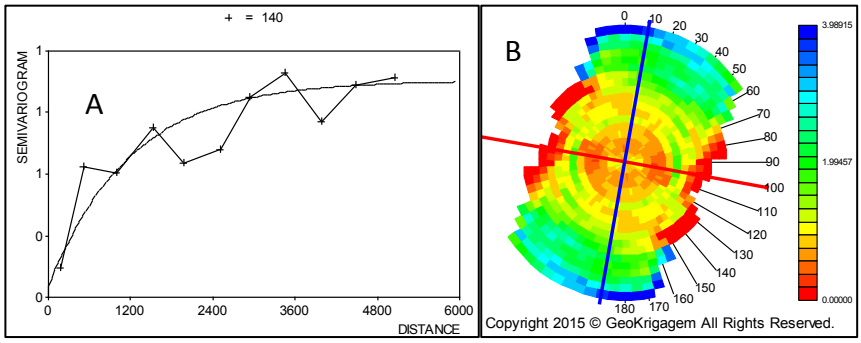


Figura 4A (esquerda): Semivariograma do elemento Cu

Figura 4B (direita): VARMAP do elemento Cu

-Ferro (Fe):

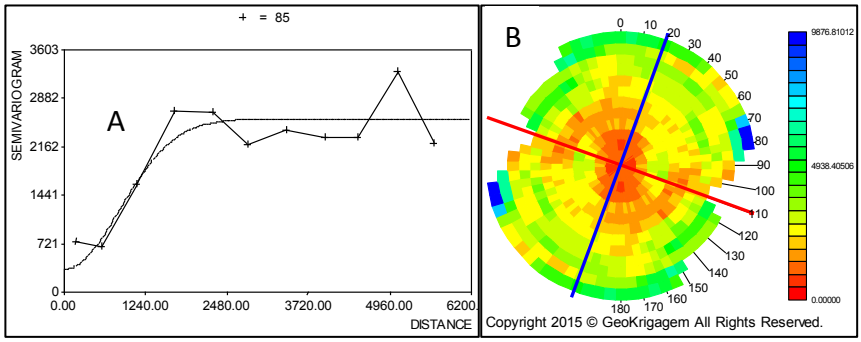


Figura 5A (esquerda): Semivariograma do elemento Fe

Figura 5B (direita): VARMAP do elemento Fe

-Manganês (Mn):

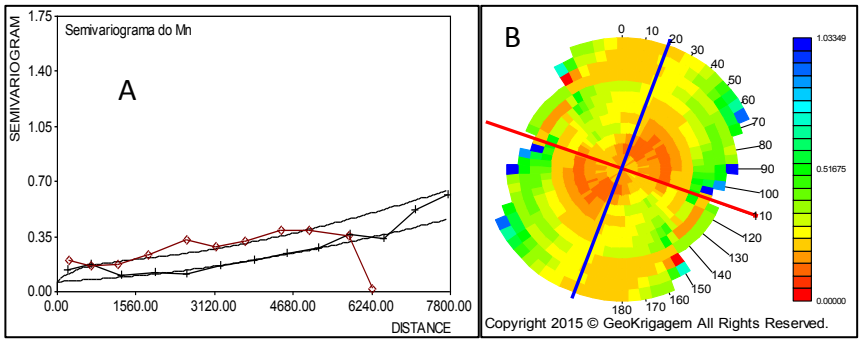


Figura 6A (esquerda): Semivariograma do elemento Mn

Figura 6B (direita): VARMAP do elemento Mn.

-Níquel (Ni):

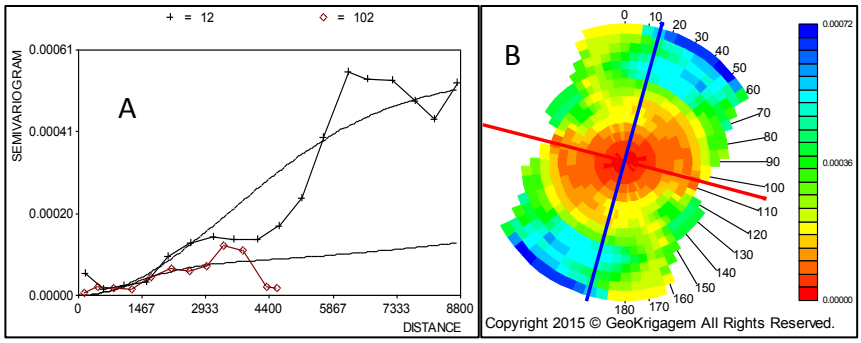


Figura 7A (esquerda): Semivariograma do elemento Ni.

Figura 7B (direita): VARMAP do elemento Ni.

-Chumbo (Pb):

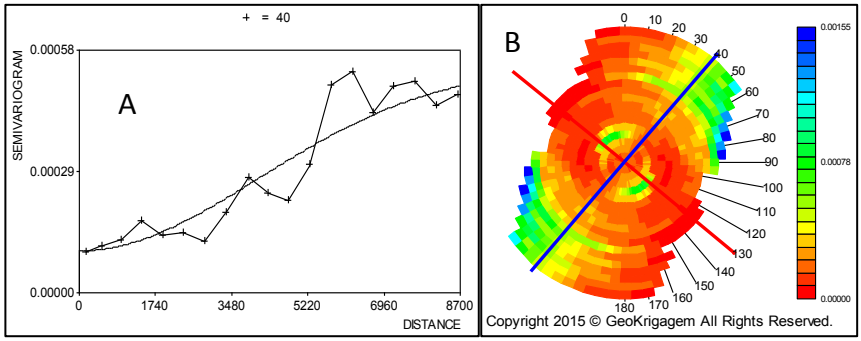


Figura 8A (esquerda): Semivariograma do elemento Pb

Figura 8B (direita): VARMAP do elemento Pb

-Zinco (Zn):

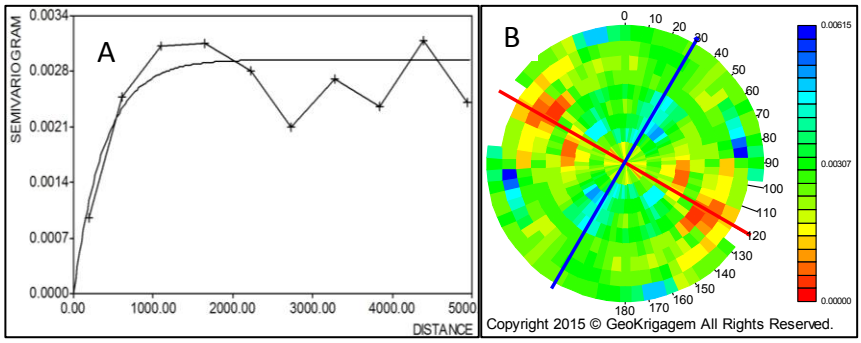


Figura 9A (esquerda): Semivariograma do elemento Zn

Figura 9B (direita): VARMAP do elemento Zn

-Granulometria: Diâmetro Médio do Sedimento (Diam. M)

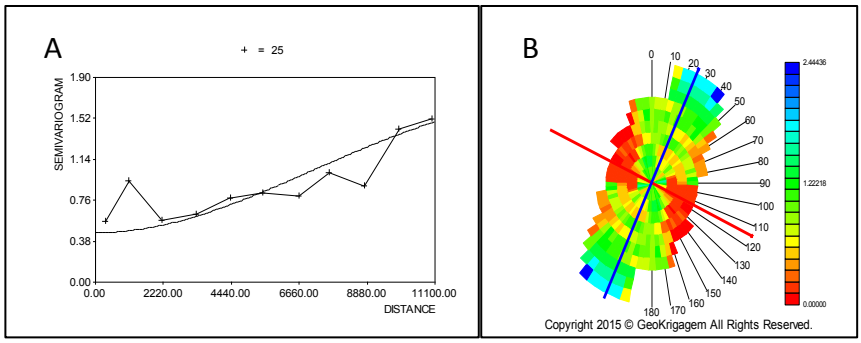


Figura 10A (esquerda): Semivariograma do Diam. M

Figura 10B (direita): VARMAP do Diam. M

-Granulometria: Silte Muito Fino (Porcentagem)

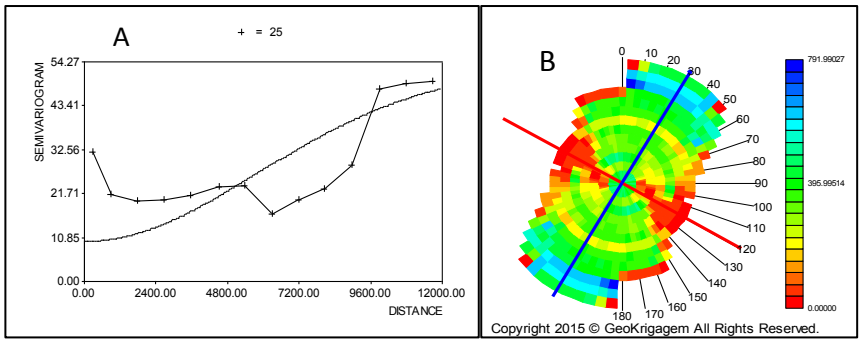


Figura 11A (esquerda): Semivariograma do Silte Muito Fino

Figura 11B (direita): VARMAP do Silte Muito Fino

-Matéria Orgânica (MO)

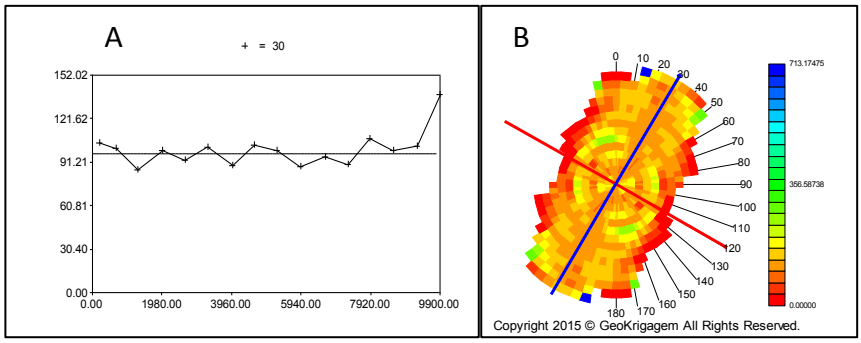


Figura 12A (esquerda): Semivariograma da MO

Figura 12B (direita): VARMAP da MO

-Nitrogênio Total (NT)

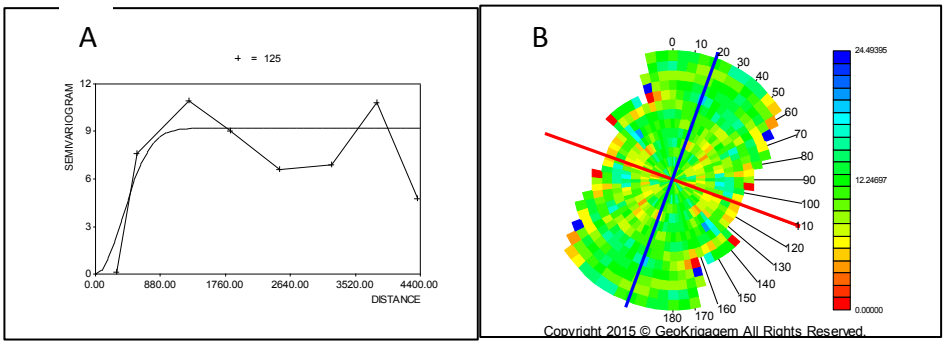


Figura 13A (esquerda): Semivariograma do NT

Figura 13B (direita): VARMAP do NT

-Fósforo Total (PT)

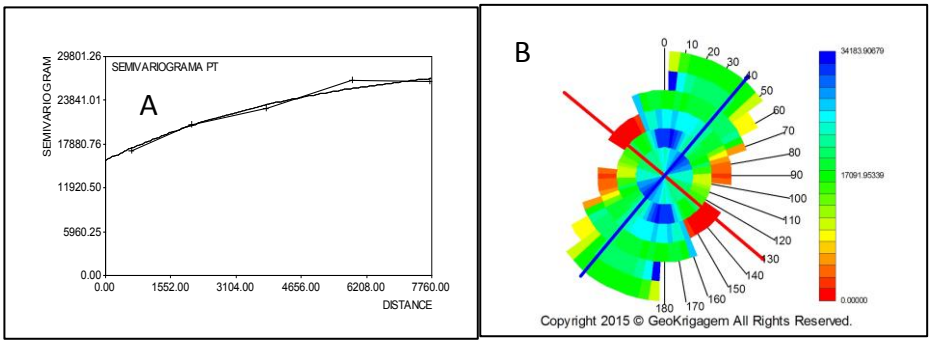


Figura 14A (esquerda): Semivariograma do PT

Figura 14B (direita): VARMAP do PT

Na Tabela 7, estão descritos os parâmetros geoestatísticos dos metais do sedimento do Reservatório Guarapiranga obtidos pelo processo de Krigagem.

Tabela 7 - Relações Geoestatísticas das variáveis metálicas do sedimento do Reservatório Guarapiranga

Metais	Distribuição Espacial	Azimute da Menor Semivariância	Azimute da Maior Semivariância	Azimute da Maior Conectividade Espacial	Lag Eixo Menor	Lag Eixo Maior	Tolerância Angular Eixo Menor	Tolerância Angular Eixo Maior	Efeito Pepita	Distância ao Patamar (metros)
[Al]	Isotrópica	80	N/A	80	235	N/A	31	N/A	20	4880
[Cr]	Anisotrópica	125	40	125	578	500	28,5	18,5	0	1210
[Cu]	Isotrópica	140	N/A	100	500	N/A	30	N/A	0,06	4800
[Fe]	Isotrópica	85	N/A	110	565	N/A	40	N/A	340	1600
[Mn]	Anisotrópica	150	60	110	630	650	32	32	0,06	9000
[Ni]	Anisotrópica	102	12	105	460	600	20	25	0	6000
[Pb]	Isotrópica	40	N/A	130	480	N/A	30	N/A	0	6960
[Zn]	Isotrópica	60	N/A	90	550	N/A	15	N/A	0	1500
Média		100,8	36,8	109,4	493,1	602,5	28,7	27,6	40,0	4194
Desv. Médio		30,7	13,3	14,0	79,4	52,5	5,0	5,9	66,7	2371
Intervalo de Confiança Inferior*		72,1	5,4	95,4	405,0	486,0	23,1	15,9	46,6	2029,3
Intervalo de Confiança Superior*		129,5	68,1	123,5	581,2	719,0	34,3	39,4	126,6	6359,5

: valores dentro do intervalo de confiança para α igual a 0,5%

: valores acima do intervalo de confiança para α igual a 0,5%

:valores abaixo do intervalo de confiança para α igual a 0,5%

- * Valores para coeficiente de confiabilidade α igual a 0,95%
- [metal] = (g/kg.sedimento); Distâncias: metros; Azimutes: graus; Lags: metros
- Efeitos Pepita: (g/kg.sedimento); Tolerância Angular: metros

A partir da Tabela 7, através de uma análise estatística com grau de confiança α = 5%, através do teste-T para comparação entre médias e ANOVA para comparação entre variâncias, assumindo normalidade para todos os parâmetros geoestatísticos, verificaram-se discrepâncias entre os parâmetros geoestatísticos obtidos pela krigagem entre os diferentes metais analisados.

Referente a variável geoestatística "Azimute da Menor Semivariância", somente o manganês e o cobre ficaram acima do intervalo de confiança (IC), enquanto que o chumbo e o zinco ficaram abaixo dele. Os elementos Al, Cr, Fe e Ni se encontraram dentro do IC, indicando uma direcionalidade espacial de dispersão semelhante entre si.

Referente a variável geoestatística "Azimute da Menor Semivariância", observou-se uma média igual a 100,8. Esse direcionamento angular médio se correlaciona com o eixo de desague do afluente Parelheiros no Reservatório Guarapiranga. Essa correlação denota que a variável "Azimute da Menor Semivariância" pode estar representando a tendência de direcionamento predominante de dispersão do reservatório. Somente este estudo não garante apontar com absoluta certeza que esse afluente é o principal vetor de contaminação de metais no reservatório, mas permite direcionar esforços financeiros e de mão-de-obra para que futuras pesquisas avaliem esta hipótese.

Ainda referente ao "Azimute da Menor Semivariância", através da análise da média pelo método do teste – T para amostras independentes, buscou-se comparar a probabilidade de igualdade das médias encontradas para as variáveis "Azimute da Menor Semivariância" e a variável "Azimute da Maior Conectividade Espacial". Segundo Yamamoto; Landim (2013), seria de se esperar que, para uma dada variável espacial (i) qualquer, seu grau de máxima dispersão fosse aquela de menor semivariância. Contudo, os valores encontrados para os metais no sedimento não seguiram fielmente esta premissa. Assim, buscou-se verificar através do teste-T se esses valores eram estatisticamente diferentes entre si. Contudo, após a análise, obteve-se um p-valor de 0,544, acima do grau de confiança estipulado (0,95), mantendo assim a hipótese nula de que ambos apresentam médias estatisticamente iguais, corroborando com o pressuposto de Yamamoto; Landim (2013).

Ao se comparar os valores obtidos referentes ao "Azimute da Maior Conectividade Espacial" de cada parâmetro metálico analisado via teste de médias (Teste-T), observou-se que o alumínio se apresentou abaixo do IC; os metais Cu, Mn, Fe, Ni e Zn se apresentaram dentro do IC; e os metais Cr e Pb se apresentaram acima do IC. Esse fato permitiu inferir que estatisticamente os parâmetros "Azimute da Menor Semivariância" e o "Azimute da Maior Conectividade Espacial" são iguais; mas devido a variação interna do parâmetro "Azimute da Maior Conectividade Espacial", concluiu-se que os fenômenos atuantes nas dispersões dos diferentes elementos ao longo do leito do reservatório são diferentes entre si, corroborando com o princípio de que os diferentes compostos são de origens (fontes contaminantes/poluidoras) diferentes.

Referente a variável “Azimute da Maior Semivariância”, por ela depender da presença de anisotropia do metal de interesse, não foi possível sua averiguação para todos os parâmetros estudados. No caso dos elementos Al, Cu, Fe, Pb, Zn, como não se observou nenhuma anisotropia, esses metais foram retirados dos testes estatísticos, e tiveram o termo “N/A” inserido em suas células de “Azimute de Maior semivariância” da Tabela 7. Para os elementos com anisotropia, seguiram-se com os testes estatísticos das variáveis geoestatísticas.

Ao realizar o teste-T de Student sobre a variável “Azimute da Maior Semivariância”, observou-se que todos os metais anisotrópicos se encontraram dentro do intervalo de confiância (IC), indicando uma tendência de dispersão semelhante entre si.

Referente a variável “Lag Eixo Menor” – variável que permite descrever o grau de conectividade entre os diferentes metais analisados na paisagem, somente o alumínio se apresentou abaixo do IC; o Mn foi o único que se apresentou acima do IC; e todos os outros se encontraram dentro do IC. Ainda, observou-se que houve significativa discrepância entre os valores de lag entre os elementos estudados, reforçando a ideia de que o esforço amostral espacial mínimo de cada variável metálica é diferente – fato de grande implicação em planos de manejo ambiental. Dessa forma, eventuais estudos a serem realizados neste e/ou em outros ambientes, cujos objetivo ou metodologia sejam analisar metais no sedimento, propõe-se se considerar diferencialmente o esforço amostral necessário a ser adotado baseado no metal de interesse a fim de se garantir melhor representatividade espacial e eficácia.

Seguindo para o teste-T para amostras independentes entre o “Lag Eixo Menor” e o “Lag eixo Maior”, verificou-se eventuais discrepâncias das médias dos Lags (eixo maior) e (eixo menor). Através dessa análise, obteve-se um p-valor de 0,248, indicando que não há evidências estatísticas de que haja diferença entre as duas médias. Assim, concluiu-se que o esforço amostral e sua homogeneidade espacial ao longo de toda PEPET para a coleta do sedimento foram suficientes para descrever os comportamentos anisotrópicos dos metais ali encontrados. Tal p-valor também indicou uma forte tendência de continuidade espacial para os diferentes metais analisados independentemente do ângulo azimutal.

Tal como a variável “Azimute da Maior Semivariância”, a variável “Lag Eixo Maior” só é aplicável para aqueles metais cujas distribuições espaciais sejam do tipo anisotrópica. Dos elementos com comportamento anisotrópico (Cr, Mn e Ni), observou-se que todos se encontraram dentro do respectivo IC, indicando que o Lag necessário para se obter uma significativa continuidade espacial (representada pelos eixos de maior patamar dos semivariogramas) é constante para todos os metais com comportamento anisotrópico analisados. Por sua vez, tal informação denota que o esforço amostral adotado em trabalhos futuros como de manejo e gerenciamento ambiental para este

reservatório trarão um impacto homogêneo na determinação da continuidade espacial dos diferentes contaminantes metálicos anisotrópicos ao longo do sedimento.

Referente à "Tolerância Angular Eixo Menor", observou-se que o Ni e o Zn se encontraram abaixo do IC; já os metais Al, Cr, Cu, Mn e Pb se encontraram dentro do IC; o Ferro foi o único acima do IC. Com tal informação, nota-se que a dispersão dos elementos Ni e Zn são mais extreitas e de maior conectividade (menor variância espacial) do que dos demais metais estudados. Esta observação, por sua vez, levanta duas hipóteses: a) o esforço amostral para determinação da continuidade espacial dos metais tanto isotrópicos quanto anisotrópicos age diferentemente para cada elemento analisado; b) as forças de espalhamento e dispersão espacial estão agindo diferentemente entre os metais analisados, de forma que esses apresentam comportamentos anisotrópicos diferentes entre si (alguns semelhantemente tais como o Al, Cr, Cu, Mn, e Pb, e outros diferentemente como o Fe, Ni e o Zn). Por fim, conclui-se que é necessário menor esforço amostral para determinação das plumas de contaminação dos metais Níquel e Zinco quando comparados com o Ferro.

A variável "Tolerância Angular Eixo Maior" segue o mesmo princípio das variáveis anisotrópicas anteriores. Assim, observou-se que todos os metais anisotrópicos se encontraram dentro do respectivo IC**.** Ao realizar o teste-T para amostras independentes entre o "Tolerância Angular Eixo Maior" e o "Tolerância Angular Eixo Menor" para todos os metais analisados, obteve-se um p-valor de 0,918, indicando que não há evidências estatísticas de que há diferença entre as duas médias. Assim, embora se observe diferenças entre as duas tolerâncias, e, consequentemente, na eficiência do esforço amostral adotado para coleta dos pontos amostrais de sedimento ao longo da paisagem, essa diferença não é estatitsticamente representativa, indicando que o fenômeno anisotrópico foi bem representado para os referidos elementos e que as anisotropias observadas são estatisticamente semelhantes entre si. Tal fato mais uma vez denota que o esforço amostral age homogeneamente na determinação da continuidade espacial dos diferentes contaminantes metálicos com dispersão anisotrópica ao longo do sedimento deste reservatório. Futuros estudos poderão verificar se tal fenômeno também é válidos para outros tipos de reservatórios hídricos, e se é aplicável para outros tipos de contaminantes presentes no sedimento.

Como se pode observar a partir dos parágrafos anteriores, nota-se que a anisotropia, quando observada na paisagem, encontra-se estatisticamente semelhante entre os diferentes parâmetros metálicos ali presentes, indicando que o principal agente dispersor dos metais é externo ao sistema, não restringindo-se às características intrínsecas de cada elemento metálico estudado (ex: estado de valência, taxa de precipitação, taxa de assimilação bioquímica, bioacumulação, ressuspensão, taxas de dissolução, etc). Estima-se que esse(s) agente(s) externo(s) poderia(m) ser o(s) óxido(s) e hidróxido(s) metálico(s) presente(s) no sedimento do reservatório, a matéria orgânica, a

hidrodinâmica do sistema e os campos de ação de vento - FETCH. Rodrigues et al. (2015) ressalta a importância dos óxidos e hidróxicos metálicos nos ciclos geoquímicos do sedimento, denotando como poderíam estar agindo sobre a distribuição espacial dos demais elementos da paisagem. Marques; Andrade; Guetter (2013) apontam como os campos de FETCH influenciam os processos de deposição e sedimentação em corpos d'água de grande área livre da lâmina d'água. Possíveis estudos futuros poderão avaliar se os fenômenos regedores da distribuição exclusiva do elemento ferro ao longo de toda PEPET são aqueles responsáveis pela distribuição dos outros elementos metálicos ao longo do sedimento do Reservatório Guarapiranga.

Referente a variável "Efeito Pepita", observou-se que todos os metais se encontraram abaixo do IC,com exceção do ferro – o qual se encontrou acima. Assim, frente aos valores observados na Tabela 7, nota-se que os elementos Fe e Al apresentaram altos valores de efeito pepita, denotando grande variabilidade de ambas. Com esse tipo de informação, para estudos mais específicos para cada um dos elementos medidos aqui, esse tipo de informação permite direcionar o esforço amostral a fim de se diminuir esse efeito pepita nos modelos preditivos qualitativos da paisagem. Assim, propõe-se a utilização do efeito-pepita como um coeficiente multiplicador do esforço amostral a ser adotado para um dado parâmetro de interesse, afim de garantir uma representatividade geoestatística mais representativa para futuras pesquisas.

Referente a variável "Distância ao Patamar (metros)", uma vez ela atingindo seu patamar para um Lag menor que o comprimento do espaço físico amostral de um dado eixo direcional de um conjunto de variáveis específicos, verifica-se que este conjunto de variáveis não se comporta conservativamente na paisagem, impossibilitando seu uso como parâmetros normalizadores (conservativos). Frente os valores encontrados para esta variável nesta pesquisa que variaram aproximadamente entre 2000 e 6000 metros, muito abaixo do comprimento linear máximo da PEPET do reservatório (17 km), indica-se a não utilização dessas variáveis metálicas como elementos conservativos da paisagem em estudos limnológicos, ecotoxicológicos ou geoquímicos futuros.

Seguindo-se com o IC da "Distância ao Patamar (metros)",observou-se que o Cr, o Fe e o Zn se encontraram abaixo do IC para esta dada variável geoestatística, ficando o Cu e o Ni dentro do IC; e Mn e do chumbo acima do IC. Mais uma vez, denotando que os metais no sedimento do Reservatório Guarapiranga apresentam fontes de contaminação diferentes, reforçando a importânica de um levantamento detalhado dessas fontes para uma devida construção de um plano de manejo ambiental.

5) Levantamento do Estoque$_{(i)}$ de cada metal$_{(i)}$

Seguindo para o levantamento do atual estoque de cada elemento presente no sedimento do Reservatório Guarapiranga (equação 1), utilizou-se da média da krigagem de cada um dos elementos, da densidade média do sedimento do reservatório - considerado em 24,22g de sedimento fresco a cada 120 ml, da área real da superfície do sedimento (SRS) - 29,71 km^2 referente ao espelho d'água para a cota 735,64 m (FONTE: EMAE EMPRESA METROPOLITANA DE ÁGUAS E ENERGIA), da altura do sedimento superficial (h) - 4 cm, e da taxa média de sedimentação do Reservatório Guarapiranga – 4 cm/11 anos (CAMPAGNOLI 2002; SILVA, 2013b). Com base nessas premissas, apresenta-se a Tabela 8 com o estoque de cada elemento medido referente aos últimos 11 anos de manejo do reservatório.

Tabela 8 - Relações Geoestatísticas para cada Metal$_{(i)}$ analisado e seus respectivos EMESS$_{(i)}$

Metais	[Metal] média para toda paisagem (mg/kg)	Desvio Médio Global	Menor Concentração Observada na PEPET	Maior Concentração Observada na PEPET	Estoque Estimado (EMESS $_{(i)}$ (Ton) para 4 cm de sedimento (≈11 anos)[a]
Al	41528,08	29521,18	13161,15	88925,71	9961,122
Cr	48,39	13,26	34,77	79,33	11,607
Cu	1110,00	1146,68	2,37	2951,87	266,250
Fe	69847,17	47087,32	3954,89	171103,57	16753,872
Mn	698,65	488,88	35,48	1471,61	167,580
Ni	37,10	17,06	7,89	60,49	8,899
Pb	70,84	16,51	27,46	100,44	16,992
Zn	123,63	52,43	18,65	221,6	29,654

a - Campagnoli 2002; Silva, 2013b

Como se pode observar a partir da Tabela 8, ao se organizar os metais a partir de suas concentrações, obtêm-se a sequência Fe>Al>Cu>Mn>Zn>Pb>Cr. Dentre os diferentes metais analisados, com exceção do ferro e do alumínio, os quais são advindos principalmente da própria lixiviação dos solos e das formações rochosas da bacia do Reservatório Guarapiranga, o estoque do elemento cobre é o terceiro maior, indicando uma forte ação antrópica como agente contaminadora do sedimento. Tal estoque anômalo de cobre se deve principalmente pelas repetidas e contínuas aplicações do sulfato de cobre pentahidratado para controle algal do reservatório, o qual já vem ocorrendo a mais de 43 anos (MANCUSO, 1987; CALEFFI, 2000).

Ainda relativo à Tabela 8, especificamente o estoque de cobre, seus valores estão condizentes com aqueles levantados por Beghelli et al. (2015). Isso permite inferir que o cálculo do

EMESS pode ser aplicado com bastante segurança neste tipo de trabalho, e pode ser utilizado como uma ferramenta para tomada e decisão em planos e políticas de manejo ambiental.

6) Análise de Correlação de Pearson para os Metais do sedimento de Guarapiranga

Na Tabela 9, estão apresentadas as correlações lineares de Pearson 2 a 2 para os metais e variáveis descritivas do ambiente (nitrogênio total - NT, fósforo total - PT, e Matéria Orgânica - MO) analisados ao longo do sedimento da PEPET do reservatório Guarapiranga. Pontua-se que os valores destacados na tabela abaixo apresentaram significância estatística (p-valor ≤ 1%) e sua intensidade de correlação seguiu a escala de cor descrita no índice da própria tabela.

Tabela 9 - correlações linear simples 2 a 2 encontradas entre os diferentes componentes metálicos e descritivos da quimiometria do sedimento (PDQSs)

Parâmetros	D.M.G	A. T.	S .T .	Arg.T	Gran .DP	Ass	Barr	Prof	PT	NT	MO	Zn	Ni	Al	Fe	Mn	Cu	Pb
Are .T .	-0,27	1																
S .T .	0,13	-0,92	1															
Arg.T.	0,31	-0,91	0,77	1														
Gran .DP	-0,35	0,86	-0,66	-0,98	1													
Ass	0,36	-0,5	0,28	0,36	-0,45	1												
Barr	0,94	-0,27	0,15	0,29	-0,31	0,31	1											
Prof	0,73	0,02	-0,1	0,07	-0,11	0,09	0,64	1										
PT	0,05	-0,38	0,42	0,27	-0,22	0,19	0,11	-0,02	1									
NT	0,18	0,19	-0,21	-0,12	0,08	0	0,1	0,16	-0,22	1								
MO.	-0,06	-0,29	0,33	0,17	-0,15	0,17	0,01	-0,04	0,43	-0,1	1							
Zn	0,19	0,07	-0,15	-0,06	0,04	0,06	0,15	0,18	-0,16	0,03	-0,1	1						
Ni	-0,88	0,17	-0,04	-0,25	0,28	-0,31	-0,74	-0,75	0,03	-0,32	0,09	-0,15	1					
Al	-0,84	0,2	-0,1	-0,22	0,24	-0,23	-0,8	-0,61	0,02	-0,34	0,07	-0,14	0,82	1				
Fe	0,2	-0,25	0,26	0,21	-0,2	0,07	0,27	0,12	0,09	0,08	0,31	-0,06	-0,08	-0,27	1			
Mn	-0,15	0,04	0,03	-0,2	0,22	-0,05	0,02	-0,18	0,19	-0,24	0,13	0,2	0,33	0,11	0,22	1		
Cu	-0,67	0,01	0,08	-0,13	0,16	-0,04	-0,58	-0,74	0,11	-0,34	0,29	-0,05	0,73	0,63	0,01	0,25	1	
Pb	-0,58	0,05	0,08	-0,14	0,19	-0,22	-0,4	-0,45	0	-0,31	0,22	-0,14	0,73	0,51	0,26	0,41	0,57	1
Cr	0,56	-0,24	0,19	0,28	-0,29	0,15	0,51	0,51	0,15	-0,04	0,06	-0,02	-0,52	-0,42	0,05	-0,21	-0,44	-0,38

Índice da Tabela 9:

: Forte correlação estatística (Corr ≥ 0,9)

: Média correlação estatística (0,7 ≤ Corr < 0,9)

: Fraca correlação estatística (0,3 ≤ Corr < 0,7)

: ausência de correlação estatística (0,0 ≤ Corr < 0,3)

-D.M.G: Diâmetro Médio do sedimento obtido pelo método de granulometria

-A.T.: Areia Total

-S. T.: Silte no Sedimento

-Arg. T.: Argila no Sedimento

- Gran. D.P: Desvio Padrão da Análise Granulométrica

-Barr: Distância à Barragem

-Ass: Assimetria amostral da Análise Granulométrica

-Barr: Distância em relação a Barragem (quanto mais distante) da barragem um ponto $x_{(i)}$

-Prof: Profundidade do ponto amostral

-PT: Fósforo Total

-NT: Nitrogênio Total

-MO.: Matéria Orgânica

-Zn: Zinco

-Ni: Níquel

-Al: Alumínio

-Fe: Ferro

-Mn: Manganês

-Cu: Cobre

-Pb: Chumbo

-Cr: Cromo

De acordo com a Tabela 9, observou-se que:a) o cobre e o Alumínio e o Níquel foram os elementos que apresentaram maior correlação com os demais elementos estudados; b) o cobre se correlacionou com duas outras variáveis: Níquel e a Profundidade; c) o Pb se correlacionou somente com o Níquel; d) a variável Profundidade e Diam. Med. Granulo se correlacionaram com a barragem; e) as variáveis interdependentes Are. T., S. T. e Argi. T. se mostraram bem correlacionadas tal como esperado pelo método de análise de granulometria utilizado. F) baixa correlação entre os elementos Ni, Cr e Mn, a qual poderia ser explicada pelo fato deles não fazerem conglomerados metálicos entre si. Argumento levantado por Barroso et al. (2010), ao também observar mesmo comportamento químico ao estudar o sedimento superficial da baía de Cádiz na Espanha.

A correlação entre os metais e a profundidade do ponto amostral pode ser explicada pela relação química do sedimento com os aspectos hidrodinâmicos do meio (SUGUIO, 1992). Regiões de profundidades altas, com provavel redução da circulação em seu hipolímnio tendem a apresentar anóxia, a qual propicia a formação de sulfetos complexadores de metais quando há significativos teores de MO em seu sedimento (LUOMA; RAINBOW, 2008), o qual, por sua vez, colabora com a precipitação, fixação e e complexação dos metais no sedimento, indisponibilizando-os à biota. Fato que explica a correlação positiva entre as concentrações dos metais e a profundidade do sedimento. Correlação observada tanto por este trabalho quanto por outros autores (MARIANI, 2006; POMPÊO et al., 2013).

Vale ressaltar que apenas níveis reduzidos de OD não são necessariamente indicativos da complexação de metais por sulfetos. A extensão do período de estratificação térmica também pode reduzir os teores de OD nas regiões mais profundas do corpo hídrico (ESTEVES, 2011) sem haver necessariamente quantidades elevadas de MO e sulfetos. Em condições anóxicas ou de baixa concentração de OD no hipolímnio e próximo ao sedimento, os valores de Eh também diminuem consideravelmente (WETZEL, 2001), afetando a biodisponibilização dos metais presentes no meio. Nestas condições, o sulfato é reduzido a sulfeto de hidrogênio por decomposição bacteriana através da decomposição de compostos orgânicos ricos em enxofre (WETZEL, 2001), e esse sulfeto então se complexa com os compostos metálicos, reduzindo sua biodisponibilidade. No caso do Reservatório Guarapiranga, trabalhos anteriores já denotaram que a condição do sedimento do Reservatório Guarapiranga se apresenta tipicamente redutor, com valores de Eh abaixo de 100 mV (PADIAL, 2008; POMPÊO et al., 2013), e que os sulfetos, nele presentes em grandes concentrações, estão agindo como tamponantes ecotoxicológicos.

Ainda relativo a Tabela 9, observou-se ausência de correlação entre os elementos alumínio e o ferro, evidenciando que os carreadores inorgânicos tradicionais como as argilas, os óxidos e hidróxidos - como os sesquióxidos de ferro, manganês e alumínio - não foram os agentes principais para determinação das concentrações dos metais traço nos sedimentos deste reservatório. Fato este

contrário ao observado por Guimarães (2011) e Olutona; Aribisala; Akintunde (2012a). Segundo Guimarães (2011), ao estudar o sedimento do Reservatório Guarapiranga, observou que o alumínio e a argila apresentaram boa correlação tanto entre si quanto entre os demais elementos metálicos presentes no sedimento; e de acordo com Olutona; Aribisala; Akintunde (2012a) e Olutona et al. (2012b), ao estudar o sedimento do reservatório Aiba e solos contaminados na Nigéria, observou que o manganês é um forte agente complexador metálico, apresentando afinidade com o Fe, Cu e zinco.

A ausência de correlação dos pares Fe-MO e Al-MO observados neste trabalho são fatos contraditórios ao estipulado por Rodrigues et al. (2015). Segundo esse autor, esses compostos metálicos, geralmente derivados do intemperismo químico dos minerais ou de resíduos de atividades antrópicas, apresentam superfície específica alta, e, devido à sua natureza química, podem adsorver ânions e cátions em grande quantidade e variedade – presentes na MO. O autor ainda pontua que ânions como o fosfato, que possuem relevante importância agrícola, e cátions como o Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, e Zn são importantes em estudos de proteção ao meio ambiente. Segundo ele, esses metais se complexam em óxidos hidratados, os quais podem ainda incorporar novos íons por co-precipitação. Íons que não seriam naturalmente afetados por modificações do pH e do Eh (potencial de oxi-redução).

Licht (2001) concluiu que os óxidos hidratados de Fe e Mn em solos, sedimentos e água, são os principais controladores da fixação de metais, servindo como ferramenta quantitativa para mensuração da estocagem dos demias componentes metálicos no sedimento. Contudo, como se pode observar a partir da Tabela 9, ambos elementos se mostraram sem correlação significativa para qualquer combinação dois a dois possível entre os parâmetros mensurados. Fato contrastante com os dados de Guimarães (2011). Segundo este autor, somente o Fe apresentou mais de 3 e o manganês mais de 5 correlações químicas.

Em um estudo similar, Gomes et al. (2010) estudaram a correlação entre os diferentes componentes metálicos presentes no sedimento do Rio São Francisco (Minas Gerais) a fim de verificar possíveis correlações estruturais no sedimento estudado, e identificar os fatores potenciais que controlam a distribuição e mobilidade dos metais nos sedimentos. Em seu estudo, os autores observaram que os metais analisados não apresentaram correlação com o carbono orgânico. Ainda segundo o autor, essa ausência de correlação dos metais para com o carbono orgânico poderia ser explicada pela fraca associação ou não associação dos metais com a matéria orgânica do sedimento. Fato este em desacordo com com Bonai et al. (1999), Garcia et al. (2009) e Liaghati; Preda; Cox (2003). Bonai et al. (1999) descreve a MO como um forte componente agregador e carreador de metais em ambiente hídricos. Já os outros dois autores descrevem que o carbono orgânico não é um carreador tão forte como as argilas e óxidos metálicos em sedimentos não marinhos. Ainda, Lombardi; Hidalgo; Vieira (2005) afirmam que principalmente os cátions divalentes de cobre e zinco

apresentam alta afinidade por matéria orgânica, fato contrário ao observado por esta pesquisa (Tabela 9). Pompêo et al. (2013) ao estudarem o sedimento superficial do Reservatório Guarapiranga, também observaram tal correlação. Fato contrário ao demonstrado por este trabalho.

Marengo et al., (2006) e Garcia et al., (2009) justificam que os óxidos metálicos e as argilas são os principais componentes aglutinadores no sedimento, ao contrário do carbono orgânico. Fato este que pode ser inferido a partir dos dados da Tabela 9. Enquanto a MO não se mostrou estatisticamente significativa para constar nessa tabela, o Al e o Ni se mostraram bem correlacionados com as demais variáveis analisadas.

Os valores observados por esta pesquisa são também bastante contrastantes com os observados e discutidos por Pompêo et al. (2013). Segundo a autora, observou-se correlação positiva entre a concentração de matéria orgânica e os metais níquel e zinco, chumbo e cobre. Correlação que poderia ser explicada pela capacidade de complexação e sorção da matéria orgânica. Contudo, ao se analisar os resultados da Tabela 9, não se observa qualquer correlação entre a matéria orgânica (MO) e as demais variáveis analisadas.

Segundo Melo; Melo; Melo (2006), o níquel é considerado um elemento muito móvel em solos com alta capacidade de complexação (ricos em matéria orgânica ou poluídos); está presente na forma orgânica quelatada em lodos de esgoto, prontamente disponível para plantas e, portanto, com alto potencial fitotóxico. Embora a matéria orgânica seja capaz de mobilizar o Ni de carbonatos e óxidos e diminuir sua sorção em argilas, sua ligação com compostos parece não ser muito forte, possivelmente explicando a fraca correlação deste metal com a variável Arg. T..

Em um estudo muito semelhante, Keskin. (2012) estudou o comportamento químico e quimiométrico dos “parâmetros metálicos” e dos “parâmetros descritivos da quimiometria do sedimento” presentes na camada superfícial do sedimento do Reservatório Akkaya na Turquia. Abaixo, apresenta-se a tabela de correlação de Pearson obtida pelo respectivo autor (Tabela 10), e, como pode se observar, o autor observou alta correlação para praticamente todos os parâmetros analisados. Fato muito contrastante com os resultados do Reservatório Guarapiranga. Tal diferença estrutural dos sedimentos dos reservatórios Guarapiranga e Akkaya talvez possa ser explicada pelas diferentes formações geológicas de suas bacias hidrográficas.

Tabela 10 - Correlação entre os parâmetros do sedimento superficial do Reservatório Akkay extraído de Keskin (2012)

	Mo	Cu	Pb	Zn	Ni	Co	Mn	Fe	Al	As	V	Cr	Cd	CaCO3	C.Org	Areia	Argila
Mo	1																
Cu	0,9	1															
Pb	0,7	0,9	1														
Zn	0,9	1	0,8	1													
Ni	0,4	0,6	0,6	0,4	1												
Co	0,5	0,7	0,7	0,5	0,9	1											
Mn	0,4	0,5	0,5	0,3	0,8	0,9	1										
Fe	0,5	0,7	0,8	0,5	0,9	1	0,8	1									
Al	0,3	0,5	0,5	0,3	1	0,9	0,8	0,9	1								
As	0,2	0,3	0,2	0,2	0,4	0,4	0,3	0,3	0,4	1							
V	0,8	0,9	0,8	0,7	0,6	0,7	0,7	0,7	0,6	0,2	1						
Cr	0,4	0,6	0,7	0,5	1	0,9	0,8	1	0,9	0,4	0,6	1					
Cd	0,8	0,8	0,7	0,8	0,3	0,4	0,3	0,4	0,2	0,1	0,7	0,3	1				
CaCO3	0,3	0,4	0,5	0,2	0,7	0,7	0,6	0,7	0,7	0,4	0,5	0,6	0	1			
C.Org	0,7	0,6	0,4	0,6	0	0,2	0,3	0,2	0	0,1	0,7	0,1	0,6	0,2	1		
Areia	0,2	0,4	0,3	0,3	0,6	0,5	0,5	0,6	0,6	0,3	0,5	0,6	0,3	0,4	0,2	1	
Argila	0,2	0,4	0,3	0,3	0,6	0,5	0,5	0,6	0,6	0,3	0,5	0,6	0,3	0,4	0,2	1	1

: Forte correlação estatística (Corr ≥ 0,9)

: Média correlação estatística (0,7 ≤ Corr < 0,9)

: Fraca correlação estatística (0,3 ≤ Corr < 0,7)

: ausência de correlação estatística (0,0 ≤ Corr < 0,3)

- C.Org: carbono orgânico

Barroso et al. (2010), ao estudaro delta da Baía Cadíz, na Espanha, também observou fortes correlações entre os elementos metálicos e os PDQSs presentes no sedimento superficial. No caso desse autor, os materiais extraíveis por hexano (HEM – sigla internacional) também foram analisados, e eles foram considerados fortes agente aglomeradores de partículas no sedimento. Para fins comparativos, apresenta-se abaixo a tabela de correlação química obtida por Barroso et al. (2010) (Tabela 11).

Tabela 11 - Correlação química pelo método de Pearson para os parâmetros do sedimento superficial extraídos de Barroso (2010)

	Areia	Silte	Argila	OC	NT	TP	Ni	Cu	Zn	Cr	Pb	Mn	Cd	Hg	CO32	HEM*
Areia	1															
Silte	0,622	1														
Argila	0,883	0,181	1													
OC	0,591	0,168	0,641	1												
NT	0,787	0,737	0,545	0,492	1											
TP	0,902	0,38	0,904	0,75	0,682	1										
Ni	0,164	0,033	0,186	0,05	0,192	0,136	1									
Cu	0,754	0,696	0,53	0,569	0,933	0,667	0,004	1								
Zn	0,912	0,758	0,691	0,594	0,944	0,822	0,07	0,926	1							
Cr	0,035	0,062	0,081	0,087	0,313	0,002	0,985	0,127	0,069	1						
Pb	0,671	0,503	0,541	0,455	0,827	0,55	0,126	0,918	0,817	0,037	1					
Mn	0,67	0,565	0,502	0,002	0,363	0,39	0,191	0,257	0,49	0,161	0,266	1				
Cd	0,916	0,709	0,725	0,52	0,928	0,825	0,075	0,874	0,969	0,052	0,786	0,498	1			
Hg	0,552	0,242	0,548	0,688	0,544	0,64	0,287	0,742	0,639	0,179	0,737	0,011	0,547	1		
CO	0,106	0,101	0,072	0,372	0,114	0,089	0,462	0,18	0,038	0,494	0,007	0,433	0,074	0,213	1	
HEM	0,479	0,581	0,253	0,059	0,391	0,398	0,067	0,324	0,445	0,14	0,176	0,497	0,435	0,021	0,125	1

: Forte correlação estatística (Corr ≥ 0,9)

: Média correlação estatística (0,7 ≤ Corr < 0,9)

: Fraca correlação estatística (0,3 ≤ Corr < 0,7)

: ausência de correlação estatística (0,0 ≤ Corr < 0,3)

- HEM: Material extraível por n-hexano

Como se pode observar a partir dos diferentes trabalhos apresentados nesta seção, o sedimento do Reservatório Guarapiranga notoriamente se comporta diferentemente de boa parte dos trabalhos citados, bem como de trabalhos já publicados desta área de água, denotando um

ambiente único e de grande influência sazonal. É um ambiente cujo sedimento se apresentou baixa afinidade química entre os diferentes componentes levantados por esta pesquisa, resultando em baixos valores de correlação. Dessa forma, reforça-se a necessidade de estudos envolvendo especiação química e biodisponibilidade em ambientes como o Reservatório Guarapiranga, em função de sua importância no entendimento dos processos envolvendo a biodisponibilização e ecotoxicidade metálica (RODRIGUES et al., 2015).

7) Análise Quimiométrica por PCA

A partir da análise de Análise de Componentes Principais (PCA) (FIGURA 15A), obtida a partir do complemento Action Stat do Excel (versão Action Stat: 3.0.42.668.618 - 21/jan/2016, associado a Versão do R: 3.0.2), obteve-se um total de 18 componentes, sendo que foram necessários 12 deles para explicar >95% da variação encontrada entre os dados do sedimento do Reservatório.

Segundo a análise de correlação cruzada entre os 18 componentes, observou zero correlação estatística, indicando ortogonalidade entre os diferentes componentes da PCA. O primeiro eixo explicou 28,3%, e o segundo 21,9% de toda variação.

Na Tabela 12,apresentam-se os parâmetros de maior significância para os dois primeiros eixos da PCA. Seus autovetores foram transformados pela raiz do quadrado do número, a fim de haver somente autovetores positivos, facilitando comparações de grandeza autovetorial.

Referente especificamente a Figura 15A, observaram-se dois tipos de padrões relativos aos pontos amostrais:

1) relativo aos espalhamento normal da PCA, representado pela elipse mais grossa, o qual demonstra que houve continuidade entre os pontos amostrais, representando uma tendência de dispersão predominante no eixo da seta destacada. Com uma direção aproximada de 270° azimutal.

2) representado pelo espalhamento dos outliers (destacados pela elipse mais fina e pelo círculo), de IDs 1; 2; 4; 45; 55. Esse espalhamento apresenta um comportamento estatístico claro e único na paisagem, e, quando plotados na PEPET do Reservatório Guarapiranga (FIGURA 15B), observa-se um padrão de similaridade entre os pontos extremos do reservatório. Fato este já observado por Pompêo et al. (2013; 2015). Esses autores observaram relativarecuperação da qualidade do sedimento do reservatório Guarapiranga próximo à barragem, e progressiva degradação do sedimento no sentido montante-jusante. Este efeito de recuperação do sedimento próximo à barragem do reservatório também foi observado neste

trabalho tanto através das análises quantitativas quanto da própria PCA (FIGURA 15A). Contudo, a principal diferença observada entre as PCAs de Pompêo et al. (2013) e a deste trabalho remete a intensidade do efeito de recuperação do sedimento em função da proximidade da barragem. Enquanto Pompêo et al. demonstraram que a barragem trouxe um efeito de similaridade fraca positiva, os resultados desta pesquisa demonstram que o efeito de recuperação/limpeza do sedimento próximo à barragem se mostrou muito mais expressivo para o período analisado. Mesmo com Pompêo et al. (2015) estudando a água superficial do Reservatório Guarapiranga, os autores observaram o mesmo efeito de deterioração progressiva entre os pontos amostrais, seguidos de uma repentina melhora, o que representado numa PCA coincide com o observado por Pompêo et al. (2013) e por este trabalho.

Ainda referente a Figura 15A, observou-se que os eixos de fósforo, alumínio e ferro não se comportaram antagonicamente. Fato contrário ao argumentado por Eberhardt et al. (2008). Segundo o autor, a capacidade de o sedimento reter o fósforo é diretamente influenciável por estas duas variáveis metálicas de alta superfície específica (FONTES; WEED, 1996). Dessa forma, para o reservatório Guarapiranga, esses minerais da fração argila não estão exercendo influência sobre os teores de PT. Ainda, contrário ao observado por Eberhardt et al. (2008), o PT se correlacionou melhor com os parâmetros S.T. e Arg.T da granulometria, denotando uma maior relação de disponibilidade bioquímica do fósforo pelo sedimento. O autor ainda pontua que esta capacidade de adsorção do fósforo no sedimento é altamente influenciável pelo tipo de sedimento predominante na região. Dessa forma, é possível inferir que a anóxia do sedimento esteja influenciando fortemente e positivamente na liberação do fósforo total do sedimento à coluna d'água. Espera-se que futuros estudos levantem esta questão para o Reservatório Guarapiranga a fim de compreender melhor o ciclo do fósforo deste ambiente.

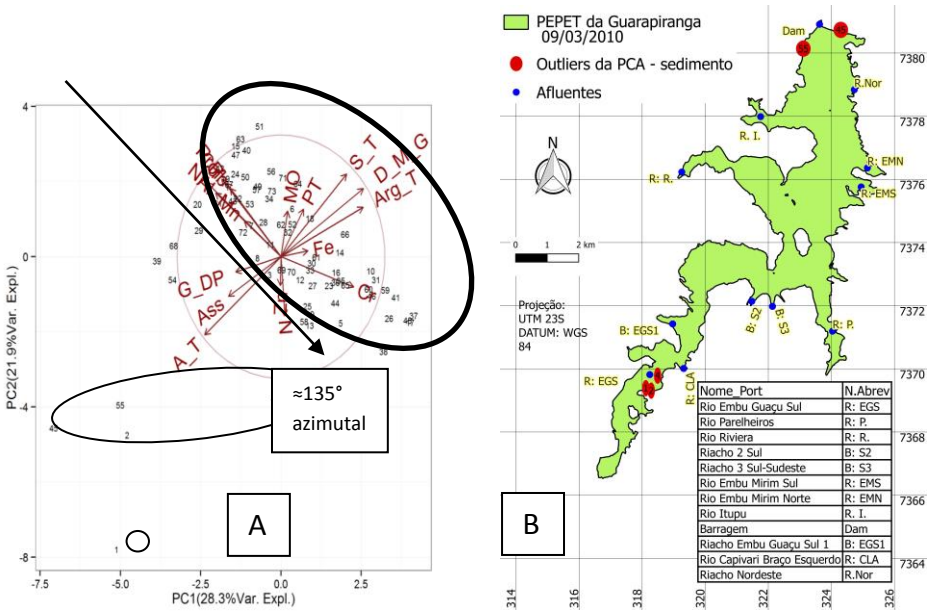


Figura 15A: Análise dos Principais Componentes de todos os parâmetros analisados no sedimento superficial

Figura 15B: outliers obtidos pela PCA apresentados ao longo da paisagem

Tabela 12 - relação dos autovetores para os dois componentes principais. Valores foram transformados de forma a ficarem somente positivos, a fim de comparação de grandeza de influência. Parâmetros em azul claro, quando presentes em ambos componentes; parâmetros em amarelo, quando presentes somente em um dos componentes da PCA

Variáveis Principais da Componente 1	**Autovetor Componente 1**	**Variáveis Principais da Componente 2**	**AutoVetor Componente2**
D_M_G	0,351	S_T	0,342
Arg_T	0,350	A_T	0,324
A_T	0,325	Cu	0,321
Ni	0,3141	Ni	0,305
Cr	0,3091	Prof	0,304
S_T	0,279	Pb	0,283
Al	0,278	D_M_G	0,282
Cu	0,252	Al	0,265
Prof	0,232	NT	0,246
Ass	0,224	Arg_T	0,205
Pb	0,216	PT	0,197
G_DP	0,192570939		

8) Mapas Quantitativos dos PDQSs obtidos a partir da krigagem

Como se pode observar a partir das figuras 16 abaixo (A-F), os padrões de dispersão/contaminação das variáveis descritivas do ambiente foram bastante diferenciados e irregulares ao longo da PEPET. Variaram de tal forma, que optou-se em separar a discussão das figuras abaixo em subtópicos específicos, sendo esses relativos a cada um dos PDQS.

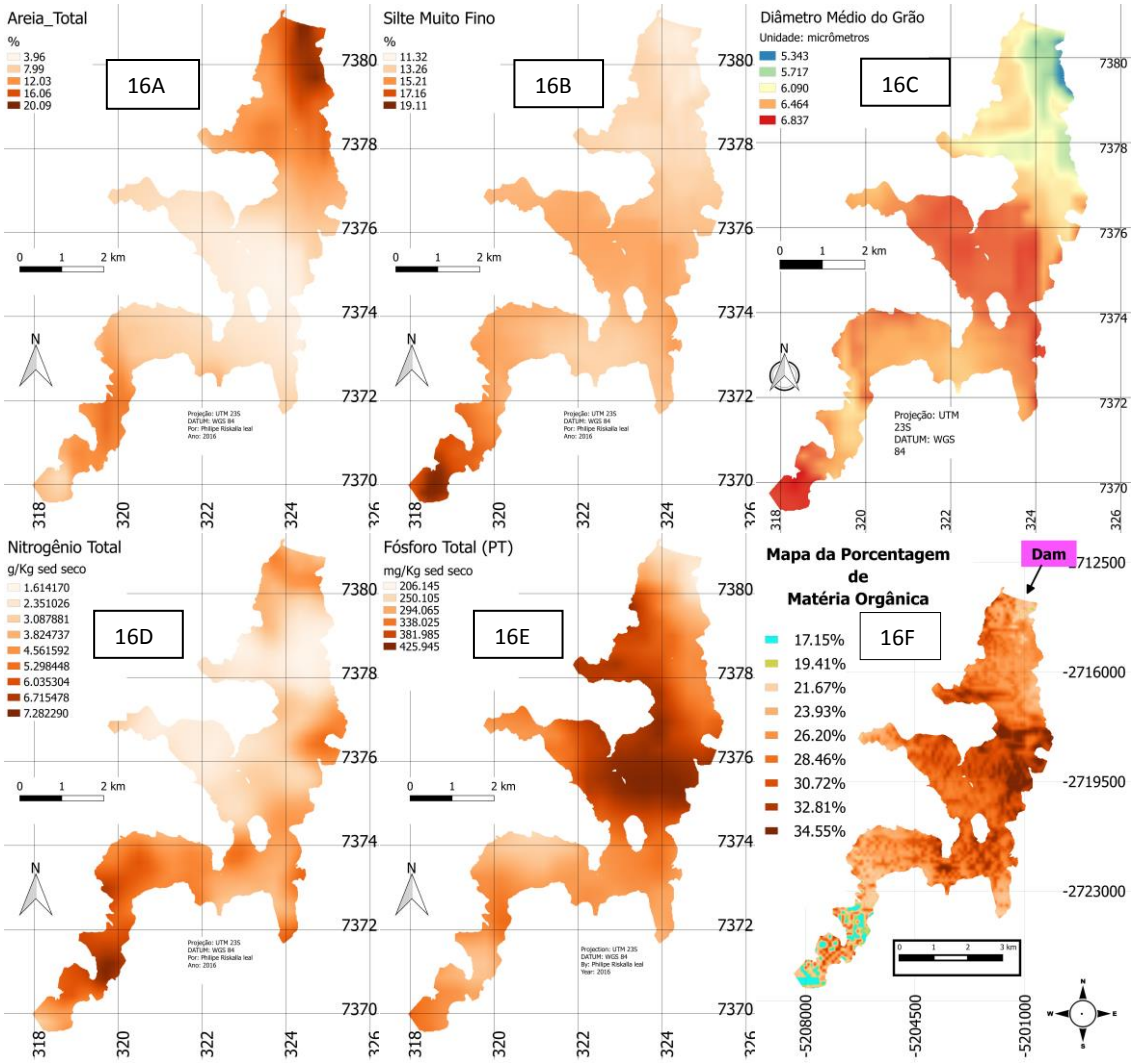


Figura 16A: Mapa da Distribuição de Areia Total ao longo da PEPET
Figura 16B: Mapa da Distribuição de Silte muito fino ao longo da PEPET
Figura 16C: Mapa da Distribuição do Diâmetro Médio do Grão ao longo da PEPET
Figura 16D: Mapa da Distribuição de Nitrogênio Total ao longo da PEPET
Figura 16E: Mapa da Distribuição de Fósforo Total ao longo da PEPET
Figura 16F: Mapa da Distribuição da Porcentagem de Matéria Orgânica ao longo da PEPET

-Granulometria (areia, silte e diâmetro médio do grão)

Embora as concentrações de areia total no sedimento tenham se apresentado maiores na porção próxima à barragem (FIGURA 16A) - indicando, portanto, maiores estruturas granulares no sedimento de menor área específica e maior porosidade, o diâmetro médio do grão (FIGURA 16C) seguiu o padrão natural de ambientes lacustres, em que a montante se observa grãos de diâmetro superior quando comparados àqueles encontrados a jusante de lagos e demais reservatórios. Isso indica que apesar de haver significativo acúmulo de areia a jusante do reservatório, ela ainda não está em volume suficiente para alterar o balanço natural de sedimentação e lixiviação do reservatório. Outro ponto que pode ser extraído destas figuras é a localização dessa areia no reservatório e a localização de predomínio predominante (em porcentagem) do silte (FIGURA 16B). Deve-se notar que além da areia estar presente à jusante do reservatório, sua presença se encontra somente às margens orientais do reservatório (leste) próximo às praias do Reservatório tal como também observado por Furuyama (2011), e não distribuída por toda barragem e ponto de captação d'água da SABESP. Isso permite interpretar que esta areia é advinda de processos antropogênicos, ou das próprias ilhas do Reservatório (ricas em areia) (COMPANHIA DE SANEAMENTO BÁSICO DO ESTADO DE SÃO PAULO, 2012), e não da lixiviação e carreamento de particulados pelo corpo d'água - argumento que corrobora com os dados históricos do reservatório Guarapiranga. Na porção nordeste do reservatório (a jusante oriental), em novembro de 2012, houve a construção artificial da "Praia do Sol" para uso recreativo nas margens do reservatório por decreto municipal. Assim, houve despejo de toneladas de areia para sua construção (PREFEITURA DE SÃO PAULO), fato que poderia explicar a distribuição de areia no sedimento do reservatório. Dessa forma, pode-se concluir que o comportamento da areia no sedimento do Reservatório Guarapiranga é na verdade um reflexo de uma adoção política de manejo do reservatório.

-Nitrogênio (NT):

Observou-se que o nitrogênio total se concentrou mais a montante no reservatório, e um padrão de pulso de contaminação na porção mais extrema do reservatório a jusante (próxima do ponto de captação d'água) (FIGURA 16D). Padrão de acordo com aquele observado por Palma et al. (2010). Embora esses autores, tenham estudado o padrão espacial do nitrato na água, observou-se que o padrão obtido por eles se assemelhou muito ao observado por esta pesquisa: concentrações de nitrogênio altas nas porções mais a montante do reservatório, seguida de uma progressiva queda em seus teores, até atingir um valor mínimo próximo à porção central, e, por fim, culminando num aumento pontual próximo da extremidade máxima a jusante do reservatório. Embora Palma et al. (2010) tenha trabalhado com o nitrato dissolvido na água, Thornton; Steel; Rast (1996) pontuam que

o nitrogênio pode ser incorporado à coluna d'água e/ou mineralizado em ecossistemas aquáticos, o que poderia explicar essa correlação entre os padrões observados entre Palma et al. (2010) e este trabalho.

-Fósforo (PT)

Referente ao fósforo, esse apresentou um padrão espacial mais do tipo acumulativo ao longo da PEPET, apresentando-se mais concentrado nas porções centrais do reservatório (FIGURA 16E).

Ao se compararem os mapas de fósforo e nitrogênio, observou-se forte indício de que há grande irregularidade entre os afluentes do reservatório Guarapiranga quanto a suas respectivas cargas de poluentes orgânicos - fato este corroborado por Eiger et al. (2012). Contudo, ainda segundo o autor, embora haja variação na quantidade total da carga de poluentes orgânicos despejados no reservatório ao longo do ano, as concentrações de cada afluente se apresentam constantes ao longo do tempo, reforçando o efeito antropogênico da bacia do reservatório sobre o próprio reservatório.

-Matéria Orgânica (MO)

Referente à Matéria Orgânica, como se pode observar a partir da Figura 16F, nota-se um significativo acúmulo de material orgânico no sedimento nas porções leste (próximos às marinas e às praias do reservatório) e a noroeste (próximo ao deságue do rio Itupu). Já a sudoeste, próximo da entrada d'água do rio Embu Guaçu, observa-se baixa concentração de MO quando comparado ao resto do reservatório. Como já levantado por diversos autores, as concentrações de MO para o caso do Reservatório Guarapiranga são devidos principalmente às moradias irregulares próximo às margens do Reservatório e da falta de saneamento básico para os habitantes que residem em suas sub-bacias (CAMPAGNOLI, 2002; COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO, 2005; SEMINÁRIO GUARAPIRANGA, 2006; PADIAL, 2008; BERTOLOTTI, 2010; POMPÊO, 2012; POMPÊO et al., 2015), fato este corroborado com as concentrações observadas na figura.

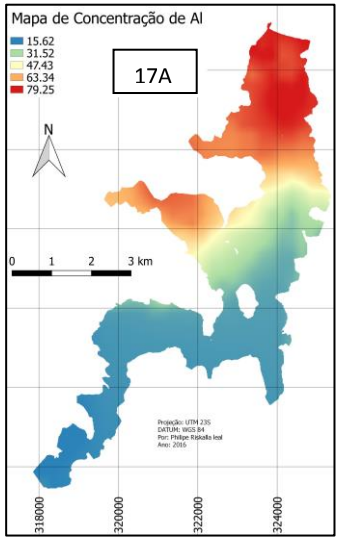
9) Mapas Quantitativos dos Parâmetros metálicos obtidos pela krigagem

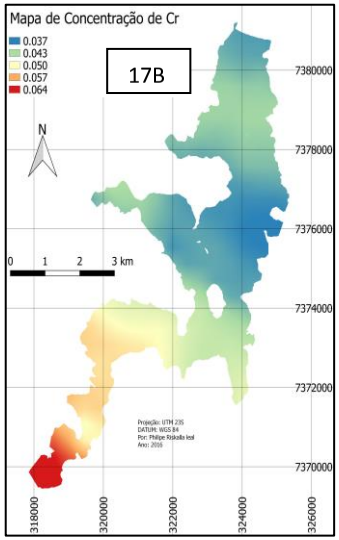
Abaixo são apresentados os mapas das concentrações dos parâmetros metálicos presentes no sedimento do reservatório (mapas quantitativos), seguidos sequencialmentedos mapas qualitativos (seção 10 deste capítulo).

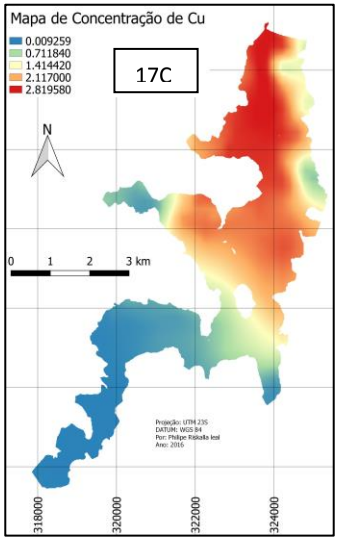
Uma vez que os resultados quantitativos e qualitativos são diretamente relacionados, e, portanto, estão correlacionados entre si, de forma a haver apenas uma discussão envolvendo ambos aspectos do ecossistema, optou-se pela unificação de toda discussão dos Resultados e Discussão na seção 11.

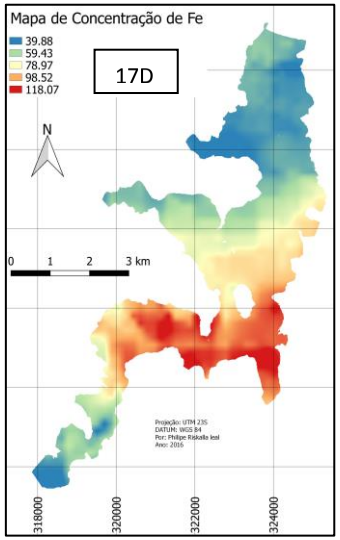
A fim de padronizar as figuras (mapas quantitativos) dos metais analisados, adotou-se um sistema de padronização quantitativa colorimétrica das concentrações de cada variável (metal ou parâmetro descritivo do ambiente), de forma a facilitar o entendimento do leitor. Assim, regiões mais vermelho escuro representam porções do reservatório com maior concentração do respectivo composto/elemento presente no sedimento do reservatório, e verde claro para aquelas regiões de menor concentração.

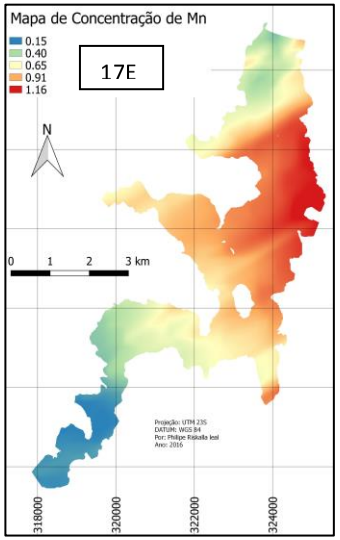
Para fins comparativos, padronizaram-se a unidade de concentração e a paleta colorimétrica das figuras 17 abaixo (A-H). A unidade padrão de concentraçãofoi: grama do elemento metálico (i) por quilograma de sedimento seco [$g_{(elemento\ ou\ composto)}$ / $kg_{(sedimento\ seco)}$].

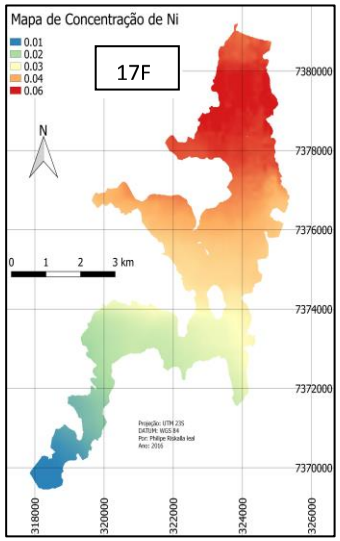


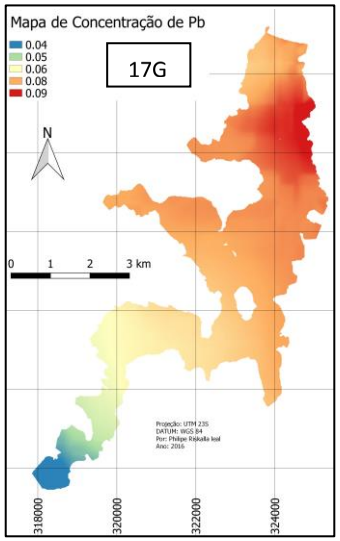












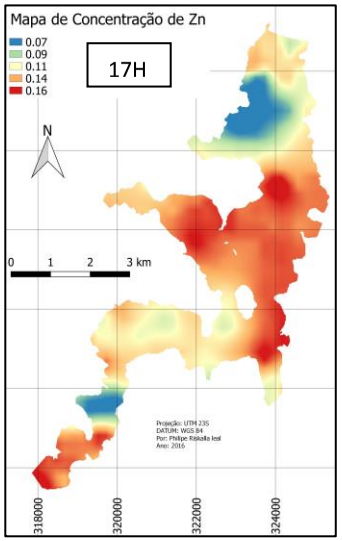


Figura 17A: Mapa da Distribuição de Al ao longo da PEPET

Figura 17B: Mapa da Distribuição de Cr ao longo da PEPET

Figura 17C: Mapa da Distribuição de Cu ao longo da PEPET

Figura 17D: Mapa da Distribuição de Fe ao longo da PEPET

Figura 17E: Mapa da Distribuição de Mn ao longo da PEPET

Figura 17F: Mapa da Distribuição de Ni ao longo da PEPET

Figura 17G: Mapa da Distribuição de Pb ao longo da PEPET

Figura 17H: Mapa da Distribuição de Zn ao longo da PEPET

10) Mapas Qualitativos dos Parâmetros metálicos

Abaixo, estão apresentados todos os mapas qualitativos do Reservatório Guarapiranga, cujos metais apresentavam valores de ISQG e PEL pela DQA (FIGURAS 18A, 18B, 18C, 18D, 18E).Dessa forma, como os metais Al, Fe e Mn não apresentam concentrações ISQG e PEL estabelecidos pela DQA, foram excluídos das análises qualitativas.

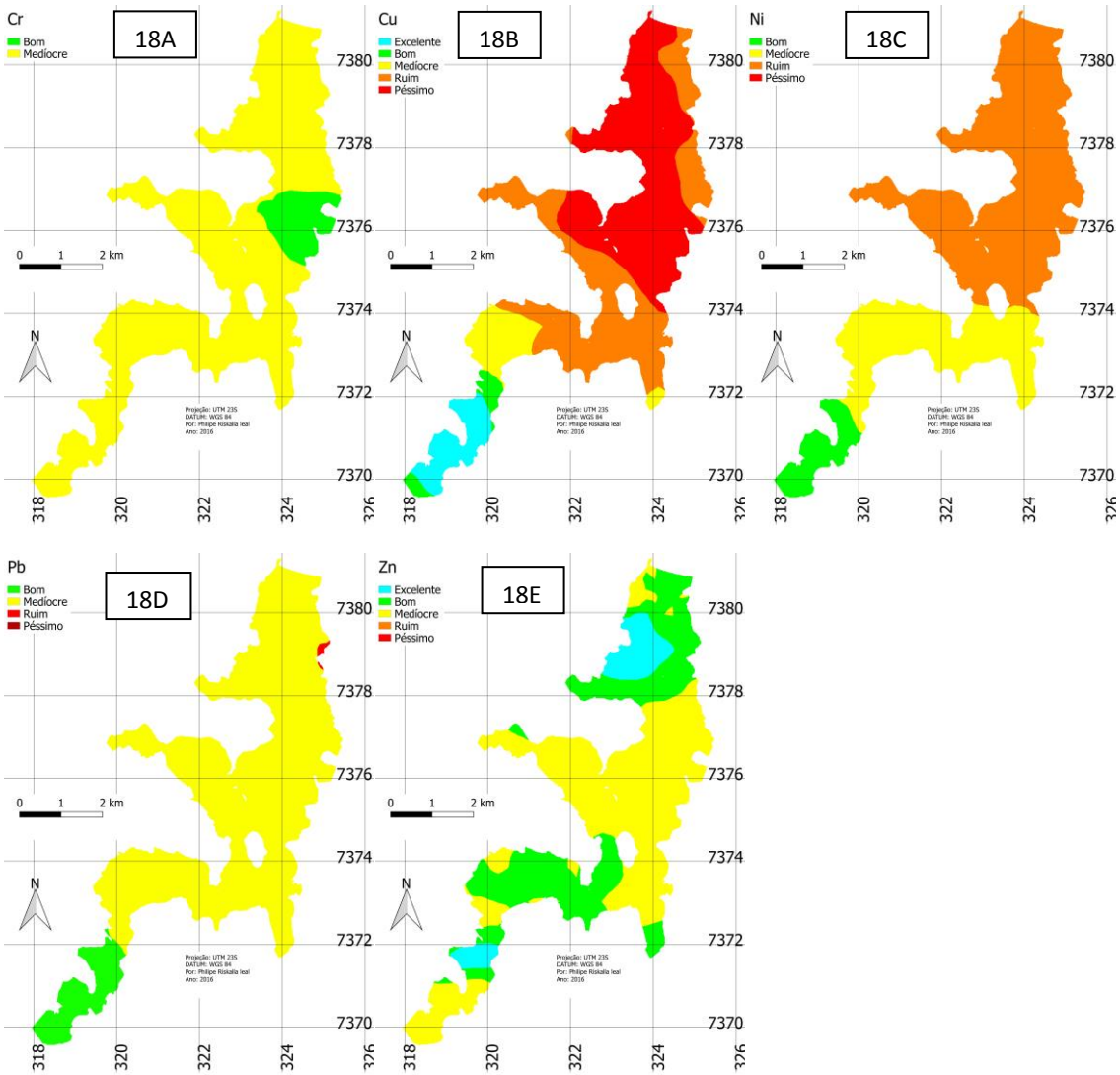


Figura 18A: Mapa Qualitativo da PEPET para o elemento Cr
Figura 18B: Mapa Qualitativo da PEPET para o elemento Cu
Figura 18C: Mapa Qualitativo da PEPET para o elemento Ni
Figura 18D: Mapa Qualitativo da PEPET para o elemento Pb
Figura 18E: Mapa Qualitativo da PEPET para o elemento Zn

11) Discussão da Distribuição espacial quanti-qualitativa dos metais ao longo da PEPET do Guarapiranga

Como se poderá observar a partir das figuras anteriores de numeração $17_{(i)}$ e $18_{(i)}$ é notório a nítida separação espacial da PEPET do Reservatório Guarapiranga em função do tipo de elemento metálico analisado. Ao mesmo tempo, em função dos mapas qualitativos $18_{(i)}$ serem derivados diretamente dos mapas $17_{(i)}$, optou-se pela separação das respectivas discussões em subtópicos. Cada um desses subtópicos relativo ao elemento espacial analisado.

Alumínio (Al)

Referente à distribuição espacial do alumínio ao longo do sedimento, observou-se significativo acúmulo próximo da região da barragem (FIGURA 17A), justamente na região em que se encontra e é citado pela literatura como aquela com os teores de material particulado/sedimento de granulometria mais fina (RODGHER et al., 2005; SOUZA; WASSERMAN, 2015). Souza (2015) ainda pontua que o comprimento da pista de vento, comumente denominado de FETCH (MARQUES et al., 2013), é um agente de alta significância na distribuição espacial do material particulado ao longo da superfície de corpos hídricos. Associado a hidrodinâmica intrínseca do meio, o FETCH regula a taxa de sedimentação e deposição do material em suspensão da coluna d'água, o que, por sua vez, afeta a dispersão espacial dos contaminantes metálicos aderidos ou constituintes deste sedimento (FÖRSTNER, 1983; MESSIAS, 2008). Fato este observado por este trabalho para o metal alumínio, que apresentou acúmulo próximo à barragem do Reservatório Guarapiranga, correlacionando-se com o fluxo hídrico predominante do reservatório, com o ângulo de máximo FETCH e com a direção predominante do vento da região- segundo dados da Estação de Vento PCD 30890 (INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS – INPE, ESTAÇÃO CURUCUTU, Latitude: -23.922, Longitude: -46.638, Altitude: 797).

Cromo (Cr)

Referente ao elemento Cr, cujos valores quantitativos estão representados na Figura 17B, o Reservatório Guarapiranga foi divido em duas classes de qualidade (FIGURA 18A): "muito bom" e "bom".

Referente ao comportamento espacial do cromo, observou-se que ele se acumulou próximo à rodovia que cruza o braço do Embu-Guaçu (FIGURA 17B), reforçando a hipótese de que este metal poderia ser advindo do desgaste de peças dos automóveis e demais veículos que trafegam a via (BOURCIER; HINDIN, 1979). Hipótese de acordo com o levantado por Bai et al. (2011) que, ao

estudar o comportamento espacial do cromo no lago Yilong na China, observou que o cromo se acumulava nas regiões mais próximas da rodovia local.

Cobre (Cu)

Referentes às concentrações de cobre (FIGURA 17C), observa-se o efeito das 4 décadas de aplicação de sulfato de cobre (MANCUSO, 1987; CALEFFI, 2000).

A fim de se entender o padrão de distribuição espacial do cobre para o Reservatório Guarapiranga, comparou-o com o padrão espacial observado no lago Yilong da China (BAI et al., 2011). Através dessa comparação, observou-se o mesmo tipo de acumulação e fixação do metal ao longo do sedimento: acumulação e fixação rápida e pontual do metal nas regiões de aporte do contaminante, seguido de um progressivo decréscimo de sua concentração conforme se distancia desse ponto de entrada do contaminante. Disso, inferiu-se que o dado elemento apresenta uma forte fixação no sedimento, de forma que sua pluma de contaminação é pouco dispersiva, facilitando o custeio de planos de recuperação e manejo ambiental de corpos d'água. Não somente, mas que este elemento pode ser utilizado como indicador fonte poluidor-contaminadora, uma vez que ela preserva com bastante intensidade a localização do aporte no corpo d'água.

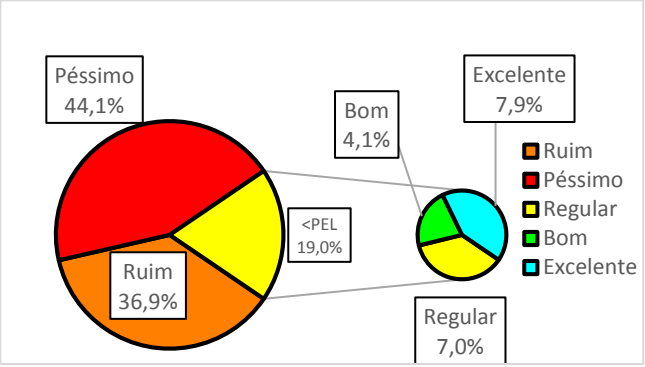
Como se observa na Figura 17C, a região de maior concentração de cobre no sedimento observada por este trabalho foi precisamente à vizinhança do ponto de captação de água pela SABESP para abastecimento da RMSP, e como se pode concluir a partir dos resultados de Hanson (1984), esse fato do reservatório Guarapiranga traz grande risco de saúde a toda população abastecida, uma vez que esta água apresenta risco potencial de contaminação do sistema de abastecimento de água de São Paulo por cobre.

Como podem ser observadas na Figura 18B, grandes porções majoritárias do reservatório se encontram em qualidade ruim ou péssima, e apenas pequenas porções dele se mantêm em qualidade boa ou aceitável. Estados qualitativos em acordo com os dados de Zagatto e Aragão (1995), os quais observaram níveis de contaminação acima de PEL para o Cu, na região central e na zona da barragem do Reservatório Guarapiranga - já naquela época.

A fim de se quantificar a cobertura espacial real do sedimento conforme as classes de qualidade ambiental apresentadas na Figura 18B foram extraídos os valores das áreas reais correspondentes a cada classe de qualidade do cobre para construção do gráfico 1. Disso, observou-se que praticamente 37% da SRS se apresenta na classe "Bad", representando um sedimento com concentrações acima de PEL até o limite de dez vezes o valor de PEL. Já a porção "Very Bad" foi ainda mais expressiva, representando pouco mais de 40% da RSS, representando um sedimento com

concentrações acima de dez vezes o Valor de PEL. Portanto, praticamente 80% da área real do sedimento se apresenta com concentrações potencialmente tóxicas para a biota.

Gráfico 1: Porcentagens da distribuição espacial da qualidade do sedimento do Reservatório Guarapiranga baseados nos valores de qualidade da WFD (Regional Reference Values -RRV; Interin Sediment Quality Guidelines - ISQG; Probable Effect level - PEL) em função da superfície real do sedimento (RSS)



Os resultados apresentados pelo Gráfico 1 denotam como o prolongado plano de manejo do Reservatório Guarapiranga (aplicação contínua de sulfato de cobre pentahidratado) vem afetando a qualidade de seu sedimento, mas principalmente o quanto (em porcentagem de área real do sedimento) desse ambiente já está impactado. Esses resultados, em conjunto dos obtidos por Pompêo et al. (2013), denotam que a atual política de manejo adotada para o Reservatório Guarapiranga (aplicação de sulfato de cobre) vem trazendo grande risco ecotoxicológico ao ecossistema, assim como à sociedade. Ao se avaliar a evolução histórica da eutrofizaçãodo Reservatório Guarapiranga, por exemplo, através dos relatórios da CETESB (COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO, 2006a, 2007, 2008, 2009, 2010 e 2013), da Secretaria de Saneamento e Energia do Estado de São Paulo (Relatório de Avaliação Ambiental dos Componentes do Programa: Programa Mananciais) (SÃO PAULO, 2009) e de trabalhos como de Pompêo et al. (2013) e de Rodrigues (2008), observa-se como essa ténica de manejo ambiental empregada é paliativa, focando em ações de curto prazo (COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO, 2008), e de baixa eficácia no controle algal.

Outro ponto importante de se salientar relativo à ecotoxicidade do Reservatório Guarapiranga é: embora hoje grandes parcelas da SRS se enquadrem nas classes “Ruim” ou “Péssimo” (Gráfico 1), estudos como de Pompêo et al. (2013) indicam que o ambiente ainda não apresenta ecotoxicidade. Fato este de acordo com a literatura, pois a ecotoxicidade é influenciada por diversidade de fatores e componentes do meio, os quais regulam o efetivo tóxico do meio. Dentre esses fatores, pontuam-se alguns abaixo:

- a toxicidade do meio pode ser regulada pela ação de adsorção da matéria orgânica do sedimento. Como exemplo disso, cita-se o caso do zinco e do cobre, compostos de grande afinidade pela matéria orgânica, que se se tornam biologicamente indisponíveis quando estabilizados pela matéria orgânica (TOMAZELLI, 2003).

- a toxicidade do meio também pode ser regulada pela ação indireta entre diferentes compostos/ligantes. Como exemplo disso, cita-se o caso do zinco (o qual apresenta menor toxicidade que o cobre para ecossistemas limnológicos) e do cobre. Neste caso, ambos metais competem pelo mesmo sítio ativo da matéria orgânica, e a liberação ou biodisponibilização de um elemento menos ou de outro mais tóxico vai depender da razão da concentração de ambos compostos.

- a dureza da água é outro fator regulador da toxicidade do meio. No caso do elemento cobre, águas duras forçam o cobre a se ligar ao carbonato de cálcio formando novos compostos, e esses podem vir a aumentar ou diminuir sua toxicidade. Situação muito observada em ambientes de altos teores de matéria orgânica (RIEMER e TOTH, 1970; HELLAWELL, 1988).

- a temperatura, o oxigênio dissolvido e o pH da água, da camada limítrofe sedimento-água e do interstício do sedimento também são agentes de importância à ecotoxicologia, uma vez que eles são fortes agentes de ação metabólica e fisicoquímica do meio, em especial em processos envolvendo o metal cobre (MARCANTONIO, 2005).

- as fases do sedimento de complexação de metais, tais como a matéria orgânica (UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY, 2005; MARIANI;POMPÊO 2011; MASON, 2013) também trazem grande efeito à ecotoxicologia. Elas afetam a especiação química dos íons metálicos, controlando a biodisponibilidade e toxicidade dos metais;

- a granulometria, afetando a capacidade adsortiva e absortiva do sedimento, em função da superfície de adsorção (NASCIMENTO, 2003; LUOMA; RAINBOW 2008);

- a concentração de sulfetos, também influenciada pelo estado de oxigenação das camadas mais profundas do reservatório.

- metilação bioquímica dos metais, o que, segundo Mason (2013, Capítulo 11), é acentuado em ambientes de alta redução química do sulfato em sulfetos e sulfitos;

- a temperatura do meio, características hidrológicas do reservatório e da biodiversidade ali presente;

- aos altos valores de esgoto humano e animal não tratados e que são despejados diretamente no reservatório Guarapiranga, ou que são advindos do canal de ligação do Reservatório Billings com o Guarapiranga (Rio Parelheiros) (GUIMARÃES, 2011; COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO, 2013; POMPÊO et al., 2013; NISHIMURA et al., 2014; POMPÊO et al., 2015, cap. 19).

- a própria biodiversidade, agora de forma direta, agindo como agentes transformadores dos elementos (exemplo: metilação do mercúrio para metil-Hg), e, consequentemente, de sua disponibilidade ao meio (EGGLETON, 2004);

- a composição silto-argilosa de sedimentos, com altos valores de MO acumulada, com um ambiente redutor, ausência de oxigênio livre e abundância de H_2S no sedimento e baixa circulação de água no fundo (SUGUIO, 1992; POMPÊO et al., 2015).

Como pode se observar dos parágrafos acima, de forma geral, são muitos os os processos envolvendo a ecotoxicidade de ambientes aquáticos, dificultando sua real estimação, e efetiva modelagem do meio, de forma que neste trabalho se restringiu a estimar a ecotoxicidade potencial do ambiente de estudo modelo, sem efetivamente quantificar sua toxicidade.

Ainda relativo ao Reservatório Guarapiranga, ressalta-se as consequências da atual política de manejo ambiental adotada. Ela, tal como pontuado anteriormente, além de apresentar risco ecotoxicológico para o ecosssitema local, ela também apresenta risco ecotoxicológico a toda população que é abastecida pelas águas desse reservatório, assim como para todas as pessoas que tem contato direto com este corpo d'água. Em um caso similar de manejo algal com aplicação prolongada de sulfato de cobre, Hanson (1984) ao estudar os lagos rasos de Minnesota (HANSON, 1984), os quais também sofreram prolongada aplicação de sulfato de cobre (>58 anos), observou que tal manejo afetou diretamente a biota local. Dentre os efeitos, os autores observaram tanto efeitos de longo (I) quanto de curto prazo (II).

Com a finalidade de salientar possíveis impactos do atual plano de manejo ambiental empregado no Reservatório Guarapiranga com base nos resultados de Hanson (1984), comparou-se cada um dos efeitos observados nos lagos rasos de Minnesota com os já observados no Reservatório Guarapiranga pela literatura.

I) dentre os efeitos de curto prazo, pontuam-se:

a) aumento da mortalidade das algas (supostamente desejável);

b) depleção do oxigênio dissolvido, em função da decomposição das algas mortas; também observado no Reservatorio Guarapiranga (COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO, 2013).

c) acelerado processo de reciclagem do fósforo no sedimento, e seu efeito direto de rápida recuperação das populações algais; também relatado no Reservatório Guarapiranga (SILVA, 2013B).

d) eventual mortalidade de peixes, em função da depleção do oxigênio, da toxicidade do cobre ou da confluência de ambos - já constatados na represa Billings: a) contaminação de peixes por cobre, mas não sua mortalidade Rocha et al (1985); b) condição de anóxia do hipolimnio (Zagatto; Aragão, 1995; Mariani; Pompêo, 2008; POMPÊO et al., 2013).

II) dentre os efeitos de longo prazo, pontuam-se:

a) acumulação do cobre no sedimento - tal como observado por esta pesquisa e por Pompêo et al. (2015);

b) aumento da tolerância de certas espécies algais ao sulfato de cobre – fato este também já pontuado por Beghelli et al. (2015), em cujo trabalho sugere adaptação da comunidade ao algicida. Fato este também pontuado por Mancuso (1987) e Raman; Cook (1988);

c) alteração das espécies de clorofíceas por cianobactérias – fato este também observado por Effler et al. (1980) e McKnight (1981).

d) desaparecimento de macrófitas – efeito ainda não observado no Reservatório Guarapiranga (RODRIGUES, 2011), tampouco para o fitoplâncton (BEGHELLI et al., 2015).

e) redução dos macro-invertebrados bentônicos – efeito não observado para o caso do Reservatório Guarapiranga (CUTOLO, 1997).

Ferro (Fe)

Referente à distribuição espacial do ferro ao longo do sedimento, observa-se significativo acúmulo do elemento na região sul do reservatório (a montante), entre os desagues dos afluentes Parelheiros, Riacho Sul 2 e Riacho 3 Sul-sudeste (FIGURA 17D). Estima-se que tal fenômeno se deva aos elevados teores de sulfetos no sedimento do reservatório, principalmente nesta região, de forma que o ferro se manteve fortemente ligado ao sedimento (FAGNANI e GUIMARÃES, 2011), e apresentou baixa dispersão ao longo da PEPET. Outra possibilidade seria a capacidade de escoamento e o tipo de material escoado de cada sub-bacia da região. Assim, espera-se que futuros

levantamentos geológicos e de escoamento superficial de cada sub-bacia do reservatório elucidem tal questão.

Manganês (Mn):

Referente à distribuição espacial do manganês ao longo do sedimento, observa-se que houve forte acúmulo no delta dos afluentes Embu-Mirim Norte e Embu-Mirim Sul. Li et al. (2014), ao estudar o comportamento espacial do manganês no sedimento superficial do Rio Amarelo na China, obteve o mesmo padrão espacial que o obtido por esta pesquisa: rápido acúmulo do manganês próximo ao delta do afluente contaminante (17E).

Estima-se que o comportamento observado por este trabalho e por Li et al. (2014) possa estar principalmente vinculado a três fatores: a força antrópica da bacia de origem do contaminante, que, no caso do Reservatório Guarapiranga, há mineração de granito, a qual traz grandes quantidades de rejeitos de mineração à bacia de sedimentação (reservatório) (BARATA, 2012); às baixas profundidades próximas das entradas dos afluentes no corpo hídrico de interesse, com aumento da taxa de oxigenação do hipolímnio, resultando na oxidação dos sulfetos e do manganês de forma que esse muda de estado iônico e se precipita no sedimento, atuando então como um "*trap"* ou agregador de demais compostos da região (PAKHOMOVA et al., 2007).

Embora os valores de Mn encontrados no sedimento do Reservatório Guarapiranga tenham se mostrado abaixo ou entre o VRR e o ISQG, indica-se manter estudos periódicos da concentração deste metal a fim de verificar se esse não está aumentando sua concentração no sedimento, uma vez que pode se tornar tóxico tanto ao ecossistema quanto ao humano (PASCHKE et al., 2005; RAMA RAO et al., 2007; BATTERMAN et al., 2011).

Níquel (Ni)

Os valores e a distribuição espacial do Ni encontrados ao longo da PEPET (FIGURA 17F) por esta pesquisa são condizentes com os levantados por Zagatto e Aragão (1995), os quais encontraram níveis de contaminação entre ISQG e PEL para este elemento próximo à região da barragem. Isso por sua vez, denota que o Ni se encontra estável no sedimento quando próximo à barragem, e reativo e não estável no sedimento quando próximo às entradas dos afluentes do reservatório.

Enquanto Pompêo et al. (2013) observou que as maiores concentrações de Ni se encontraram próximas à barragem, este trabalho observou que o Ni se acumulou mais entre a saída do Rio Itupu e a Barragem (FIGURA 17F), quase como se a captação d'água da SABESP estivesse fazendo um sistema de limpeza do fundo do reservatório.

As classes de qualidade do sedimento encontradas para o Ni variaram entre "bom", quando próximo do delta do Rio Embu Guaçu, e "ruim", quando próximo da barragem do reservatório

(FIGURA 18C), representando um comportamento cumulativo de deterioração ecotoxicológica no eixo montante-jusante do reservatório.

Referente ao comportamento espacial do níquel ao longo da PEPET, ao comparar os resultados obtidos por esta pesquisa com os dados levantados por Bai et al. (2011) e por Feist et al. (2011), observou-se que o níquel apresentou o mesmo comportamento espacial de acumulação no sentido montante-jusante. Isso levanta uma hipótese de que o elemento metálico pode estar associado com as partículas mais finas do sedimento de forma que ele é carreado e sedimentado mais à jusante dos corpos d'água, e sua fonte de contaminação do reservatório não é predominantemente advinda do desgaste de peças automotivas, tal como o metal cromo.

Chumbo (Pb)

Como se pode observar a partir da Figura 17G, as concentrações de chumbo variaram significativamente ao longo da PEPET. Suas menores concentrações se encontraram próximas do afluente Rio Embu Guaçu; enquanto que suas maiores concentrações foram registradas próximas das marinas a nordeste do reservatório. Além disso, observou-se uma tendência de enriquecimento do chumbo ao longo do sedimento do reservatório no sentido montante-jusante (Sul-Norte), indicando três possibilidades:

1) O chumbo está sendo carreado pelas partículas mais finas do sedimento, e sendo fixado próximo à estação de captação de água da SABESP.

2) O chumbo poderia ser derivado do desgaste do maquinário e do combustível das embarcações e das marinas presentes no reservatório.

3) Uma combinação de ambas situações anteriores.

Outro ponto interessante a se observar a partir da Figura 17D é a proximidade dos pontos de maior concentração do chumbo para com o afluente R.Nor (vide FIGURA 1 do capítulo 2). Valores acima de 10 vezes acima do valor de PEL, indicando alto potencial ecotoxicológico ao meio biótico.

Curiosamente, o R.Nor é o afluente mais próximo do autódromo de Interlagos, responsável pelo consumo de grandes quantias de combustíveis fósseis em função de suas corridas automobilísticas. Considerando que o chumbo foi introduzido nos combustíveis a partir de 1922 (PANTAROTO et al., 2002); manteve-se presente até cerca de 1996, quando 80% de toda gasolina do mundo passou a ser vendida sem chumbo (UNEP, 1999); e somente então banida do Brasil (PETROBRAS, 2002); mantendo-se presente somente na gasolina de aviação (PETROBRAS, 2002), em alguns tipos de corridas automobilísticas (motores NASCAR) (PLANTIER, 2014) e em algumas peças do automóvel (SUZUKI, 2007); pode-se concluir que as porções de maior concentração de chumbo no

sedimento do Reservatório Guarapiranga é devido principalmente ao consumo de combustíveis e equipamentos automobilísticos do autódromo Interlagos, tal como já constatado por outros autores em ambientes similares (QUEIROZ, 2008). Argumento de acordo com os dados levantados por Eichler et al. (2015), os quais verificaram que a adição do chumbo ao combustível trouxe mais danos à América do Sul do que os 200 anos de mineração do mesmo metal.

Referente à qualidade do sedimento, Zagatto e Aragão (1995) encontraram resultados de concentração de chumbo para o Reservatório Guarapiranga, implicando em diferentes níveis de contaminação ao longo do reservatório. Esses autores também observaram que as concentrações de chumbo variaram entre ISQG e PEL próximo da região central da barragem do reservatório. Comportamento também observado por esta pesquisa (FIGURA 18D).

Curiosamente, Bai et al. (2011), ao estudar o comportamento espacial do chumbo no lago Yilong da China, o autor observou que esse elemento se concentrava principalmente na entrada do afluente do lago, o qual é o principal efluente com aporte de mineração de carvão, chumbo e cimento da região. Isso nos leva a uma nova hipótese a respeito da distribuição do chumbo no sedimento, na qual se presume que este elemento apresenta baixa distribuição espacial e forte potencial de fixação e alta taxa de sedimentação, de forma que se concentra logo próximo à sua fonte contaminadora.

Dos resultados levantados por Zagatto e Aragão (1995) e de Bai et al. (2011), conclui-se que o Pb é estável no sedimento, sem apresentar grandes variações ao longo do sedimento sob a PEPET, e, portanto, também pode ser utilizado como um marcador de contaminação ambiental de recursos hídricos, tal como o cobre.

Zinco (Zn)

As concentrações de zinco variaram significativamente ao longo da PEPET (Figura 17H). Suas menores concentrações se encontraram próximas do afluente Rio Embu Guaçu 1 e da barragem; enquanto que suas maiores concentrações foram registradas próximas à parte central do reservatório e próxima ao afluente Embu-Guaçu. Especificamente no caso de contribuição de zinco, este trabalho observou forte indícios de contaminação por parte dos afluentes “Rio Embu-Guaçu”, “Rio Sul Embu-Mirim”, “Rio Norte Embu-Mirim” e “Rio Parelheiros”.

Pompêo et al. (2013) observaram que a região de maior concentração de zinco no reservatório se encontrava próximo ao afluente Itupu e o ponto de maior concentração de zinco se localizava no delta do rio Embu-Guaçu – ambos contrários ao observado por esta pesquisa.

Outra diferença significativa entre os resultados de zinco no sedimento observados por Pompêo et al. (2013) e desta pesquisa é a localização dos pontos de menor concentração desse

elemento. Enquanto estes autores observaram que estes pontos se apresentavam próximos da região central do reservatório, esta pesquisa observou ser próximo da saída do rio Itupu e de uma pequena região próxima do Riacho Embu Guaçu 1 (FIGURA 17H). Isso leva a conclusão de que este metal se encontra potencialmente móvel no sedimento, e vem se distribuindo irregularmente ao longo da PEPET, dificultando, portanto, saber seu ponto provável de contaminação no reservatório. Duas possíveis fontes de contaminação deste metal no Reservatório Guarapiranga são os afluentes do reservatório, potencialmente trazendo rejeitos industriais à montante da bacia hídrica, e do desgaste das embarcações motorizadas presentes próximos às marinas e nas zonas de navegação principais do reservatório. Aloupi (2001), ao estudar a geoquímica do sedimento da ilha de Lesvos do mar Mediterrâneo, especificamente no caso do zinco, também constatou que esse metal se concentrava nas porções da ilha mais próximas das embarcações e rotas de maior acesso, reforçando o fato das embarcações e marinas servirem como fontes poluidoras de zinco ao sedimento de ambientes hídricos.

Bai et al. (2011), ao estudar o lago Yilong da China, também observou que o elemento zinco apresenta uma concentração inicial alta no sedimento próxima ao afluente contaminador, seguido de uma zona de baixa concentração, seguido de um pulso de acumulação de zinco no sedimento mais a jusante. Isso leva a uma hipótese referente a esse comportamento ondular do zinco ao longo do sedimento: o zinco apresenta duas afinidades pelo material em suspensão, sendo uma mais atrelada aos sedimentos mais granulosos e outra mais atrelada aos materiais mais finos. Tal questão poderá ser objeto de estudo futuro pelo autor e pessoal do laboratório.

Referente à distribuição ecotoxicológica do zinco ao longo do sedimento do Reservatório Guarapiranga, Zagatto e Aragão (1995) encontraram resultados que apontaram níveis de contaminação entre ISQG e PEL para o Zn próximos à entrada do rio Embu-Guaçu assim como na região central e à barragem do reservatório Guarapiranga, e Lage (2013) aponta ausência de tendência de aumento das concentrações de zinco no sedimento no sentido montante-barragem, de forma que ambos trabalhos condizem com os argumentos levantados por esta pesquisa (Figura 18E). Já o aumento das concentrações de zinco próximas do rodoanel é condizente com o fato deste metal ser advindo do desgaste de peças automotivas (DAVIS; SHOKOUHIAN; NI, 2001).

Pompêo et al. (2013), ao estudar o zinco no sedimento do Reservatório Guarapiranga, observaram que ele se correlacionou bem (>70%, teste de Spearman) com os sulfetos volatilizáveis por acidificação também amostrados do sedimento, indicando forte afinidade do metal com os sulfetos, e, consequentemente baixa ecotoxicidade potencial. Dados em acordo com Zagatto e Aragão (1995), os quais também observaram que o sedimento do reservatório apresentou uma capacidade de retenção/fixação metálica forte, reduzindo a ecotoxicidade efetiva da região. Dessa forma, embora haja regiões da PEPET com classificação “Medíocre” para o zinco (Figura 18E), estima-

se que esta porção do sedimento apresente pouco efeito ecotoxicológico, relativo ao elemento zinco, em função de sua afinidade com sedimento e com os sulfetos presentes.

Conclusão e Considerações do Capítulo

❖ Questões gerais dos Materiais e Métodos empregados nesta pesquisa

Através do método da interpolação espacial, do sensoriamento remoto e dos critérios de qualidade baseados na ecotoxicologia, foi possível: levantar o estoque de metais presentes nas camadas superficiais do sedimento do Reservatório Guarapiranga, definir seu potencial ecotoxicológico (qualidade), e tudo isso georreferenciado em um ambiente SIG. Dessa forma, provou-se que tal metodologia é de boa aplicação em estudos ecotoxicológicos envolvendo corpos d'água de grande cobertura espacial, além de provar ser uma ferramenta de grande aplicação em planos de manejo e gerenciamento ambiental.

❖ Questões da Quantificação Metálica e os Valores de Referência Regional adotados

Foi constatado através das leituras dos metais para os diferentes pontos amostrais ao longo de toda PEPET e dos mapas apresentados neste capítulo (quantitativos e qualitativos) que há evidências de incompatibilidade dos valores de referência regional do Nascimento (2003) referente aos elementos alumínio, manganês, cobre e ferro para o Reservatório Guarapiranga, uma vez que as menores concentrações encontradas desses elementos se mostraram mais baixas do que aquelas propostas pelo autor referentes ao Alto do Tietê, indicando que os valores de referência regional para a bacia do Reservatório Guarapira são menores do que os valores de Nascimento. Assim, pontua-se a importância de estudos futuros que acessem os reais valores de *background* do reservatório.

❖ Questões da Interpolação dos Metais

➢ Referentes ao Método de Interpolação

- através do levantamento bibliográfico realizado durante esta pesquisa, observou-se como são diversos os métodos de interpolação espacial. Especificamente o caso do interpolador WADH, sua aplicação em ambientes não euclidianos traz grande promessa e aplicabilidade para estudos limnológicos, e poderá ainda ser objeto de estudo em trabalhos futuro por parte deste autor e/ou equipe laboratorial.
- como levantando na discussão deste capítulo, observou-se que a anisotropia, quando presente para um conjunto de elementos metálicos, encontrou-se estatisticamente semelhante, indicando que o principal agente dispersor dos metais é externo a eles próprios, não restringindo-se às características intrínsecas de cada elemento metálico

estudado (ex: estado de valência, taxa de precipitação, taxa de assimilação bioquímica, bioacumulação, capacidade de troca caiônica, ressuspensão, taxas de dissolução, etc), mas sim ao sistema do reservatório em si. Dessa forma, conclui-se que somente através de futuros estudos que essa questão poderá ser melhor interpretada.

- como levantando na discussão deste capítulo, através da análise do parâmetro geoestatístico "Distância ao Patamar (metros)", pôde-se comprovar a aplicabilidade da krigagem como método de interpolação geoestatística na limnologia, apresentando efetiva aplicação para estudos envolvendo contaminantes metálicos em reservatórios urbanos, repontuando sua aplicabilidade em estudos de ecotoxicologia de paisagem.

- **Referentes aos resultados geoestatísticos da krigagem dos metais**

  - independetemente do padrão de anisotropia dos compostos, observou-se significativa diferença no comportamento espacial (distribuição) dos metais estudados. Isso permitiu observar que suas fontes contaminantes e forças motrizes no ecossistema de fato são diferentes para cada elemento estudado, demandando maior complexidade em planos de manejo e recuperação para o Reservatório Guarapiranga.
  - ao se analisar os diferentes padrões anisotrópicos encontrados no Reservatório Guarapiranga, pôde-se observar que eles se comportaram semelhantemente entre si, independementemente do elemento analisado, indicando que o agente predominante de dispersão do contaminante metálico é do próprio meio, e não das características intrínsecas de cada elemento. Recomenda-se que estudos futuros analisem esse padrão homogêneo das diferentes anisotropias de cada metal analisado. Através dessa informação, novos planos de manejo e recuperação ambiental poderão otimizar esforços a fim de recuperar o ambiente em questão.

- **Questões da Interpretação Espacial Quantitativa dos Metais:**
  - <u>os 78 pontos amostrados foram suficientes para descrever os padrões espaciais dos metais estudados no sedimento do Reservatório?</u>

    - De forma geral, sim. Embora alguns elementos, como o chumbo, o níquel e o zinco tenham apresentado um comportamento espacial bastante irregular e descontínuo ao longo da PEPET, sugerindo que o tamanho amostral adotado foi significativamente baixo para esses metais, obtiveram-se bons resultados geoestatísticos (continuidade espacial, efeito pepita e platô) com vários dos metais analisados, demonstrando que o esforço amostral adotado neste trabalho foi suficiente.

- é possível otimizar a amostragem de pontos pela represa para auxiliar trabalhos ecotoxicológicos futuros, de forma a reduzir o esforço amostral em campo com máxima representação espacial da toxicidade do sedimento analisado? Em caso positivo, qual seria essa amostragem otimizada?

  - É possível, embora custoso. Para tanto, seria necessário estabelecer um percurso preciso para distribuição dos pontos amostrais de sedimento, para precisa seleção dos pontos amostrais. Contudo, tal como pontua Golterman; Sly; Thomas (1983), desvios de percurso e de localização precisos durante a amostragem de campo são fatores inerentes do método, e de pouca solução. Além disso, o custo operacional para quantificação analítica laboratorial dos parâmetros aqui analisados trazem grande custo em todo processo independentemente da distribuição amostral dos pontos de coleta de sedimento.

- o comportamento das plumas de contaminação de metais no sedimento se comportam semelhantemente entre si para cada metal analisado?

  - Como pôde ser observado a partir dos mapas quantitativos obtidos a partir da krigagem dos metais para o Reservatório Guarapiranga, os comportamentos das plumas de contaminação por metais são irregulares. Cada elemento apresentou uma distribuição espacial única, e, com exceção do comportamento anisotrópico de alguns elementos, todos apresentaram um eixo de continuidade espacial diferente, denotando que eles são advindos de fontes de contaminação diferente, e/ou estão sob efeitos de forças de sedimentação e fixação únicos.

- o padrão das plumas é representado no sentido montante-barragem como já observado por Lage (2013), Pompêo et al. (2013) e Silva (2008), ou os metais podem apresentar outras direções de acumulação pela represa? As plumas por contaminação se comportam semelhantemente entre si? Quais as possíveis causas?

  - Os padrões de dispersão foram muito diversos. O Cr notoriamente apresentou um comportamento contrário ao esperado pelos respectivos autores citados. Por sua vez, os elementos Pb, Al, Cu e Ni apresentaram justamente o comportamento de acumulação/enriquecimento ao longo do eixo motante-jusante, indicando que estes compostos (com exceção do Cu) tendem a ser carreados pelas partículas mais finas do reservatório, e estas depositadas mais a jusante do reservatório. Por fim, os elementos manganês e zinco apresentaram um padrão bastante irregular ao longo do reservatório,

indicando uma influência de contaminação múltipla – contaminação difusa advinda dos diferentes afluentes do reservatório.

- é possível separarmos o Reservatório Guarapiranga em subcompartimentos a partir dos parâmetros de sedimento analisado? Em caso positivo, como delimitar cada um desses subcompartimentos?
  - A partir de valores de qualidade guia como os VRR e os ecotoxicológicos, é possível, sim, delimitar e separa o reservatório em diferentes compartimentos em função da presença e concentração dos parâmetros de sedimento analisado. A delimitação desses subcompartimentos deve seguir SQGs adequados para delimitação e orientação por parte dos gestores ambientais para o manejo ambiental adequado em conformidade com o fenômeno e intensidade do impacto estudados.

- **Questões do estoque metálico presente no sedimento do Reservatório Guarapiranga**
  - qual é a estimativa de estoque de cada metal presente no sedimento superficial do Reservatório Guarapiranga? Qual é a ordem de riqueza dos estoques dos metais neste compartimento do ambiente?
    - Como se pôde observar, a ordem de riqueza do Reservatório Guarapiranga se mostrou coerente com o tipo de bacia hidrográfica em que se está instalada, com exceção do metal cobre, o qual é principalmente advindo do sistema de manejo hídrico empregado no reservatório, de foma que a ordem decrescente de riqueza dos metais ficou Fe>Al>Cu>Mn>Zn>Pb>Cr.

- **Questões da Quimiometria do sedimento do Reservatório Guarapiranga**
  - houve correlação entre as concentrações observadas entre os diferentes metais? E entre os metais e os parâmetros PDQSs?
    - de forma geral, os metais se correlacionaram fracamente entre si e entre os demais PDQSs, indicando fraca ou ausência de formação de aglomerados no sedimento.
    - o cobre se correlacionou com duas outras variáveis: Níquel e a Profundidade;
    - o Pb se correlacionou somente com o Níquel;
    - a variável Profundidade e Diam. Med. Granulo se correlacionaram com a barragem

- as variáveis interdependentes Are.T., S.T. e Argi.T. se mostraram bem correlacionadas tal como esperado pelo método de análise de granulometria utilizado.
- de forma geral, observou-se correlação entre a profundidade dos pontos amostrais com as concentrações dos metais ali presentes, indicando redução da circulação do hipolímnio, em estado de anóxia, com formação e rica abundância de sulfetos complexadores de metais.
- Observaram-se ausências de correlação dos metais alumínio e ferro com os demais elementos metálicos analisados (Cr, Cu, Mn, Ni, Pb, Zn), evidenciando que os carreadores inorgânicos tradicionais como as argilas, os óxidos e hidróxidos - como os sesquióxidos de ferro, manganês e alumínio - não foram os agentes principais para determinação das concentrações dos metais traço nos sedimentos deste reservatório, apesar destes terem se mostrado bons agentes de determinação química no sedimento por outros autores para o mesmo reservatório e para outros ambientes, indicando variação temporal atuando no sedimento do Reservatório Guarapiranga.
- a ausência de correlação dos pares Fe-MO e Al-MO observados neste trabalho são fatos contraditórios ao estipulado pela literatura, reforçando a necessidade de estudos quimiométricos pontuais em ambientes aquáticos.

➢ <u>o que se observou a partir da literatura relativo as análises quimiométricas de sedimento de corpos hídricos?</u>

- Notou-se grande variabilidade na literatura tanto relativo aos resultados obtidos quanto aos resultados esperados, independentemente do tipo de corpo d'água estudado, ou do tipo de impacto ambiental da região. Dessa forma, ressalta-se a necessidade de estudos quimiométricos detalhados específicos a cada ambiente hídrico de interesse, a fim de um melhor entendimento dos processos atuantes em cada sistema.

❖ **Questões da Interpretação Espacial Qualitativa dos Metais**

Este trabalho permitiu realizar a análise dos metais presentes no sedimento do reservatório Guarapiranga para toda sua extensão. Ressalta-se ainda, que se valerão de novos e futuros estudos com análises empíricas abrangendo melhor as possíveis interações existentes entre os compostos de potencial tóxico, tais como os metais no sedimento para com o ecossitema, para melhor predizer o efetivo grau de toxicidade ambiental atuante no respectivo reservatório modelo. Dessa forma, e, somente assim, estudos futuros poderão se basear nos dados gerados por esta pesquisa com a

finalidade de estudá-los e interpretá-los num âmbito mais preditivo e de maior representatividade para o manejo ambiental. Para tanto, o envolvimento de mais profissionais e de diferentes áreas do conhecimento para a formulação e implementação de um planejamento ambiental adequado frente à contaminação de metais no sedimento para o reservatório Guarapiranga.

Tal como postulado por Eiger (2012), trabalhos como este reafirmam a grande aplicação de trabalhos de modelagem de cargas poluidoras para reservatórios urbanos, revelando comportamentos típicos dos padrões de ocupação do solo e condições operacionais da infraestrutura urbana, podendo assim ser aplicados a outras bacias semelhantes, além de servir de apoio a projetos de planejamento e gestão ambiental. Ainda, segundo Arthington et al. (2010), o uso de modelos estatísticos, tal como aplicados neste estudo, oferecem uma flexibilidade e inovação aos estudos hidrológicos, propiciando um melhor levantamento da contaminação e da qualidade de ecossistemas hídricos, servindo de base para construção de melhores e mais robustos planos de manejo ambiental.

Referências

ALOUPI, M.; ANGELIDIS, M. O. Geochemistry of natural and anthropogenic metals in the coastal sediments of the island of Lesvos, Aegean Sea. *Environmental Pollution*, v. 1132, n. 2, p. 211–219, 2001. Disponível em: <http://doi.org/10.1016/S0269-7491(00)00173-1). Acesso em: 13 set. 2016.

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. *Standard methods for the examination of water and wastewater*. Washington: American Public Health Association, 2005.

ANDERSEN, J.M. An ignition method for determination of total phosphorus in lake sediments. *Water Research*, v. 10, n. 4, p. 329-331, 1976.

ANDRADE, M. R. M. et al. Mapeamento do uso da terra para avaliação da qualidade das águas do Reservatório Guarapiranga. *Geociências*, v. 34, n. 2, p. 258–274, 2015.

ARAUJO, R. R. Os paradigmas da ciência e suas influências na constituição do sujeito: a intersubjetividade na construção conhecimento. In: CAMARGO, M. R. R. M.(Org.); SANTOS, V. C. C. (Colab). *Leitura e escrita como espaços autobiográficos de formação* [online]. São Paulo: Editora UNESP / Cultura Acadêmica, 2010. p. 92–103. Disponível em: <http://books.scielo.org/id/zz66x/pdf/camargo-9788579831263-07.pdf>. Acesso em: 13 set. 2016.

ATKINSON, C. A.; JOLLEY, D. F.; SIMPSON, S. L. Effect of overlying water pH, dissolved oxygen, salinity and sediment disturbances on metal release and sequestration from metal contaminated marine sediments. *Chemosphere*, v. 69, n. 9, p. 1428–1437, 2007.

BAI, J. et al. Spatial distribution and ecological risk assessment of heavy metals in surface sediments from a typical plateau lake wetland, China. *Ecological Modelling*, v. 222, n. 2, p. 301–306. DOI:10.1016/j.ecolmodel.2009.12.002, 2011.

BARATA, M. S.; ANGÉLICA, R. S. Caracterização dos resíduos cauliníticos das indústrias de mineração de caulim da amazônia como matéria-prima para produção de pozolanas de alta reatividade (Characterization of kaolin wastes from kaolin mining industry). *Cerâmica*, v. 58, p. 36–42, 2012.

BATTERMAN, S. et al. Manganese and lead in children's blood and airborne particulate matter in Durban, South Africa. *Science of the Total Environment,* v. 409, n. 6, p. 1058–1068, 2011. DOI: 10.1016/j. scitotenv.2010.12.017.

BEGHELLI, F. G. S. et al. Aplicações de sulfato de cobre no reservatório Guarapiranga. In: POMPÊO, M. L. M. et al. *Ecologia de reservatórios e interfaces*. São Paulo: Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo, 2015.

BONAI, N. et al. Distribution of metals in the sediment of the Itá Reservoir, Brazil. *Chemical Limnology*, v. 21, n.2, p. 245–250, 1999.

BOURCIER, D. R.; HINDIN, E. Lead, iron, chromium and zinc in road runoff at pullman, washington. *The Science of the Total Environment*, Received 25 October 1978, Accepted 15 November 1978, Available online 26 Jun. 2003, v. *12*, p. 205–215, 1979.

BRAGATTO, R. D. et al. Indicadores ambientais de sustentabilidade sistematizados pelo modelo pressão- estado-resposta (PER): análise de águas superficiais na microbacia hidrográfica Passo da Pedra , em Pato Branco – PR. *Revista Brasileira de Agroecologia,* v. 7, n. 2, p. 87–103. 2012. Disponível em: <http://orgprints.org/22816/1/Bragatto_Indicadores.pdf>. Acesso em: 29 ago. 2016.

BRANDÃO, T.; SANTOS, R. L. O uso de Imagens SRTM na modelagem de fenômenos hidrológicos (escoamento superficial). In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 14., 2009, Natal. *Anais*... Natal: SBSR, p. 4663–4670, 2009. Disponível em: http://bibdigital.sid.inpe.br/rep-/dpi.inpe.br/sbsr@80/2008/11.17.23.15. Acesso em: 25 nov. 2016.

BRASIL. Conselho Nacional Do Meio Ambiente. Resolução CONAMA, n° 396, de 3 de abril de 2008. *Diário Oficial da União*, Brasília, DF, 7 abr. 2008. Seção 1, p. 64-68.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Secretaria de Mudanças Climáticas e Qualidade Ambiental. Departamento de Qualidade Ambiental na Indústria. Gerência de Qualidade Costeira e do Ar. *Especificações e normas técnicas para elaboração de cartas de sensibilidade ambiental para derramamentos de óleo*. 2002. 107 p.

CABRAL, A. Modelo de gestão da sustentabilidade de empresas fabricantes de embalagem II: indicadores. *Revista Embanews*, fev. 2010. Disponível em: <http://www.google.com.br/#hl=pt-BR&biw=1366&bih=601&q=antonio+amaral+- +modelo+de+gestao+da+sustentabilidade+de+e mpresas+fabricantes+de+embalagens&aq=&aqi =&aql=&oq=antonio+amaral+- +modelo+de+gestao+da+sustentabilidade+de+e mpresas+fabricantes+de+embalagens&bav=on. 2,or.r_gc.r_pw.&fp=42bf79add73c8af1>. Acesso em: 19 mai. 2011.

CALEFFI, S. Impacto do uso de sulfato de cobre sobre o zooplâncton na represa Guarapiranga. In: ESPÍNDOLA, E.L.G. et al. *Ecotoxicologia*: perspectivas para o século XXI. São Carlos: RiMa, 2000.573 p.

CANADIAN COUNCIL OF MINISTERS OF THE ENVIRONMENT. *Canadian sediment quality guidelines for the protection of aquatic life*: protocol of the derivation of canadian sediment quality guidelines for the protection of aquatic ife. CCME EPC-98E. 1999. 35 p.

CARDOSO-SILVA, S. et al. Compartimentalização e qualidade da água: o caso da Represa Billings. *Bioikos*, Campinas, v .28, n. 1, p. 31-43, 2014.

CARLSON, R.E. A trophic state index for lakes.*Limnology and Oceanography*, v. 22, n. 2, 1977.

CARVALHO, N. O. *Hidrossedimentologia*. Rio de janeiro: CPRM Companhia de Pesquisas de Recursos Minerais, 1994. 372 p.

CASTRO-CATALÀ, N. et al. Ecotoxicity of sediments in rivers: invertebrate community, toxicity bioassays and the toxic unit approach as complementary assessment tools. *Science of the Total Environment*, v. 540, p. 297–306, 2015.Disponível em: <http://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.06.071>. Acesso em: 27 set. 2016.

CHAPMAN, P.M. et al. Appropriate applications of sediment quality values for metals and metalloids. *Environmental Science and Technology*, v. 33, n. 22, p. 3937- 3941, 1999.

_____. et al. Ecotoxicology of metals in aquatic sediments: binding and release, bioavailability, risk assessment, and remediation. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, v. 55, n. 10, p. 2221–2243, 1998.Disponívelem: <http://doi.org/10.1139/f98-145>. Acesso em: 18 out. 2016.

CHOI, K. et al. Metal contamination and potential toxicity of sediment from lock gate port in South Korea.Journal of Coastal Research, v. 65, p. 31–35, 2013. DOI: 10.2112/SI65-006.1.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO. *Estudo sobre o plano integrado de melhoria ambiental na área de mananciais da Represa Billings*. São Paulo, CETESB, 2006a. Disponível em: <http://www.perspectivasustentavel.com.br/pdf/RELATORIO_JICA/Cap_01(P).pdf>. Acesso em: 20 jan. 2015.

_____. *Qualidade das águas superficiais no Estado de São Paulo*. São Paulo: CETESB. 2013. Disponível em: <http://www.cetesb.sp.gov.br/userfiles/file/agua/aguas-superficiais/relatorio-aguas-superficiais-2013-parte1.pdf>.Acesso em: 02 set. 2016.

_____. *Relatório de qualidade das águas interiores do Estado de São Paulo*: 2007. São Paulo: Secretaria do Meio Ambiente, 2008. 540 p. (Série Relatórios).

_____. *Relatório de qualidade das águas interiores do Estado de São Paulo:*2010. São Paulo: CETESB / Secretaria do Meio Ambiente, 2011. 298p. (Relatório Técnico).

_____. Relatório de qualidade das águas interiores do Estado de São Paulo, referente aos anos de 2003, 2006, 2007, 2008 e 2009. São Paulo: Secretaria do Meio Ambiente, (Série Relatórios Técnicos, publicados respectivamente nos anos 2004, 2007, 2008, 2009 e 2010). Disponível em: <http://www.cetesb.sp.gov.br/>. Acesso em: 10 nov. 2016.

COOK, P. M. Can ecotoxicology define threats to fish populations in the Great Lakes? In: INTERNATIONAL JOINT COMMISSION GREAT LAKES WORKSHOP, 1999, Windsor, Ontario, Canada:U.S. Environmental Protection Agency, 1999, p. 25-26.

DAVIS, A. P.; SHOKOUHIAN, M.; NI, S. Loading estimates of lead, copper, cadmium, and zinc in urban runoff from specific sources. *Chemosphere*, v. 44, n. 5, p. 997–1009, 2001. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/S0045-6535(00)00561-0>. Acesso em: 14 dez. 2016.

DUARTE, C. M. Variance and description of nature. In: COLE, J.; LOVETT, G.; FINDLAY, S. (Eds.) *Comparative analyses of ecosystems*: patterns, mechanisms, and theories. New York: Springer Verlag, 1990a.p.301-318.

_____ ; KALFF, J. Patterns in the submerged macrophyte biomass of lakes and the importance of the scale of analysis in the interpretation. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, v. 47, p. 357-363, 1990b.

DUTILLEUL, P. Spatial heterogeneity and the design of ecological field experiments. *Ecology*, Ecological Society of America, v. 74, n. 6, p. 1646–1658. 1993. Disponível em: <http://www.jstor.org/stable/1939923>. Acesso em: 02 set. 2016.

EASTMAN, J. R. Idrisi for Windows: manual do usuário:exercícios tutoriais. Porto Alegre: UFRGS Centro de Recursos Idrisi, 1998. 240 p.

EBERHARDT, D. N. et al. Influência da granulometria e da mineralogia sobre a retenção do fósforo em latossolos sob pastagens no cerrado. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 32, n. 3, p. 1009–1016, 2008. DOI: 10.1590/S0100-06832008000300010.

EGGLETON, J.; THOMAS, K. V.A review of factors affecting the release and bioavailability of contaminants during sediment disturbance events.*Environment International*, v. 30, n. 7, p. 973–980, 2004. DOI: 10.1016/j.envint.2004.03.001.

EICHLER, A.et al. Pb pollution from leaded gasoline in South America in the context of a 2000-year metallurgical history.*Science Advances*, v. 1, n.2. p. 8, 2015.DOI:10.1126/sciadv.1400196.

EIGER, S. et al. Modelagem matemática de cargas difusas na Bacia do Guarapiranga, São Paulo. In: Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos. 13., 1999. Belo Horizonte, 1999.

ESTEVES, F.A. Fundamentos de limnologia. 3. Ed. Rio de Janeiro: Interciência, 2011.

_____. Fundamentos de limnologia. Rio de Janeiro: Interciência / FINEP, 1988.

EUROPEAN COMMISSION.*Common implementation strategy for the water framework directive (2000/60/EC)*: guidance document N. 5:transitional and coastal waters: typology, reference conditions and classification systems. Luxembourg: Office for Official Publications of the European Communities, 2003a. Disponível em: <http://www.waterframeworkdirective.wdd.moa.gov.cy/guidance.html>. Acesso em: 02 set. 2016.

_____. Common implementation strategy for the water framework directive (2000/ 60/EC).Guidance Document N° 7.Monitoring under the Water Framework Directive.2003b. 153p.

_____. *Report from the Commission to the European Parliament and the Council on the implementation of the water framework directive (2000/ 60/EC)*: river basin management plans. Brussels, 2012.15 p.

FAGNANI, E.; GUIMARÃES, J.R. Sulfetos volatilizáveis por acidificação e metais extraídos simultaneamente na avaliação de sedimentos de água doce. *Quim. Nova*, v. 34, n. 9, p. 1618-1628, 2011.

FEIST, B. E. et al. Landscape ecotoxicology of Coho salmon spawner mortality in urban streams. *PLoS ONE*, v. *6*, n. 8, 2011. Disponível em: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0023424>. Acesso em: 14 dez. 2016.

FERNANDEZ, R.L.; BONANSEA, M.; MARQUES M. Monitoring turbid plume behavior from lansat imagery*. Water Resources Management*, v. 28, n. 10, 2014.DOI: 10.1007/s11269-014-0676-1.

FINLAYSON, B.; FUJIMURA, R.; HUANG, Z.-Z.Toxicity of metal-contaminated sediments from Keswick reservoir, CaliforniA USA. *Environmental Toxicology and Chemistry*, v. 19, n. 2, p. 485–494, 2000.

FONTES, M. P. F.; WEED, S. B. Phosphate adsorption by clays from Brazilian Oxisols: relationships with specific surface area and mineralogy. *Geoderma*, v. 72, n.1-2, p. 37–51, 1996. DOI: 10.1016/0016-7061(96)00010-9.

FÖRSTNER, U.; AHLF, W.; CALMANO, W. Sediment quality objectives and criteria development in Germany.Water Science and Technology, v. 28, n. 8-9, p. 307-316, 1993.

_____ ; WITTMANN, G.T.W. Metal pollution in the aquatic environment.2. ed., Heidelberg: Springer-Verlag, 1983.

_____ ;_____. Metal pollution in the aquatic environment. New York: Springer-Verlag, 1981.486 p.

FURUYAMA, T.N. *Mapeamento de sensibilidade ambiental a florações massivas de cianobactérias no entorno da Represa Guarapiranga, Região Metropolitana de São Paulo*. 2011. 63 f. Monografia (Trabalho de Conclusão de Curso em Ciências Biológicas) - Instituto de Ciências Ambientais, Químicas e Farmacêuticas, Universidade Federal de São Paulo, Diadema, 2011.

GARCIA, C. A B. et al. Regional geochemical baselines and controlling factors for trace metals in sediments from the Poxim River, Northeast Brazil. *Journal of Brazilian Chemistry Society*, v. 20, n. 7, p. 1334–1342, 2009.

GOLTERMAN, H. L.; SLY, P. G.; THOMAS, R. L. Study of the relationship between water quality and sediment transport. S. l.: Scientific and Cultural Organization, 1983. 226 p.

GOMES, M. V. T.et al. Concentrações e associações geoquímicas de Pb e Zn em sedimentos do Rio São Francisco impactados por rejeitos da produção industrial de zinco. *Quimica Nova*, v. 33, n. 10, p. 2088–2092, 2010. DOI: 10.1590/S0100-40422010001000016.

GUIMARÃES, G. M. Avaliação da concentração de metais e elementos traço em amostras de sedimento do Reservatório Guarapiranga, São Paulo-SP, Brasil. 2011. 171 f. Dissertação (Mestrado). Universidade de São Paulo, São Paulo, Brasil. 2011. Disponível em: <https://www.google.com.br/url?sa=t&rct=j&q=&esrc=s&source=web&cd=2&cad=rja&uact=8&ved=0CCYQFjAB&url=http%3A%2F%2Fwww.teses.usp.br%2Fteses%2Fdisponiveis%2F85%2F85131%2Ftde-26082011-101237%2Fpublico%2F2011GuimaraesAvaliacao.pdf&ei=MloPVI7nBpLJgwTku4GADA&usg=AFQjCNHUddj8ysPOxBEfCO5FWhStBO6W3A&sig2=MfwPLlIBdDt7f_7f3HbzMA>. Acesso em: 09 set. 2014.

HANSON, M. J., ; STEFAN, H. G. Side effects of 58 years of copper sulfate treatment of the Fairmont Lakes, Minnesota. *Journal of the American Water Resources Association*, v. 20, n.6, p. 889–900, 1984.DOI:10.1111/j.1752-1688.1984.tb04797.x.

HAVENS, K. E. An experimental comparison of the effects of two chemical stressors on a freshwater zooplankton assemblage.*Environmental Pollution*, v. 84, p. 245 251, 1994.

HOEF, J. M. V.; PETERSON, E.; THEOBALD, D. Spatial statistical models that use flow and stream distance.*Environmental and Ecological Statistics*, v. 13, n. 4, p. 449–464, 2006. DOI: 10.1007/s10651-006-0022-8.

HÖSS, S. et al. Nematode species at risk: a metric to assess pollution in soft sediments of freshwaters. *Environment International*, v. 37, n. 5, p. 940–949, 2011. Disponível em: <http://doi.org/10.1016/j.envint.2011.03.013>. Acesso em: 02 set. 2016.

INTERNATIONAL PETROLEUM INDUSTRY ENVIRONMENTAL CONSERVATION ASSOCIATION; OIL OIL SPILL PREPAREDNESS; INTERNATIONAL MARITIME ORGANIZATION.Sensitivity mapping for oil spill response.London: IPIECA-OGP-IMO, 2012. DOI: 10.7901/2169-3358-2003-1-95.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. *Indicadores de desenvolvimento sustentável*.Rio de Janeiro: IBGE, 2015. 352 p. (Estudos e pesquisas. Informação geográfica, 10).

_____. *Indicadores de desenvolvimento sustentável*.Rio de Janeiro: IBGE, 2010. (Estudos & Pesquisas, Informação Geográfica, Caderno 7).

Instituto Socioambiental, & Fundo Estadual de Recursos Hídricos (FEHIDRO). Seminário Guarapiranga: Proposição de Ações Prioritárias para Garantir Água de Boa Qualidade para Abastecimento Público: Mineração na Bacia Hidrográfica da Guarapiranga. Seminário Guarapiranga 2006. Seminário, 2015. Disponível em: <http://doi.org/10.1017/CBO9781107415324.004>. Acesso em: 02 set 2016.

JACINTHO, L. R. C. *Geoprocessamento e sensoriamento remoto como ferramentas a gestão ambiental de unidades de conservação*: o caso da área de proteção ambiental (APA) do Capivari-Monos, São Paulo-SP. 2003. 121 p. Dissertação (Mestrado em Recursos Minerais e Hidrologia) – Instituto de Geociências, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2003.

JEUNE, A.-H. Le et al. Effect of copper sulphate treatment on natural phytoplanktonic communities. *Aquatic Toxicology*, v. 80, n. 3, p. 267–280, 2006.

KENNEDY, R. H. V. et al.Reservoirs and the limnologist's growing role in sustainable water resource management, 1999–2000. *Hydrobiologia*, v. 504, 2003.

KESKIN, S. Distribution and accumulation of heavy metals in the sediments of Akkaya Dam, Nigde, Turkey. *Environmental Monitoring and Assessment*, v. 184, n. 1, p. 449–460, 2012. Disponível em: <http://doi.org/10.1007/s10661-011-1979-9>. Acesso em 21 out. 2016.

KIMMEL, B. L.; LIND, O.T.; PAULSON, L.J. Reservoir primary production. In: THORTON, K. W.; KIMMEL, B. L.; PAYNE, F. E. (Eds.). *Reservoir limnology: ecological perspectives.* Somerset: Wiley Interscience, 1990. p. 133-194.

LAGE, F. *Aplicação da tríade de qualidade do sedimento em análise espacial no reservatório Guarapiranga (SP, Brasil).*Tese (Doutorado em Ecologia) – Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2013.

LEAL, P. R. *Estruturação de um sistema de informações geográficas aplicado à elaboração de mapas de sensibilidade ambiental a florações massivas cianobactérias*. Monografia (Trabalho de Conclusão de Curso em Ciências Biológicas) - Universidade Federal de São Paulo, Diadema, 2013. Disponível em: <http://ecologia.ib.usp.br/reservatorios/tcc/>. Acesso em: 21 out. 2016.

_____ ; SOUSA, M.L. Evaluation of the use of geostatistics in limnology. *ActaLimnologicaBrasiliensia,* 2016. No Prelo.

LI, P. et al. Anthropogenic pollution and variability of manganese in alluvial sediments of the Yellow River, Ningxia, northwest China.*Environmental Monitoring and Assessment*, v. 186, n. 3, p. 1385–1398, 2014. DOI: 10.1007/s10661-013-3461-3.

LIAGHATI, T., PREDA, M., COX, M. Heavy metal distribution and controlling factors within coastal plain sediments, Bells Creek catchment, southeast Queensland, Australia. *Environment International*, v. 29, n.7, p. 935–948, 2003. DOI: 10.1016/S0160-4120(03)00060-6.

LIESS, M.; VON DER OHE, P. C. Analyzing effects of pesticides on invertebrate communities in streams.*Environmental Toxicology and Chemistry*, v. 24, n. 4, p. 954, 2005. DOI: 10.1897/03-652.1.

LIU, M. et al. Distribution and ecological assessment of heavy metals in surface sediments of the East Lake, China. *Ecotoxicology,* London, v. 23, n. 1, p. 92–101, 2014. Disponível em: <http://doi.org/10.1007/s10646-013-1154-x>. Acesso em: 02 set. 2016.

LOMBARDI A. T.; HIDALGO T. M. R.; VIEIRA A. A. H. Cooper complexing properties of dissolved organic materials exuded by the freshwater microalgae *Scenedesmus acuminatus* (Chlorophyceae).*Chemosphere*, v. 60, n. 4, p. 453-459, 2005.

LUOMA S.N.; RAINBOW P.S. *Metal contamination in aquatic environments*: science and lateral management. Cambridge: Cambridge University Press, 2008.573 p.

MacDonald, D. D. et al. Development and evaluation of consensus-based sediment quality guidelines for freshwater ecosystems.*Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, v. 39, p. 20–31, 2000. DOI:10.1007/sOM440010075.

MANCUSO, P. C. S. Controle do desenvolvimento de algas em águas de abastecimento público. *Revista DAE*, v. 47, n. 149, p. 151–156, 1987.

MARENGO, E. et al. Investigation of anthropic effects connected with metal ions concentration, organic matter and grain size in Bormida river sediments. *AnalyticaChimica Acta*, v. 560, p. 172-183, 2006.

Mariani, C. F., Pompêo, M. L. M. Potentially bioavailable metals in sediment from a tropical polymictic environment-Rio Grande Reservoir, Brazil. *Journal of Soils and Sediments*, v. *8, n.* 5, p. 284–288, 2008. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s11368-008-0018-0>.

_____ ; POMPÊO M. L. M. Sedimento: como avaliar sua contaminação por metais. *Saneas*, v. 12, n. 40, p. 10-13, 2011.

_____; _____. Potentially bioavailable metals in sediment from a tropical polymictic environment-Rio Grande Reservoir, Brazil. *Journal of Soils and Sediments*, v. 8, n. 5, p. 284–288, 2008. DOI: 10.1007/s11368-008-0018-0.

MARQUES, M., ANDRADE, F. O.; GUETTER, A. K. Conceito do campo de Fetch e sua plicação ao Reservatório de Itaipu. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, v. 18, n. 4, p. 243–253, 2013.

MARTINS, P. T. D. A*. Carta de sensibilidade ambiental para derramamentos de óleo em rodovias*: proposta aplicada a Estrada dos Tamoios (SP-099). Rio Claro: UNESP, 2012.

_____ ; RIEDEL, P. S.; MILANELLI, J. C. C. *Carta de sensibilidade ambiental ao óleo*: origem, evolução e tendências*. Ciência e Natura*, v. 35, n. 2, p. 163–175, 2013. Disponível em:<http://dx.doi.org/10.5902/2179-460X863>. Acesso em: Acesso em: 02 set. 2016.

MEGURO, M. Métodos em ecologia. São Paulo: s.n., 2000. 117 p.(Apostila de metodologias para a disciplina BIE, 321, Ecologia Vegetal - Instituto de Biociências, USP).

MELO, G. M. P.; MELO, V. P.; MELO, W. J. Metais pesados no ambiente decorrente da aplicação de lodo de esgoto em solo agrícola. Brasília, DF: Ministério do Meio Ambiente, Secretaria de Mudanças Climáticas e Qualidade Ambiental, Departamento de Qualidade Ambiental na Indústria, Gerência de Qualidade Costeira e do Ar, 2006. Disponível em:<http://www.mma.gov.br/port/conama/processos/CB5F6214/LODOMETAL.pdf>. Acesso em: 15 set. 2016.

MESSIAS, T. G. *Influência da toxicidade da água e do sedimento dos rios São Joaquim e Ribeirão Claro na bacia do Corumbataí*. São Paulo: Universidade de São Paulo, 2008.

MINAS GERAIS (Estado). Fundação Estadual do Meio Ambiente. *Banco de solos do estado de Minas Gerais*: análise estatística para determinação de valores de referência de qualidade do estado de Minas Gerais. 2015.

MIRANDA, A. F. P. et al. The use of Daphnia magna immobilization tests and soil microcosms to evaluate the toxicity of dredged sediments. *Journal of Soils and Sediments*, v 11, n. 2, p. 373–381, 2011.Disponível em: <https://www.researchgate.net/publication/225858750_The_use_of_Daphnia_magna_immobilization_tests_and_soil_microcosms_to_evaluate_the_toxicity_of_dredged_sediments>. Acesso em: 02 set. 2016.

MITAS, L.; MITASOVA, H. Spatial interpolation.In: LONGLEY, P. A. et al. *Geographical information systems*: principles, techniques, management and applications. S. l. : John Wiley, 1999. p. 481–492. Disponível em: <http://skagit.meas.ncsu.edu/~helena/gmslab/papers/hgint39.pdf>. Acesso em: 15 set. 2016.

MOZETO, A. A.; BEVILACQUA, J.E.; DE PAULA, F.C. Biogeoquímica de metais pesados e nutrientes dos sedimentos e particulados de mananciais eutróficos da região metropolitana de São Paulo. In: REUNIONCHEMRAWN EN QUÍMICA AMBIENTAL, 11; CONGRESSO LATINO AMERICANO EN QUÍMICA ANALÍTICA AMBIENTAL, 1998, Montevideo, Uruguai. *Anais*... Montevideo, Uruguai, 1998. p. 2191-2200.

_____ ; ZAGATTO, P. A. Introdução de agentes químicos no ambiente. In: ZAGATTO, P. A.;Bertoletti, E. (Eds.). *Ecotoxicologia aquática*:princípios e aplicações. São Carlos: Rima, 2006.p. 15 – 38

NASCIMENTO, R.L.D. *Proposição de valores de referência para concentração de metais e metaloides em sedimentos límnicos e fluviais da Bacia Hidrográfica do Rio Tietê, SP*. 2003. 142 p. Tese (Doutorado) - Instituto de Química, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 2003.

NEWMAN, M. C. *Fundamentals of ecotoxicology*. 3 th ed. S.l.: CRC Press, 2009. 571 p.

NEWMAN. Dicionário de Oxford. 2nd. Ed. Oxford, 2009.

NIEMI, G. J., MCDONALD, M. E. Application of ecological indicators. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, v. 35, p. 89–111, 2004. DOI: 10.2307/30034111.

NISHIMURA, P. Y. et al. Does the plankton community follow the horizontal water quality heterogeneity in a tropical urban reservoir (Guarapiranga reservoir, São Paulo, Brazil)? *Limnetica*, v. 33, n. 2, p. 263–280, 2014.

NIU, Y. et al. Spatial evaluation of heavy metals concentrations in the surface sediment of Taihu Lake.*International Journal of Environmental Research and Public Health*, v. 12, n. 12, p. 15028–15039, 2015.Disponívelem: <http://doi.org/10.3390/ijerph121214966> . Acesso em: 02 set. 2016.

NORWOOD, W.P. et al. Effects of metal mixtures on aquatic biota: a review of observations and methods. *Human and Ecological Risk Assessment*, vl.9, n. 4, p. 795–811, 2003.

OLUTONA, G. O.; ARIBISALA, O. G.; AKINTUNDE, E. A.A study of chemical speciation of metals in aquatic bottom sediment of Aiba reservoir, Iwo, Nigeria. *African Journal of Environmental Science and Technology*, v. 6, n. 8, p. 312–321, 2012a.Disponívelem: <http://doi.org/10.5897/AJEST11.227>. Acesso em: 21 set. 2016.

_____ et al. Chemical speciation and distribution of trace metals in roadside soil from major roads in Iwo , a semi-urban city , South Western Nigeria. *Terrestrial and Aquatic Environmental Toxicology*, v 6, n. 2, p. 116–126, 2012b.

PADIAL, P. R. *Qualidade, heterogeneidade espacial e biodisponibilidade de metais no sedimento de um reservatório tropical urbano eutrofizado (Reservatório Guarapiranga, SP).*2008. 109 p. Dissertação (Mestrado em Ecologia de Ecossistemas Terrestres e Aquáticos) - Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2008.

PAKHOMOVA, S. V.et al. Fluxes of iron and manganese across the sediment-water interface under various redox conditions. *Marine Chemistry*, v. 107, n. 3, p. 319–331, 2007. DOI: 10.1016/j.marchem.2007.06.001.

PALMA, P. et al. Evaluation of surface water quality using an ecotoxicological approach: a case study of the Alqueva Reservoir (Portugal). *Environmental Science and Pollution Research*, v. 17, n. 3, p. 703–716, 2010.Disponívelem: <http://doi.org/10.1007/s11356-009-0143-3>. Acesso em: 21 out. 2016.

PANTAROTO, H. L.; JÚNIO, M. V.; FIGUEIREDO, P. J. M. A eliminação do chumbo da gasolina.S.l.: s.n., 2002. p. 1–6.

PASCHKE, M. W.; VALDECANTOS, A.; REDENTE, E. F. Manganese toxicity thresholds for restoration grass species. *Environmental Pollution*, v. 135, p. 313–322, 2005. DOI: 10.1016/j.envpol. 2004.08.006.

PEDROSO, J. S. O. Medidas de proteção das águas do Reservatório do Guarapiranga. *DAE*, n. 36, p. 53–56, 1980.

PETERS, A.; MERRINGTON, G.; CRANE, M. Estimation of background reference concentrations for metals in UK freshwaters. 2009. Escócia. Disponível em: <http://www.wfduk.org/sites/default/files/Media/Environmental standards/Backgrounds Final Report.pdf>. Acesso em: 29 ago. 2016.

PETERSON, D. R. Calculating the aquatic toxicity of hydrocarbon mixtures. *Chemosphere,* v. 29, p. 2493–2506, 1994.

PETROBRAS. Gasolina BR. 2002. Disponível em:<http://www.br.com.br/portalbr/calandra.nsf#http://www.br.com.br/portalbr/calandra.nsf/0/2D5DEA50BF8503FE03256E> Acesso em: 05 mai. 2007.

PLANTIER, R. D. Curiosidades nascar: 12 fatos intrigantes!. 2014. Disponível em: <http://blog.tuningparts.com.br/curiosidades-nascar/>. Acesso em: 09 ago. 2016

POMPÊO, M. L. M.et al. Biodisponibilidade de metais no sedimento de um reservatório tropical urbano (reservatório Guarapiranga - São Paulo (SP), Brasil): há toxicidade potencial e heterogeneidade espacial? *Geochimica Brasiliensis*, v. 27, n. 2, p. 104-119, 2013a.

_____ et al. (Orgs.). Ecologia de reservatórios e interfaces. São Paulo: Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, 2015. Disponível em: <http://ecologia.ib.usp.br/reservatorios/>. Acesso em: 09 ago. 2016.

_____ ; MOSCHINI-CARLOS, V. Macrófitas aquáticas e perifíton, aspectos ecológicos e metodológicos. São Carlos: RiMa, 2003.137 p.

QUEIROZ, A. F. D. S.; CELINO, J. J. *Avaliação de ambientes na Baía de Todos os Santos*:aspectos geoquímicos, geofísicos e biológicos. Salvador: PROAMB, 2008.

RAMAN, R. K.; COOK, B.C. Guidelines for applying copper sulfate as an algicide: Lake Loami field study. Springfield, Ill.: Illinois Dept. Energy Natural Resources, 1988.99 p. (ILENR/RD-WR-88/19).

RAO, R. K.V. et al. Manganese induces cell swelling in cultured astrocytes. *Neuro Toxicology,* v. 186, n. 3, p. 807–812, 2007. DOI: 10.1016/j. neuro.2007.03.001.

ROCHA, A.A. et al. Produtos de pesca e contaminantes químicos na água da Represa Billings, São Paulo (Brasil). Rev. Saúde públ., S. Paulo, 19:401-10, 1985.

RODGHER, S.et. al. Limnological and ecotoxicological studies in the cascade of reservoirs in the Tietê River (São Paulo, Brazil). *Revista Brasileira de Biologia*, v. 65, n. 4, p. 697–710, 2005. DOI:/S1519-69842005000400017. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1519-69842005000400017&lng=en&nrm=iso&tlng=en>. Acesso em: 09 set. 2014.

RODRIGUES, A*. Elaboração de mapa de sensibilidade ambiental às florações massivas de cianobactérias no Reservatório Guarapiranga, Região Metropolitana de São Paulo*. Trabalho de monografia (Ciências Ambientais) - Universidade Federal de São Paulo, Diadema, Brasil, p. 76, 2014. Disponível em: <http://ecologia.ib.usp.br/reservatorios/tcc/>. Acesso em 10 nov. 2016.

RODRIGUES, L. L. *Biodiversidade de cianobactérias e algas das Represas Billings (Braço Taquacetuba) e Guarapiranga, SP, Brasil*.197 p. Dissertação (Mestrado) – Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2008.

RODRIGUES, M. E. F. *Levantamento florístico e distribuição de macrófitas aquáticas na Represa Guarapiranga, São Paulo, Brasil.*2011. 217 p. Dissertação (Mestrado) – Instituro de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2011.

Rodrigues, R. E. de A. V., Souza, V. L. B., Lima, V. L. de, & Hazin, C. A. Biodisponibilidade de Metais-Traço em Sedimentos: Uma Revisão. Brazilian Journal of Radiation Sciences, vol. 1A, no. 3, p. 11, 2015. DOI: 10.15392/bjrs.v3i1A.135.

ROSA, A. H. et al. Diagnóstico ambiental e avaliação de uso e ocupação do solo visando a sustentabilidadede da represa de Itupararanga, importante área da bacia do médio tietê. In: POMPÊO, M. L. M.et al.(Orgs.).*Ecologia de reservatórios e interfaces*. São Paulo: Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, 2015. Cap. 15

_____ ; FRACETO, L. F.; MOSCHINI-CARLOS, V. *Meio ambiente e sustentabilidade*. Porto Alegre: Bookman, 2012. 412 p.

ROUHANI, S.; MYERS, D. E. Problems in space-time kriging of geohydrological data. *Mathematical Geology*, v. 22, n. 5, p. 611–623, 1990. DOI: 10.1007/BF00890508.

SALIM, A.; LUCHIARI, A. A urbanização e os desafios para a proteção da bacia do Reservatório do Guarapiranga = The urban development and the protection' s challenges for Guarapiranga ReservoirBasin. = L ' urbanisation et les en jeux pour La protetion de la Bassin Versant Réservoir du Guarapiranga. *Caderno Prudentino de Geografia*, Presidente Prudente, volume especial, n. 36, p. 191–202, 2014.

SANTORO, A. et al. Bioaccumulation of heavy metals by aquatic macroinvertebrates along the Basento River in the South of Italy. *Water, Air, and Soil Pollution*, v. 201, n. 1-4, p. 19–31, 2009.

SÃO PAULO (Estado). Secretaria de Saneamento e Energia.; BANCO INTERNACIONAL PARA RECONSTRUÇÃO E DESENVOLVIMENTO. *Relatório de avaliação ambiental dos componentes do programa*: Programa Mananciais. 2009. 201 p. Disponível em: <http://www.google.com.br/url?sa=t&rct=j&q=&esrc=s&source=web&cd=1&ved=0CB4QFjAA&url=http://www.saneamento.sp.gov.br/mananciais/RAA_jun09/RAA revJun09.pdf&ei=C2-tU-LpHcu_sQSq1YD4AQ&usg=AFQjCNHXfX1bVVBEangmhhk6HqLE6kpTRw&sig2=eVjaCzKI0ub_L5FXyxfyLA>. Acesso em: 27 set. 2016.

SCHÄFER, A. *Fundamentos de ecologia e biogeografia das águas continentais*. Porto Alegre: Editora da UFRGS, 1985. 532 p.

SCHROPP, S.J. et al. Interpretation of metal concentrations in estuarine sediments of Florida using aluminum as a reference element. *Estuaries*, v. 13, n. 3, p. 227-235, 1990.

SEMINÁRIO GUARAPIRANGA, 1. São Paulo, 2006. Proposição de Ações Prioritárias para Garantir água de boa qualidade para abastecimento público. São Paulo: Instituto Socioambiental, 2006. Disponível em: <http://doi.org/10.1017/CBO9781107415324.004>. Acesso em: 02 set. 2016.

SILVA, S. C. *Metais-traço em sedimentos do Reservatório Paiva Castro (Mairiporã- São Paulo)*: histórico por meio da geocronologia do Pb210, biodisponibilidade e uma proposta para a gestão dos recursos hídricos. 2013. Tese (Doutorado em Ciências, na Área de Ecologia de Ecossistemas Terrestres e Aquáticos) – Instituto de Biociência, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2013a.

SILVA, J. P. *Expansão urbana e evolução geomorfológica em remansos de reservatórios*: análise comparativa de duas bacias hidrográficas em Guarapiranga, São Paulo. 2005. Dissertação (Mestrado) - Universidade de São Paulo. Faculdade de Filosofia, Letras e Ciências Humanas, São Paulo, 2005.

SILVA, L. F. *Reconstrução paleolimnológica da eutrofização na Represa Guarapiranga com base em multitraçadores biogeoquímicos*. 2013b. 224 p. Tese (Doutorado) - Universidade Estadual Paulista, Campus Rio Claro,Programa de Biologia Vegetal, Rio Claro, 2013b. Disponível em: <http://citeseerx.ist.psu.edu/viewdoc/download?doi=10.1.1.630.5576&rep=rep1&type=pdf>. Acesso em: 21 set. 2016.

SILVA, S. C. da. *Heterogeneidade espacial e a qualidade das águas superficiais do reservatório Guarapiranga (São Paulo- SP- Brasil).*2008. Dissertação (Mestrado em Ecologia) – Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2008.

SILVA, T. L. R. *Análise da influência de variáveis meteorológicas e da hidrodinâmica sobre os padrões espaciais e temporais da qualidade da água e de florescimentos de cianobactérias e macrófitas em um reservatório*. 2016. 133 p. Tese (Doutorado) - Faculdade de Engenharia Ambiental da Universidade de São Paulo, São Carlos, 2016.

SOUZA, V. A.; WASSERMAN, J. C. Distribution of heavy metals in sediments of a tropical reservoir in Brazil: sources and fate. *Journal of South American Earth Sciences*, v. 63, p. 208–216, 2015.

SPRAGUE, J. B. Measurement of pollutant toxicity to fish. II. Utilizing and applying bioassay results. Water Research v. 4, n.1, p. 3-32, 1970.

_____ ; RAMSAY, B.A. Lethal levels of mixed copper–zinc solutions for juvenile salmon.*Journal of the Fisheries Research Board of Canada*, v. 22, n. 2, p. 425–432, 1965.

STRASKRABA, M.; TUNDISI, J. G. . Aspectos técnicos da construção de reservatórios. In: _____; _____. *Gerenciamento da qualidade da água de represas*. S. l.: Oficina de Textos, 2013. cap. 3.

STRASKRABA, M.; TUNDISI, J. G.; DUNCAN, A. State-of-the-art of reservoir limnology and water quality management. In: _____; _____. *Comparative reservoir limnology and water quality management*. S. l. : Springer-Science + Business Media, 1993. p. 213–288.

SUGUIO, K. *Dicionário de geologia marinha*: com termos correspondentes em inglês, francês e espanhol.São Paulo: T. A. Queiroz, 1992. 171 p.

SUN, Y. et al. Spatial, sources and risk assessment of heavy metal contamination of urban soils in typical regions of Shenyang, China. *Journal of Hazardous Materials*, v. 174, p. 455-462, 2010. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2009.09.074.

SUZUKI, C. E. T. *Estudo comparativo de alternativas para o desenvolvimento, projeto e fabricação de tanques de combustível para automóveis de passageiros dentro da general motors do Brasil*. 2007. Dissertação (Mestrado em Engenharia Automotiva) – Escola Politécnica, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2007. Disponível em: <http://www.automotiva-poliusp.org.br/wp-content/uploads/2013/02/carlos_suzuki.pdf>. Acesso em: 09 ago. 2016.

SWARTZ, R.C. Consensus sediment quality guidelines for PAH mixtures.*Environmental Toxicology and Chemistry,* v. 18, n. 4, p. 780-787, 1999.

TERRADO, M.; BARCELÓ, D.; TAULER, R. Identification and distribution of contamination sources in the Ebro river basin by chemometrics modelling coupled to geographical information systems. *Talanta*, v. 70, n. 4, p. 691–704, 2006. DOI: 10.1016/j.talanta.2006.05.041.

THOMAZ, S. M.; BINI, L. M. A expansão das macrófitasaquáticas e implicações para o manejo de reservatórios: um estudo na Represa de Itaipu. In: HENRY, R. (Ed.) *Ecologia de reservatórios:*estrutura, função e aspectos sociais. Botucatu: FUNDIBIO, 1999. p. 597-626.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. *Oswer guidance for comparing background and chemical concentrations in soil for CERCLA sites, U.S*.WASHINGTON, DC: EPA, 2002. p. 1–89. Disponível em: <http://www.epa.gov/oswer/riskassessment/pdf/background.pdf>. Acesso em: 29 ago. 2016.

_____. *Ecotox method 3050-b:acid digestion of sediments, sludges, and soils*. S.L.: EPA, 1996. Disponível em: <https://www.epa.gov/sites/production/files/2015-06/documents/epa-3050b.pdf>. Acesso em: 25 ago. 2016.

_____. Sediment toxicity identification evaluation (TIE) phases I, II and III:guidance document. S.l.: EPA, 2007 .134 p.

_____. *Procedure for the derivation of equilibrium partitioning sediment benchmarks (ESBs) for the protection of benthic organ- isms*: metal mixtures (cadmium, cooper, lead, nickel, silver and zinc).Washington, DC: Office of Research and Development, 2005.(EPA-600-R-02–011).

VAN BELLEN, Hans Michel. Indicadores de sustentabilidade: uma análise comparativa. Rio de Janeiro: Editora FGV, 2005.253p.

VAN BELLEN, H. M. I*ndicadores de sustentabilidade*: uma análise comparativa. S.l.: s.n., 2004. p. 16.

VAN METRE, P. C. et al. *Collection, analysis, and age- dating of sediment cores from 56 U.S. lakes and reservoirs sampled by the U.S. Geological Survey*: 1992–2001. Reston, Va: U.S. Geological Survey, 2004. 180 p. (: U.S. Geological Survey Scientific Investigations Report, 2004–5184

VON DER OHE, P. C. et al. Toward an integrated assessment of the ecological and chemical status of European river basins*. Integrated Environmental Assessment and Management*, v. 5, n. 1, p. 50–61. 2009. DOI: 10.1897/IEAM_2008-043.1. Disponível em: <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/19132821>. Acesso em: 20 ago. 2014.

WETZEL, R.G. *Limnology: lake and river ecosystems*. 3th. ed. Philadelphia: Academic Press, 2001.1006 p.

WINTER, T. The concept of hydrologic landscapes*. Journal of the American Water Resources Association,* v. 37, p. 335–349, 2001.

WISCONSIN. Department of Natural Resources.Contaminated Sediment Standing Team.*Consensus-based sediment quality guidelines:* recommendations for use & application: interim guidance. Wisconsin: Contaminated Sediment Standing Team, 2003. 40 p. (WT-732 2003).

YAMAMOTO, J. K.; LANDIM, P. M. B. *Geoestatística*: conceitos e aplicações. São Paulo: Oficina de Textos, 2015. 215 p. ISBN: 978-85-7975-077-9.

ZAGATTO, P.A.; ARAGÃO, M.A. *Avaliação ecotoxicológica do Reservatório Guarapiranga, SP, com ênfase ao problema de algas tóxicas*. São Paulo: CETESB, 1995. 78 p.

_____; BERTOLETTI, E. *Ecologia aquática*: princípios e aplicações. São Carlos: RiMa, 2006. 478 p. ISBN 85-7656090-9.

Capítulo 4

Considerações Finais

Considerações dos Capítulos

Capítulo 2

Neste capítulo, aferiram-se as características batimétricas e volumétricas do Reservatório Guarapiranga. Ressaltaram-se alguns dos métodos de mensuração e inferência espacial (interpolação) de dados batimétricos, e as influências desses interpoladores nos resultados finais.

No capítulo 2, foi levantada a questão da modelagem de inferência espacial. Em virtude da vasta gama de interpoladores existentes na ciência e no mercado, a sua escolha é sempre um assunto delicado, e, muitas vezes, de difícil otimização. Em virtude dos resultados obtidos por este capítulo, concluiu-se que a melhor opção é testar diferentes interpoladores antes de estabelecer aquele a ser aplicado no trabalho.

Embora a temática do capítulo 2 fosse, a priori, distante da questão da ecotoxicologia do Reservatório Guarapiranga, este foi de extrema importância para os objetivos gerais desta dissertação, os quais foram levantados e concluídos somente no capítulo 3 desta dissertação.

Através dos resultados levantados neste capítulo, foi possível a mensuração (mesmo que aproximada) dos gastos dispendidos pela SABESP para controle algal e cianofítico do Reservatório Guarapiranga, os quais são apresentados posteriormente (no capítulo 3). Desta forma, através da sistematização do esforço de trabalho e da estrutura textual deste trabalho, foi possível a comparação e avaliação do atual plano de manejo desse reservatório.

Como última consideração deste capítulo, ressalta-se a necessidade de estudos envolvendo a otimização de interpoladores espaciais em modelagens de terreno aplicados a sedimentos de recursos hídricos, especialmente de reservatórios rasos, com potencial hidrodinâmico atuando em toda sua morfometria e, por consequência, seu ecossistema. Tais estudos podem trazer um melhor entendimento desse tipo de ecossistema, principalmente de seus fenômenos físicos e ecotoxicológicos.

Capítulo 3

Neste capítulo, estudou-se o comportamento espacial dos diferentes metais analisados (Al, Cd, Cr, Cu, Fe, Mn, Pb e Zn), em especial o cobre, por ser constituinte do algicida sulfato de cobre pentahidratado, o qual é aplicado regularmente pela SABESP como forma paliativa no combate às algas e cianobactérias do Reservatório Guarapiranga. Os resultados demonstraram uma boa correlação de dispersão dos metais ao longo do eixo principal do reservatório, indicando colinearidade entre a hidrodinâmica e os campos de vento (FETCH) do reservatório. Essa colinearidade demonstra que estes são predominantemente os agentes dispersores dos metais ao longo do sedimento do Reservatório Guarapiranga.

Através dos mapas de distribuição dos metais analisados, verificaram-se os diferentes estados qualitativos do sedimento do reservatório, cada estado representando o potencial ecotoxicológico de cada parcela da PEPET. Comparando os mapas entre si, notou-se nítida variação qualitativa ao longo do reservatório, de forma que cada metal apresentou sua própria distribuição qualitativa. Isso, por sua vez, remete diretamente a um eventual plano diretor de manejo e recuperação desse reservatório, de forma que esse deverá considerar cada um desses contaminantes separadamente para um efetivo manejo ambiental e tomada de decisão política.

Ainda neste capítulo, aproveitando os resultados morfométricos do capítulo anterior, inferiram-se os estoques de cada metal presente no sedimento superficial do Reservatório Guarapiranga, em especial o elemento cobre cuja origem é predominantemente antrópica através das aplicações de sulfato de cobre pentahidratado como ação paliativa no controle algal e cianofítico pela SABESP.

Com os estoques então inferidos, pôde-se seguir com a comparação do atual plano de manejo dos reservatórios tropicais vigente com algumas possíveis alternativas. Nessa comparação, os resultados apresentados neste capítulo evidenciam que o gasto das aplicações constantes de algicida dispendidos pela SABESP versus os gastos de saneamento básicos necessários para controle da trofia do Reservatório Guarapiranga são: a) vantajosos financeiramente em curto prazo aos órgãos ambientais, mas desvantajosos a longo prazo; b) trazem pouco risco ambiental a curto prazo, mas grande risco ecotoxicológico a longo; c) trazem risco direto à sociedade por contaminação do sistema de abastecimento público a longo prazo; d) resultam em um alto custo para seu tratamento e retirada segura do ecossistema.

Capítulo 4

Embora haja vários casos de estudos envolvendo concentrações de metais em sedimentos em lagos e reservatórios (PEKEY et al., 2004; LIU et al., 2007), poucos destes estudos envolvem sua distribuição espacial em larga escala (BAI et al., 2011). Durante toda esta dissertação, pôde-se observar a falta de pesquisas semelhantes na literatura, dificultando comparações entre ambientes diferentes.

Ainda, através deste trabalho, observou-se a aplicação de ferramentas do geoprocessamento e da ciência do sensoriamento remoto acoplados aos sistemas de informação geográfica e geoestatísticos em trabalhos envolvendo ecotoxicologia de ambientes hídricos, reforçando a aplicabilidade e inovação na área de gestão ambiental.

Frente aos pontos acima levantados, fecha-se este trabalho esforçando a questão do planejamento e gestão ambiental de corpos hídricos. Para um devido controle e manejo ambiental, estes necessitam abordar diferentes parâmetros do ecossistema: biológicos, bioquímicos, físicos, geológicos, cronológicos, entre outros. Somente assim, as futuras gerações poderão apropriadamente desfrutar de ambientes como o Reservatório Guarapiranga entre tantos outros sob mesmo manejo ambiental.

Referências

BAI, J. et al. Spatial distribution and ecological risk assessment of heavy metals in surface sediments from a typical plateau lake wetland, China. Ecological Modelling, v. 222, n. 2, p. 301–306. DOI:10.1016/j.ecolmodel.2009.12.002, 2011.

Liu, Y.et al. Sediment chemistry and the vari- ation of three altiplano lakes to recent anthropogenic impacts in southwestern China. Water SA, v. 33, n. 2, p. 305–310, 2007.

PEKEY, H. et al. Ecological risk assessment using trace elements from surface sediments of Izmit Bay (Northeastern Marmara Sea) Turkey. Marine Pollution Bulletin, v. 48, p. 946–953, 2004.