

UNIVERSIDADE FEDERAL DE GOIÁS
ESCOLA DE ENGENHARIA CIVIL E AMBIENTAL
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO *STRICTO SENSU*
EM ENGENHARIA AMBIENTAL E SANITÁRIA – PPGEAS

**AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DA ÁGUA E DO
SEDIMENTO NO RESERVATÓRIO DE
ABASTECIMENTO PÚBLICO DO RIBEIRÃO
JOÃO LEITE – GO**

ANDRÉIA GOMES DOS SANTOS ARANTES

GOIÂNIA
2017

**TERMO DE CIÊNCIA E DE AUTORIZAÇÃO PARA DISPONIBILIZAR
VERSÕES ELETRÔNICAS DE TESES E DISSERTAÇÕES
NA BIBLIOTECA DIGITAL DA UFG**

Na qualidade de titular dos direitos de autor, autorizo a Universidade Federal de Goiás (UFG) a disponibilizar, gratuitamente, por meio da Biblioteca Digital de Teses e Dissertações (BDTD/UFG), regulamentada pela Resolução CEPEC nº 832/2007, sem ressarcimento dos direitos autorais, de acordo com a Lei nº 9610/98, o documento conforme permissões assinaladas abaixo, para fins de leitura, impressão e/ou *download*, a título de divulgação da produção científica brasileira, a partir desta data.

1. Identificação do material bibliográfico: Dissertação Tese

2. Identificação da Tese ou Dissertação:

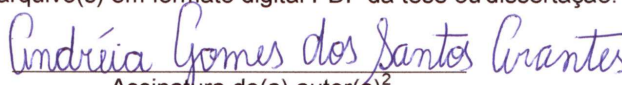
Nome completo do autor: Andréia Gomes dos Santos Arantes


Título do trabalho: Avaliação da qualidade da água e do sedimento no reservatório de abastecimento público do ribeirão João Leite-GO

3. Informações de acesso ao documento:

Concorda com a liberação total do documento SIM NÃO¹

Havendo concordância com a disponibilização eletrônica, torna-se imprescindível o envio do(s) arquivo(s) em formato digital PDF da tese ou dissertação.


Assinatura do(a) autor(a)²


Ciente e de acordo
Prof. Dra. Nora Katia Sauer de Oliveira Hoffmann
Escola de Engenharia Civil e Ambiental
Universidade Federal de Goiás

Assinatura do(a) orientador(a)²

Data: 22/09/2017.

¹ Neste caso o documento será embargado por até um ano a partir da data de defesa. A extensão deste prazo suscita justificativa junto à coordenação do curso. Os dados do documento não serão disponibilizados durante o período de embargo.

Casos de embargo:

- Solicitação de registro de patente;
- Submissão de artigo em revista científica;
- Publicação como capítulo de livro;
- Publicação da dissertação/tese em livro.

² A assinatura deve ser escaneada.

ANDRÉIA GOMES DOS SANTOS ARANTES

**AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DA ÁGUA E DO
SEDIMENTO NO RESERVATÓRIO DE
ABASTECIMENTO PÚBLICO DO RIBEIRÃO
JOÃO LEITE – GO**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação *Stricto Sensu* em Engenharia Ambiental e Sanitária da Universidade Federal de Goiás como requisito para a obtenção do título de Mestre.

Área de concentração: Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental

Orientadora: Profa. Dra. Nora Katia Saavedra del Aguila Hoffmann

GOIÂNIA
2017

Ficha de identificação da obra elaborada pelo autor, através do Programa de Geração Automática do Sistema de Bibliotecas da UFG.

Gomes dos Santos Arantes, Andréia

Avaliação da qualidade da água e do sedimento no reservatório de abastecimento público do ribeirão João Leite - GO [manuscrito] / Andréia Gomes dos Santos Arantes. - 2017.

CLXXXIV, 184 f.

Orientador: Prof. Dr. Nora Katia Saavedra del Aguila Hoffmann. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de Goiás, Escola de Engenharia Civil e Ambiental(EECA), Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental e Sanitária, Goiânia, 2017.

Bibliografia. Apêndice.

Inclui siglas, abreviaturas, símbolos, lista de figuras.

1. Reservatório. 2. Toxicidade. 3. Agrotóxicos. 4. Sedimentos. I. Saavedra del Aguila Hoffmann, Nora Katia, orient. II. Título.

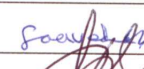


CDU 628.1

ATA DE DEFESA 004/2017

Mestrando (a): **ANDRÉIA GOMES DOS SANTOS ARANTES**

Título da Dissertação: **AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DA ÁGUA E DO SEDIMENTO NO RESERVATÓRIO DE ABASTECIMENTO PÚBLICO DO RIBEIRÃO JOÃO LEITE - GO.**

2. Comissão Examinadora: (PROFESSORES DOUTORES)

NOME	FUNÇÃO	ASSINATURA	AVALIAÇÃO
Nora Katia Saavedra del A. Hoffmann	Presidente/Orientador		Aprova
Ivaltemir Barros Carrijo (SANEAGO)	Exam. Externo		APROVADA
Humberto Carlos Ruggeri Júnior (UFG)	Suplent Exam. Externo		
Renata Medici Frayne Cuba (PPGEAS)	Examinador Interno		aprovado
Simone Costa Pfeiffer (PPGEAS)	Suplent Exam. Interno		

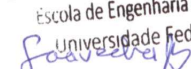
3. Resultado:

A Banca Examinadora, em 25/08/2017, 14:00h, na E.E.C.A. - UFG, após o exame da Defesa da Dissertação e arguição do candidato, decidiu:

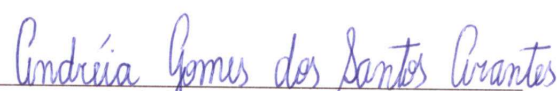
- Pela aprovação do(a) candidato(a) por unanimidade;
 Pela aprovação do(a) candidato(a) por maioria;
 Pela reprovação do(a) candidato(a) por unanimidade;
 Pela reprovação do(a) candidato(a) por maioria.

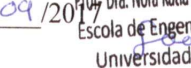
Preencher após reformulação:

- O(A) aluno(a) apresentou as modificações sugeridas no prazo de 30 dias e a dissertação foi aprovada;
 O(A) aluno(a) não apresentou as modificações sugeridas pela banca.

Autenticação
Presidente da Comissão Examinadora
25 de agosto de 2017
Prof.ª Dra. Nora Katia Saavedra del Aguila Hoffmann
Escola de Engenharia Civil e Ambiental
Universidade Federal de Goiás


Assinatura do candidato:


Andréia Gomes dos Santos Arantes

Autenticação após reformulação
Presidente da Comissão Examinadora
22/09/2017
Prof.ª Dra. Nora Katia Saavedra del Aguila Hoffmann
Escola de Engenharia Civil e Ambiental
Universidade Federal de Goiás


*A Deus meu farol, fortaleza, esperança e certeza.
Bem sei que os teus planos não podem ser frustrados.
Aos meus pais, irmãs e familiares meu porto seguro.
Ao meu esposo, raio de sol em dias de chuva.
Ao meu filho Frederico herança do Senhor para minha vida.*

AGRADECIMENTOS

À Deus que me permitiu trilhar novos caminhos e fortaleceu meus pés na árdua jornada levando-me a compreender que tudo é possível àquele que crê.

Aos meus pais Adão e Teresa pelas orações, incentivo e por serem meu apoio em dias de angústia e aflições. Vocês são prova viva da fidelidade de Deus sobre minha vida.

Ao meu esposo Ricardo Misael por suportar com paciência meus momentos de ansiedade e nervosismo. Obrigada pela compreensão e por estar sempre ao meu lado.

Ao meu filho Frederico, você com seu sorriso lindo me motivou a prosseguir e não desistir. Desejo que o meu exemplo de determinação seja para ti motivo de inspiração.

As minhas irmãs, Adriene e Adriana, biblioteconomistas lindas do meu coração que sempre estão orando por mim.

À minha família pelo encorajamento, orações e torcida.

A minha amiga Léia por ouvir repetidamente meus desabafos sobre pesquisa, mestrado, congressos e artigos. É um privilégio contar com sua amizade, você é 10.

A Mina pelo apoio e ajuda, especialmente na disponibilização de livros e referências. Obrigada! Não sei o que seria de mim sem o seu vernáculo.

À Saneamento de Goiás S/A pelo apoio para a realização desta pesquisa.

À Coordenação do Sistema Barragem João Leite (P-CSB), na pessoa do engenheiro Ivaltemir Barros Carrijo (Tinil) pelo apoio, incentivo e confiança. Pelas horas dedicadas para o esclarecimento de dúvidas e orientação. Saiba que sua colaboração foi inestimável na condução desta pesquisa.

À equipe da Supervisão do Laboratório de Água (P-SLA) pela realização das análises físico-químicas.

Aos meus amigos de trabalho da barragem João Leite (Daniel, Gabriel, Gleidson, Marcelo e Marcionílio), parceiros na água, no sol e na chuva, cuja ajuda foi fundamental nessa pesquisa.

Ao meu amigo Victor Alves por sua disposição em ajudar o próximo. Você tem parte nessa conquista.

À minha amiga e parceira do mestrado, Juliana Beatriz, pelas aventuras vivenciadas rumo ao conhecimento, pela amizade e torcida.

Aos meus colegas do PPGEAS com quem compartilhei momentos desafiadores e de aprendizagem.

À minha orientadora, Nora Katia, pela compreensão, paciência, apoio e por acreditar em meu potencial. Os seus incentivos me motivaram a não desistir ao longo do caminho.

À Universidade Federal de Goiás (UFG), por meio do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental e Sanitária (PPGEAS), pela oportunidade de realização do curso de mestrado.

Aos professores do PPGEAS, pelos ensinamentos recebidos durante o mestrado.

À Deuzélia Rosa pela atenção dispensada inúmeras vezes.

Ao bolsista PIBID, Gabriel de Faria Feris, pelo auxílio nos testes de toxicidade.

À Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Goiás (FAPEG) pela concessão de bolsa de mestrado.

A todos que de alguma forma contribuíram para a concretização dessa pesquisa.

Quem sonha não encontra estradas sem obstáculos, lucidez sem perturbações, alegrias sem aflição. Mas quem sonha voa mais alto, caminha mais longe. Toda pessoa da infância ao último estágio da vida, precisa sonhar.

(Augusto Cury)

RESUMO

O reservatório do ribeirão João Leite está localizado a montante da cidade de Goiânia (Goiás-Brasil), e tem como objetivo único o abastecimento público de água para a cidade de Goiânia e áreas conurbadas. Diante da constante deterioração dos recursos hídricos ao longo da bacia de drenagem, torna-se necessário a inclusão da avaliação da qualidade de sedimentos de forma a complementar os protocolos de monitoramento ambiental. O objetivo desta pesquisa foi o de avaliar a qualidade da água e do sedimento do reservatório do ribeirão João Leite no período chuvoso e de estiagem, com o intuito de auxiliar no processo de potabilização da água que será distribuída à população, em conjunto com outros processos operacionais e de manutenção de uma estação de tratamento de água. Foram coletadas amostras de água e de sedimentos em cinco pontos amostrais, durante os períodos de chuva e estiagem, durante o ano de 2016. Nos sedimentos foram determinados a granulometria, o pH, CTC, matéria orgânica, oxigênio consumido, nitrogênio total, macronutrientes, micronutrientes e agrotóxicos. Na água determinou-se o pH, condutividade elétrica, temperatura da água, turbidez e oxigênio dissolvido na superfície, meio e fundo, sendo que nas amostras de superfície, analisou-se as concentrações de amônia, nitrato, nitrito, fósforo total, COT e agrotóxicos. Também, foram realizados testes de toxicidade aguda com sementes de alface (*Lactuca sativa* L.) para as amostras de sedimentos. Foi identificada nas amostras de água coletadas no período de estiagem, concentrações de atrazina, variando entre 0,166 e 0,304 $\mu\text{g.L}^{-1}$ e de trifluralina (0,200 $\mu\text{g.L}^{-1}$). Todos os valores encontrados permaneceram dentro dos valores máximos permitidos pela resolução Conama 357/2005 para águas doces de Classe 2. Destacaram-se nos sedimentos, elevadas concentrações de ferro total (190,7 e 196,5 mg.kg^{-1} na estiagem e de 171,5 e 176 mg.kg^{-1} no período chuvoso), e manganês (159,7 e 177,2 mg.kg^{-1} na estiagem e de 163 a 179,5 mg.kg^{-1} no período chuvoso), que podem alterar as características da água durante eventos de desestratificação. Os testes de toxicidade aguda indicaram que, com os sedimentos de fundo do reservatório do ribeirão João Leite amostrados nas regiões mais próximas do barramento (P2 e P3), as sementes apresentaram crescimento reduzido, tanto da raiz como do hipocótilo. Todavia, não foi identificada a presença de substâncias tóxicas nas análises de agrotóxicos capazes de ocasionar efeitos nocivos.

Palavras-chave: Reservatório, Toxicidade, Agrotóxicos, Sedimentos, *Lactuca sativa*.

ABSTRACT

The reservoir João Leite is located upstream of the city of Goiânia (Goiás-Brazil), and has as its sole objective the public water supply to the city of Goiânia and conurbated areas. In view of the constant deterioration of the water resources along the drainage basin, it is necessary to include the sediment quality assessment in order to complement the environmental monitoring protocols. The objective of this research was to evaluate the water and sediment quality of the João Leite reservoir in the rainy season and in the dry season, with the purpose of assisting in the process of water purification that will be distributed to the population, together with other processes operation and maintenance of a water treatment plant. Water and sediment samples were collected at five sampling points during rainy and dry periods during the year 2016. In the sediments were determined grain size, pH, CTC, organic matter, oxygen consumed, total nitrogen, macronutrients, micronutrients and pesticides. The pH, electrical conductivity, water temperature, turbidity and dissolved oxygen were determined on the surface, medium and bottom, and the concentrations of ammonia, nitrate, nitrite, total phosphorus, TOC and pesticides. Also, acute toxicity tests were performed with lettuce seeds (*Lactuca sativa* L.) for the sediment samples. Concentrations of atrazine, ranging from 0.166 to 0.304 $\mu\text{g.L}^{-1}$ and from trifluralin (0.200 $\mu\text{g.L}^{-1}$) were identified in the water samples collected during the dry season. All values found remained within the maximum values allowed by Conama Resolution 357/2005 for Class 2 fresh waters. High concentrations of total iron (190.7 and 196.5 mg.kg^{-1} in drought and of manganese (159.7 and 177.2 mg.kg^{-1} in drought and from 163 to 179.5 mg.kg^{-1} in the rainy season), which may alter the characteristics of water during events of destratification. The acute toxicity tests indicated that, with the bottom sediments of the João Leite reservoir sampled in the regions closest to the bus (P2 and P3), the seeds presented reduced growth, both the root and the hypocotyl. However, the presence of toxic substances has not been identified in the analysis of pesticides capable of causing harmful effects.

Key words: Reservoir, Toxicity, Agrochemicals, Sediments, *Lactuca sativa*.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1	Mapa de localização da bacia hidrográfica do ribeirão João Leite.	30
Figura 2	Foto aérea da barragem do ribeirão João Leite.	35
Figura 3	Amostras do material de fundo coletado.	38
Figura 4	Localização do reservatório do ribeirão João Leite.	64
Figura 5	Pontos de amostragem no reservatório do ribeirão João Leite.	66
Figura 6	Coleta de amostras de sedimento no reservatório do ribeirão João Leite.	68
Figura 7	Coleta de amostras de sedimento com draga de <i>Petersen</i> .	68
Figura 8	Detalhe da sonda multiparâmetro utilizada.	71
Figura 9	Esquema do procedimento de ensaio de toxicidade com sementes de <i>Lactuca sativa</i> L. (alface).	75
Figura 10	Mapa de solos da bacia hidrográfica do ribeirão João Leite	79
Figura 11	Mapa de declividade da bacia hidrográfica do ribeirão João Leite.	80
Figura 12	Mapa de uso e ocupação do solo da bacia hidrográfica do ribeirão João Leite.	81
Figura 13	Mapa de vulnerabilidade da bacia hidrográfica do ribeirão João Leite.	84
Figura 14	Uso do solo registrado na área de influência para o ponto P01.	85
Figura 15	Uso do solo registrado na área de influência para o ponto P02.	86
Figura 16	Uso do solo registrado na área de influência para o ponto P03.	87
Figura 17	Uso do solo registrado na área de influência para o ponto P04.	88
Figura 18	Uso do solo registrado na área de influência para o ponto P05.	89
Figura 19	Uso do solo registrado na área de influência para o ponto P06.	90
Figura 20	Gráfico de precipitação pluviométrica e normal climatológica.	93
Figura 21	Gráfico da variação do nível da água no reservatório do ribeirão João Leite no período compreendido entre 2011 e 2016.	94
Figura 22	Gráfico <i>box-plot</i> da fração de areia determinada nos pontos amostrais.	95
Figura 23	Gráfico <i>box-plot</i> da fração de silte determinada nos pontos amostrais.	96
Figura 24	Gráfico <i>box-plot</i> da fração de argila determinada nos pontos amostrais.	97
Figura 25	Variação do pH no sedimento do reservatório do ribeirão João Leite no período chuvoso e de estiagem.	104

Figura 26	Variação dos teores de matéria orgânica no sedimento do reservatório do ribeirão João Leite no período chuvoso e de estiagem.	105
Figura 27	Variação da concentração de oxigênio consumido no sedimento do reservatório do ribeirão João Leite no período chuvoso e de estiagem.	107
Figura 28	Concentrações de nitrogênio total no sedimento do reservatório do ribeirão João Leite no período chuvoso e de estiagem.	108
Figura 29	Concentrações de fósforo total no sedimento do reservatório do ribeirão João Leite no período chuvoso e de estiagem.	110
Figura 30	Valores de CTC obtidos para o sedimento do reservatório do ribeirão João Leite no período chuvoso e de estiagem.	113
Figura 31	Gráfico da variação da temperatura da água no reservatório do ribeirão João Leite.	117
Figura 32	Gráfico da variação da turbidez no reservatório do ribeirão João Leite.	119
Figura 33	Gráfico da variação do pH no reservatório do ribeirão João Leite.	121
Figura 34	Gráfico da variação da concentração de OD no reservatório do ribeirão João Leite.	122
Figura 35	Variação da condutividade elétrica da água no reservatório do ribeirão João Leite.	124
Figura 36	Gráfico da variação da concentração de COT no reservatório do ribeirão João Leite.	125
Figura 37	Gráfico da variação da concentração de fósforo total no reservatório do ribeirão João Leite.	127
Figura 38	Gráfico da variação da concentração de nitrato no reservatório do ribeirão João Leite.	129
Figura 39	Gráfico da variação da concentração de nitrito no reservatório do ribeirão João Leite.	130
Figura 40	Gráfico da variação da concentração de nitrogênio amoniacal no reservatório do ribeirão João Leite.	131
Figura 41	Gráfico <i>box-plot</i> da variação da temperatura da água em profundidade.	133
Figura 42	Gráfico <i>box-plot</i> da variação da turbidez da água em profundidade.	134
Figura 43	Gráfico <i>box-plot</i> da variação da condutividade elétrica da água em profundidade.	134
Figura 44	Gráfico <i>box-plot</i> da variação do oxigênio dissolvido da água em profundidade.	135

Figura 45	Gráfico <i>box-plot</i> da variação do pH da água em profundidade.	136
Figura 46	Gráfico <i>box-plot</i> do comprimento radicular.	140
Figura 47	Gráfico <i>box-plot</i> do comprimento do hipocótilo.	140

LISTA DE QUADROS

Quadro 1	Características dos municípios inseridos na bacia do ribeirão João Leite.	30
Quadro 2	Caracterização das classes de solos existentes na bacia hidrográfica do ribeirão João Leite.	32
Quadro 3	Dados morfométricos do reservatório do ribeirão João Leite.	41
Quadro 4	Valores gerais de persistência dos principais pesticidas nos diferentes compartimentos ambientais.	49
Quadro 5	Características gerais do reservatório do ribeirão João Leite.	64
Quadro 6	Características gerais da barragem do ribeirão João Leite.	65
Quadro 7	Informações sobre os pontos de amostragens.	67
Quadro 8	Descrição dos parâmetros e métodos utilizados para as amostras de sedimentos.	69
Quadro 9	Profundidades dos pontos de monitoramento com sonda multiparâmetro.	72
Quadro 10	Descrição dos parâmetros e métodos utilizados para as amostras de água.	72
Quadro 11	Descrição dos agrotóxicos determinados para as amostras de água.	73
Quadro 12	Normais Climatológicas referentes ao período de 1961 a 1990.	92

LISTA DE TABELAS

Tabela 1	Níveis de contaminação por pesticidas organoclorados na Região Central do estado de Goiás em 2005/2006.	50
Tabela 2	Níveis de contaminação por pesticidas organoclorados na Região Sul do estado de Goiás em 2005/2006.	51
Tabela 3	Níveis de contaminação por pesticidas organoclorados na Região Oeste do estado de Goiás em 2005/2006.	51
Tabela 4	Níveis de contaminação por pesticidas organoclorados na Região Norte do estado de Goiás em 2005/2006.	51
Tabela 5	Níveis de contaminação por pesticidas organoclorados na Região Leste do estado de Goiás em 2005/2006.	52
Tabela 6	Comparação entre os VMP dos agrotóxicos regulamentados pela Portaria MS 2914/2011 e diferentes normatizações internacionais em $\mu\text{g.L}^{-1}$.	55
Tabela 7	Escala de vulnerabilidade.	76
Tabela 8	Quantificação da cobertura e uso do solo e estatísticas para os anos de 1984-2011.	82
Tabela 9	Resultados das análises de metais dos sedimentos do reservatório do ribeirão João Leite no período chuvoso (valores médios).	98
Tabela 10	Resultados das análises de metais dos sedimentos do reservatório do ribeirão João Leite no período de estiagem (valores médios).	98
Tabela 11	Concentração de matéria orgânica, nitrogênio e fósforo presentes nos sedimentos de alguns ecossistemas lacustres brasileiros.	111
Tabela 12	Matriz de correlação calculada para os parâmetros monitorados nos sedimentos do reservatório do ribeirão João Leite.	115
Tabela 13	Valores médios de comprimento radicular.	139
Tabela 14	Valores de ICR, GR e %IG.	139
Tabela 15	Valores médios do comprimento do hipocótilo.	139
Tabela 16	ACP aplicada aos dados de sonda multiparâmetro.	142
Tabela 17	ACP aplicada aos dados físico-químicos da água.	142
Tabela 18	ACP aplicada aos dados de granulometria.	143
Tabela 19	ACP aplicada aos dados de sedimentos.	143
Tabela 20	Correlação de <i>Pearson</i> aplicada aos componentes principais estimados.	144

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

°C	Graus Celsius
$\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$	Micrograma por quilograma
$\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$	Micrograma por litro
μm	Micrômetro
$\mu\text{mol}\cdot\text{g}^{-1}$	Micromol por grama
$\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$	Microsiemens por centímetro
$\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-3}$	Microsiemens por centímetro cúbico
ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
ABRASCO	Associação Brasileira de Saúde Coletiva
APA	Área de Proteção Ambiental
AR	Alongamento da raiz
BCB	Bifenilas policloradas
BRJL	Bacia do ribeirão João Leite
Cetesb	Companhia Ambiental do Estado de São Paulo
CL ₅₀	Concentração letal média
CPRM	Companhia de Pesquisas de Recursos Minerais
CTC	Capacidade de Troca Catiônica
DDE	Dicloro difenil dicloroetileno
DDT	Diclorodifeniltricloroetano
DP	Desenvolvimento do perímetro
EA	Escola de Agronomia
EPA	Environment Protect Agency
FAO	Organização das Nações Unidas para a Alimentação e a Agricultura
G	Gramma
GC/MS	Cromatografia gasosa com espectrômetro de massa
GO	Goiás
GPS	Sistema de posicionamento global
GS	Germinação das sementes
h	Hora
hm ²	Hectômetro quadrado
hm ³	Hectômetro cúbico
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística

ICR	Inibição do crescimento radicular
IESA	Instituto de Estudos Sócio-Ambientais
IGS	Índice de germinação de sementes
IMB	Instituto Mauro Borges
km	Quilômetro
km ²	Quilômetro quadrado
LABOGEF	Laboratório de Geomorfologia, Pedologia e Geografia Física
LASF	Laboratório de Análise de Solos e Foliar
m	Metro
m ³ .s ⁻¹	Metro cúbico por segundo
MAPA	Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento
MG	Minas Gerais
mg.g ⁻¹	Miligrama por grama
mg.kg ⁻¹	Miligrama por quilograma
mg.L ⁻¹	Miligrama por litro
mg.mL ⁻¹	Miligrama por mililitro
mL	Mililitro
mL.g ⁻¹ .	Mililitro por grama
mm	Milímetro
mm/ano	Milímetro por ano
MO	Matéria Orgânica
mV	Milivolt
NA	Nível da água
NBR	Norma Brasileira
NR	Necrose da raiz
NT	Nitrogênio Total
NTU	Unidades nefelométricas de turbidez
OD	Oxigênio Dissolvido
OMS	Organização Mundial de Saúde
PEAMP	Parque Estadual Altamiro de Moura Pacheco
PEJoL	Parque Estadual João Leite
pH	Potencial hidrogeniônico
PNRH	Política Nacional de Recursos Hídricos

ppm	Partes por milhão
PR	Paraná
RS	Rio Grande do Sul
Saneago	Saneamento de Goiás S/A
SECIMA	Secretaria de Meio Ambiente, Recursos Hídricos, Infraestrutura, Cidades e Assuntos Metropolitanos
SEMARH	Secretaria de Meio Ambiente e Recursos Hídricos
SMEWW	Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater
TDA1	Tomada de água para abastecimento n°1
TDA2	Tomada de água para abastecimento n°2
TDA3	Tomada de água para abastecimento n°3
TG	Taxa de Germinação
TOC	Carbono Orgânico Total
UC	Unidade de Conservação
UFG	Universidade Federal de Goiás
UTM	Universal Transversa de Mercator
VANT	Veículo aéreo não tripulado
VMP	Valor máximo permitido
w/v	Peso/Volume
WHO	Organização Mundial da Saúde
ZAEE	Macrozoneamento Agroecológico e Econômico do Estado de Goiás
ZPRJL	Zona de proteção do reservatório do ribeirão João Leite

LISTA DE SÍMBOLOS

Ag	Prata
Al	Alumínio
As	Arsênio
B	Boro
Ba	Bário
Be	Berílio
Ca	Cálcio
CaCO ₃	Carbonato de Cálcio
CaSO ₄ .2H ₂ O	Sulfato de Cálcio Dihidratado
Cd	Cádmio
Co	Cobalto
Cr	Cromo
Cu	Cobre
CuO	Óxido de Cobre
Fe	Ferro
H ₂ O ₂	Peróxido de Hidrogênio
Hg	Mercúrio
K	Potássio
K ₂ O	Óxido de Potássio
KCl	Cloreto de Potássio
Li	Lítio
Mg	Magnésio
MgSO ₄	Sulfato de Magnésio
Mn	Manganês
MnO	Óxido de Manganês
Na	Sódio
NaHCO ₃	Bicarbonato de Sódio
Ni	Níquel
NiSO ₄	Sulfato de Níquel
P	Fósforo
P ₂ O ₅	Pentóxido de fósforo
Pb	Chumbo

Sb	Antimônio
Se	Selênio
SO ₃	Trióxido de Enxofre
TiO ₂	Dióxido de Titânio
U	Urânio
V	Vanádio
Zn	Zinco
ZnSO ₄	Sulfato de Zinco

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	21
2 JUSTIFICATIVA	25
3 OBJETIVOS	26
3.1 OBJETIVO GERAL	26
3.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS	26
4 REVISÃO DE LITERATURA	27
4.1 BACIA HIDROGRÁFICA	27
4.2 BACIA HIDROGRÁFICA DO RIBEIRÃO JOÃO LEITE (BHRJL)	30
4.3 CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE INFLUÊNCIA DO RESERVATÓRIO DO RIBEIRÃO JOÃO LEITE	33
4.4 RESERVATÓRIO JOÃO LEITE	34
4.4.1 Estudos de hidrossedimentometria no reservatório João Leite	37
4.4.2 Morfologia e morfometria do reservatório João Leite	39
4.5 SEDIMENTOS: DEFINIÇÕES E PROPRIEDADES	41
4.5.1 Sedimentos e sua influência em ecossistemas aquáticos	43
4.5.2 Interação dos poluentes com os sedimentos	46
4.6 AGROTÓXICOS: DEFINIÇÕES E PROPRIEDADES	48
4.6.1 Agrotóxicos e seus impactos no ambiente	53
4.7 TESTES DE TOXICIDADE	55
4.8 BIOENSAIOS COM SEMENTES DE <i>Lactuca sativa</i> L.	58
5 MATERIAL E MÉTODOS	63
5.1 ÁREA DE ESTUDO	63
5.1.1 Clima e precipitação	65
5.1.2 Temperatura e umidade relativa do ar	65
5.2 PONTOS DE AMOSTRAGEM	66
5.3 PERÍODO E FREQUÊNCIA DE AMOSTRAGEM	67
5.4 COLETAS DE AMOSTRAS DE SEDIMENTOS	67
5.5 ANÁLISES TEXTURAL OU GRANULOMÉTRICA DOS SEDIMENTOS	69
5.6 ANÁLISES DOS PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS DAS AMOSTRAS DE SEDIMENTOS	69
5.7 COLETAS DE AMOSTRAS DE ÁGUA NO RESERVATÓRIO JOÃO LEITE	70
5.8 ANÁLISES DOS PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS DAS AMOSTRAS DE ÁGUA	71

5.9 BIOENSAIOS DE GERMINAÇÃO DE SEMENTE E ALONGAMENTO DE RAIZ COM <i>Lactuca sativa</i> L.....	73
5.10 MAPEAMENTO DA BHRJL E CARACTERIZAÇÃO DAS ATIVIDADES ANTRÓPICAS NA ÁREA DE INFLUÊNCIA DO RESERVATÓRIO JOÃO LEITE....	75
5.11 ANÁLISES ESTATÍSTICAS.....	77
6 RESULTADOS E DISCUSSÃO	78
6.1 MAPEAMENTO DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIBEIRÃO JOÃO LEITE	78
6.2 USO E OCUPAÇÃO DO SOLO NA ÁREA DE INFLUÊNCIA DO RESERVATÓRIO DO RIBEIRÃO JOÃO LEITE	84
6.3 PRECIPITAÇÃO PLUVIOMÉTRICA E NÍVEL DA ÁGUA NO RESERVATÓRIO DO RIBEIRÃO JOÃO LEITE.....	92
6.4 ANÁLISES GRANULOMÉTRICAS DE SEDIMENTOS	95
6.5 ANÁLISES QUÍMICAS DE SEDIMENTOS	98
6.5.1 Coeficientes de correlação dos parâmetros analíticos dos sedimentos.....	114
6.6 ANÁLISES DE AGROTÓXICOS NOS SEDIMENTOS	116
6.7 ANÁLISES FÍSICO-QUÍMICAS DA ÁGUA	116
6.7.1 Temperatura da água.....	117
6.7.2 Turbidez.....	119
6.7.3 Potencial hidrogeniônico (pH).....	121
6.7.4 Oxigênio dissolvido.....	122
6.7.5 Condutividade elétrica.....	123
6.7.6 Carbono orgânico total (COT).....	125
6.7.7 Fósforo total.....	126
6.7.8 Série nitrogenada (nitrato, nitrito e nitrogênio amoniacal).....	129
6.7.9 Análises das amostras de água com sonda multiparâmetros.....	133
6.8 ANÁLISES DE AGROTÓXICOS NAS AMOSTRAS DE ÁGUA	137
6.9 TESTES DE TOXICIDADE AGUDA COM <i>Lactuca sativa</i> L.	139
6.10 ANÁLISE DE COMPONENTES PRINCIPAIS (ACP) APLICADAS AS VARIÁVEIS MONITORADAS.....	142
7. CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES	144
8. REFERÊNCIAS.....	146
APÊNDICES.....	162

1 INTRODUÇÃO

Recurso natural indispensável à vida, ao desenvolvimento e ao bem-estar social, a água é essencial para a sobrevivência de todas as espécies e exerce influência direta na qualidade de vida dos agrupamentos humanos que dela dependem. Sem água de boa qualidade, os suprimentos para a população ficam comprometidos impossibilitando o crescimento econômico equilibrado (TUNDISI, 2011).

De acordo com Straškraba e Tundisi (2013), o aumento da demanda devido ao crescimento populacional e à distribuição hídrica irregular tem gerado pressões para o armazenamento de água em muitas regiões do planeta. Essas pressões propiciaram a construção de reservatórios em todos os continentes à exceção da Antártida.

Embora, a formação de reservatórios artificiais apresente impactos positivos aos seres humanos como: regularização da vazão, produção de energia, fonte de água para sistemas de abastecimento e controle de enchentes, impactos negativos na qualidade da água também são gerados devido às alterações no regime hidrológico (de lótico para lântico), que por sua vez, interferem profundamente nas características físicas, químicas e biológicas do ecossistema aquático (TUNDISI; MATSUMURA-TUNDISI; TUNDISI, 2008).

A diversificação dos usos múltiplos de reservatórios no Brasil foi muito benéfica em termos econômicos e sociais por um lado, mas, por outro, causou uma deterioração das condições ecológicas e da qualidade da água destes sistemas que demandaram e demandam investimentos vultosos de milhões de reais necessários para a recuperação da bacia hidrográfica e da qualidade da água. Estes investimentos são especialmente dedicados ao tratamento da água e a melhoria da infraestrutura e, também, para a recuperação das bacias hidrográficas, em geral bastante deterioradas pelas diferentes atividades humanas (TUNDISI; MATSUMURA-TUNDISI; TUNDISI, 2008).

O conjunto de atividades antrópicas desenvolvidas ao longo da bacia hidrográfica, ocasiona de forma abrangente a poluição dos mananciais superficiais, intensificando a deterioração dos suprimentos de água, principalmente, por contaminações por efluentes industriais, esgotos domésticos, disposição inadequada de resíduos sólidos, uso indiscriminado de agrotóxicos e

utilização excessiva de fertilizantes (SANTOS, 2009; AGUIAR; DELDUQUE; SCHARF, 2014).

De todos os fenômenos poluidores da água, salienta-se que, os agrotóxicos ocupam uma posição de destaque entre as muitas substâncias químicas introduzidas e utilizadas pelo homem, devido à capacidade de permanecerem no ambiente por longos períodos, de ocasionarem impactos nocivos aos diversos ecossistemas e prejuízos à saúde (DELLAMATRICE; MONTEIRO, 2014).

Segundo a Associação Brasileira de Saúde Coletiva – ABRASCO, desde 2008 o Brasil ocupa o lugar de maior consumidor de agrotóxicos do mundo ultrapassando os Estados Unidos, sendo que, nos últimos dez anos, o mercado mundial de agrotóxicos obteve um crescimento de 93% em contrapartida com o mercado brasileiro que cresceu 190% (CARNEIRO *et al.*, 2015).

De acordo com o Panorama da Contaminação Ambiental por Agrotóxicos e Nitrato de origem Agrícola no Brasil, cenário 1992-2011, foi evidenciada uma grande expansão da ocupação agrícola na Região Centro-Oeste, principalmente pelas culturas de soja e milho, bem como de cultivos intensivos que exigem a aplicação de adubos, fertilizantes e agrotóxicos (GOMES; BARIZON, 2014).

Em 2012, a comercialização de agrotóxicos e afins no estado de Goiás correspondeu a quase 8 kg/ha de acordo com os Indicadores de Desenvolvimento Sustentável (IBGE, 2015a).

Esse uso excessivo de agrotóxicos, dependendo do modo de aplicação e das propriedades físico-químicas do princípio ativo, pode comprometer a qualidade da água ao alcançarem os corpos hídricos, ocasionando danos aos ecossistemas e prejuízos à saúde (DELLAMATRICE; MONTEIRO, 2014).

Como a maior parte dos poluentes orgânicos persistentes deposita-se à superfície dos sedimentos, este compartimento tende a armazenar quantidades superiores às que se encontram dissolvidas (MERTEN; POLETO, 2006).

Vários autores têm reconhecido que os sedimentos desempenham a função, não somente de acumular nutrientes e contaminantes, mas também de trocar e disponibilizar espécies químicas para a coluna d' água (MOZETO; SOARES, 2006; ARAÚJO *et al.*, 2006; WANG *et al.*, 2012).

Três tipos de abordagens têm sido empregadas para a avaliação da qualidade dos sedimentos: análises físicas e químicas que têm como objetivo informar sobre o grau de contaminação; análises da estrutura das comunidades bentônicas voltadas para a integração entre os fatores ambientais e a estrutura das comunidades; e testes de toxicidade que analisam os prováveis efeitos do contaminante na biota (ZAGATTO; BERTOLETTI, 2008).

Os ensaios toxicológicos envolvendo diferentes organismos-testes se mostram como uma alternativa exequível para a verificação dos efeitos de substâncias tóxicas presentes na água e nos sedimentos de forma a apoiar os programas de monitoramento realizados pelas organizações no Brasil (ARAÚJO *et al.*, 2006). Destacam-se, entre eles os bioensaios, por apresentarem viabilidade, baixo custo, reprodutibilidade, sensibilidade e geração de resultados confiáveis em curto prazo, também, proporcionam uma ideia do efeito conjugado dos contaminantes (RODRIGUES, 2006), além de não exigirem grandes instalações e sistemas de culturas mais dispendiosos (GUSTAVSON *et al.*, 2000; RODRIGUES, 2006).

Apesar da importância para a avaliação da qualidade dos ecossistemas aquáticos, a realização de testes ecotoxicológicos com sedimentos não tem sido utilizada, frequentemente, por muitas companhias de saneamento no Brasil, sendo que comumente, prioriza-se a execução de ensaios físico-químicos e microbiológicos com água superficial, de forma a atender aos requisitos de potabilidade exigidos pela legislação (RIOS, 2013). Tal fato, se deve a inexistência de legislação específica que trate desse campo de investigação, porém diante da contaminação de reservatórios, rios, estuários e zonas costeiras, a abordagem voltada para a avaliação da qualidade dos sedimentos tem recebido mais atenção dos cientistas, na tentativa de resolver problemas locais de contaminação ambiental (NASCIMENTO, 2007).

Ireland (2007) ressalta que, as análises da qualidade de sedimentos são impulsionadas por razões específicas, objetivando o atendimento a algum marco regulatório como: disposição de materiais dragados, remediação ou monitoramento de sedimentos.

Devido à ausência de uma base de dados consolidada, o Brasil e outros países da América do Sul não possuem critérios de qualidade de sedimentos, mesmo existindo critérios de avaliação para a qualidade da água (NASCIMENTO, 2007).

Devido à complexidade dessas questões e seus impactos, reservatórios utilizados para o abastecimento público de água devem ter um tratamento diferenciado no que diz respeito ao seu gerenciamento integrado, a fim de assegurar a proteção do manancial da forma mais

efetiva possível, retardando e impedindo a contaminação, visto que, o seu comprometimento pode onerar os processos de tratamento ou até mesmo inviabilizar sua utilização (TUNDISI, 2009).

Desse modo, entende-se que, os sedimentos são essenciais para o funcionamento dos ecossistemas aquáticos, sendo que, do ponto de vista de contaminação ambiental, atuam como um reservatório de contaminantes para bioacumulação e transferência trófica, devido ao transporte que ocorre entre os diferentes compartimentos ambientais (ar, água superficial e subterrânea, terra e biota) (GAO, 2015).

Considerando a importância do reservatório do ribeirão João Leite para Goiânia e demais municípios que utilizam suas águas para abastecimento público, torna-se clara a necessidade do desenvolvimento de estudos que forneçam dados e informações que auxiliem na compreensão das interações entre sedimentos, contaminantes e o ecossistema aquático, de forma a facilitar o gerenciamento ambiental.

Nesta pesquisa, realizou-se uma abordagem integrada dos compartimentos água e sedimentos, por meio da execução de análises físico-químicas e ecotoxicológicas, de forma a fornecer dados adicionais sobre os impactos antrópicos que podem comprometer a qualidade da água do reservatório do ribeirão João Leite, que tem como uso único o abastecimento público de água.

2 JUSTIFICATIVA

O fornecimento de água potável com qualidade e em quantidade adequada à população é condição essencial de saneamento básico, uma vez que, assegura a saúde da população e promove a melhoria da qualidade de vida permitindo o desenvolvimento de forma sustentável.

Contudo, o emprego de agrotóxicos tem ocasionado diversos problemas de contaminação ambiental e de saúde pública, devido à capacidade de se dispersarem no ambiente, podendo contaminar a água, o sedimento e os alimentos conforme a concentração e composição química (KRÜGER, 2009).

Dados do Atlas de Saneamento e Saúde do IBGE, lançado em 2011, apontam que entre os “municípios que declararam poluição ou contaminação, juntos, o esgoto sanitário, os resíduos de agrotóxicos e a destinação inadequada do lixo foram relatados como responsáveis por 72% das incidências de poluição na captação em mananciais superficiais” (IBGE, 2011, p. 2).

Diante da constante deterioração dos recursos hídricos, a quantificação e a determinação dos efeitos adversos da presença de agrotóxicos só são possíveis combinando-se métodos químicos e ecotoxicológicos, que incluam a avaliação da qualidade dos sedimentos em seus protocolos de monitoramento ambiental (MOZETO; UMBUZEIRO; JARDIM, 2006).

Todavia, verifica-se a existência de lacunas em relação aos estudos ambientais voltados para a avaliação da qualidade de sedimentos no Brasil, cuja carência foi evidenciada por Moura (2014), que constatou por meio de análises cienciométricas que o Brasil publicou, entre os anos de 2001 e 2011, somente vinte e dois artigos com essa temática.

Sendo assim, verifica-se a necessidade de pesquisas no reservatório do ribeirão João Leite devido a ausência de trabalhos prévios voltados para análise qualitativa e quantitativa de sedimentos.

Nesta pesquisa, foi avaliada mediante análises físico-químicas, a qualidade da água e dos sedimentos do reservatório do ribeirão João Leite. Para complementar essas análises, também, foram realizados bioensaios com *Lactuca sativa* L. (alface) para avaliação da possível toxicidade dos sedimentos. Espera-se que, o conjunto de informações geradas por esse estudo, contribua com os procedimentos de monitoramento limnológico atualmente realizados em mananciais utilizados para o abastecimento público de água.

3 OBJETIVOS

3.1 OBJETIVO GERAL

O objetivo geral foi o de avaliar a qualidade da água e do sedimento do reservatório do ribeirão João Leite no período chuvoso e de estiagem, com o intuito de auxiliar no processo de potabilização da água que será distribuída à população, em conjunto com outros processos operacionais e de manutenção de uma estação de tratamento de água.

3.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- a) Determinar, qualitativamente e quantitativamente, a presença de agrotóxicos nos sedimentos de fundo e na água do reservatório João Leite, no período chuvoso e de estiagem.
- b) Avaliar a toxicidade aguda do sedimento por meio de testes de germinação de sementes e alongamento da raiz em *Lactuca sativa* L. (alface).
- c) Correlacionar os resultados das análises físico-químicas da água com as análises físico-químicas dos sedimentos.
- d) Verificar a interferência dos sedimentos nos padrões de qualidade da água bruta do reservatório João Leite.
- e) Constatar os principais tipos de uso e ocupação do solo desenvolvidos na área de influência do reservatório João Leite.

4 REVISÃO DE LITERATURA

4.1 BACIA HIDROGRÁFICA

Para a caracterização morfométrica e compreensão da dinâmica regional e local é de grande valia para pesquisadores e gestores o entendimento dos diferentes conceitos de bacia hidrográfica tendo-a como uma unidade de pesquisa (TEODORO *et al.*, 2007).

Ao longo do tempo diversas definições foram sendo estabelecidas em função do viés de abordagem variando desde o aspecto físico ao ecológico, porém assemelhando-se no quesito área de drenagem (TEODORO *et al.*, 2007).

“A bacia hidrográfica pode ser considerada como um sistema físico onde a entrada é o volume de água precipitado e a saída é o volume de água escoado pelo exutório” (TUCCI, 2001, p. 41).

Tundisi *et al.* (2008) define a bacia hidrográfica como uma unidade biogeofisiográfica responsável pela drenagem de um rio, reservatório ou lago, enquanto que Porto e Porto (2008) a considera como um ente sistêmico formado por um ecossistema hidrológicamente integrado, em bacias e sub-bacias, que reflete o estado de ocupação e desenvolvimento de sua área.

Considerando que a bacia hidrográfica reflete o uso e a ocupação do solo, nota-se que o conjunto de atividades antrópicas desenvolvidos em sua área tem ocasionado desequilíbrios ambientais, resultando na degradação dos mananciais, perda da biodiversidade, assoreamento, redução da disponibilidade hídrica e no carreamento de grandes quantidades de sólidos, nutrientes e defensivos agrícolas para os cursos d'água (SANTOS; GRIEBELER; OLIVEIRA, 2010; VANZELA; HERNANDEZ; FRANCO, 2010; ASSIS *et al.*, 2014). Diante desse quadro a gestão de bacias hidrográficas adquire crescente importância, principalmente, no que se refere à disponibilidade e proteção dos recursos hídricos (JACOBI; FRACALANZA, 2005).

Mundialmente, diante do aumento das demandas pelos recursos hídricos e conflitos de uso, busca-se uma nova abordagem quanto a gestão de bacias hidrográficas, fundamentada num processo que conjugue a conservação e a gestão da água, terra e recursos para fins múltiplos e

de diferentes setores, com vistas a elevar equitativamente os benefícios econômicos e sociais (HOOPER, 2008).

Considerando as bacias hidrográficas como células de planejamento ambiental tornam-se necessárias a delimitação de sua área, seu reconhecimento físico e aplicabilidade de legislação específica a fim de compor uma visão estratégica de gerenciamento (ALBUQUERQUE, 2012), visto que o modelo atual de uso e ocupação do solo tem resultado em diversos impactos sobre os corpos hídricos (ASSIS *et al.*, 2014).

No Brasil, a bacia hidrográfica é a unidade territorial de gestão adotada pela legislação para prática de políticas públicas, seguindo uma tendência difundida em diversos países, como Alemanha, Inglaterra, França e Estados Unidos (MARINHO; MORETTI, 2013).

A Lei Federal nº 9.433, de 08 de janeiro de 1997 que instituiu a Política Nacional de Recursos Hídricos (PNRH), também denominada como Lei das Águas, estabeleceu dentre os seus fundamentos que “a bacia hidrográfica é a unidade territorial para implementação da Política Nacional de Recursos Hídricos e atuação do Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos”. Nela está definido que os Planos Básicos de Recursos Hídricos devem ser elaborados por bacia hidrográfica, por Estado e para o país por meio da adoção de um sistema único de classificação e codificação (BRASIL, 1997, p. 1).

A Lei das Águas formalizou o modelo de gestão participativa de bacias hidrográficas envolvendo uma ampla rede de atores: a União, os Estados, os Municípios, a sociedade civil organizada, os comitês de bacias e usuários de recursos hídricos em geral (SCHUSSEL; NETO, 2015).

Dentro dessa conjuntura, tendo as bacias hidrográficas como unidades de gestão e planejamento, todos esses atores deveriam funcionar de forma integrada, todavia, na prática, verifica-se a fragmentação de políticas, especialmente, as relacionadas à política energética e a disponibilidade de água (WHATELY; CAMPANILI, 2016).

O Plano Nacional de Recursos Hídricos (PNRH), um dos instrumentos da Lei das Águas, teve sua aprovação no ano de 2006 e deveria ser atualizado a cada quatro anos, contudo, a última revisão ocorreu no ano de 2011 (WHATELY; CAMPANILI, 2016).

Para efeito de planejamento e gerenciamento dos recursos hídricos, o Brasil se encontra dividido em doze regiões hidrográficas compreendendo a bacia, grupo de bacias ou sub-bacias contíguas (BRASIL, 2003).

Destaca-se que o Estado de Goiás abriga nascentes de importantes regiões hidrográficas, destacando-se as do Paraná e do Tocantins-Araguaia, sendo que 62% do total de sedes urbanas têm o seu abastecimento associado a mananciais superficiais (ANA, 2010), destacando sua importância no suprimento das demandas por água.

O uso e a ocupação do solo de uma bacia hidrográfica realizada de forma desordenada e sem planejamento resultam em uma série de impactos como: assoreamento, mudança do ciclo hidrológico, alteração nos processos de infiltração e escoamento superficial, desmatamento e extinção da vegetação ciliar, além de propiciar a ocorrência de enchentes e deslizamentos (SOUSA, 2013).

Desta forma, a qualidade das águas depende das condições geológicas, geomorfológicas e da cobertura vegetal da bacia de drenagem, sendo resultado tanto das influências de fontes naturais como das alterações antrópicas que se processam ao longo do curso d' água (BERNARDI *et al.*, 2012).

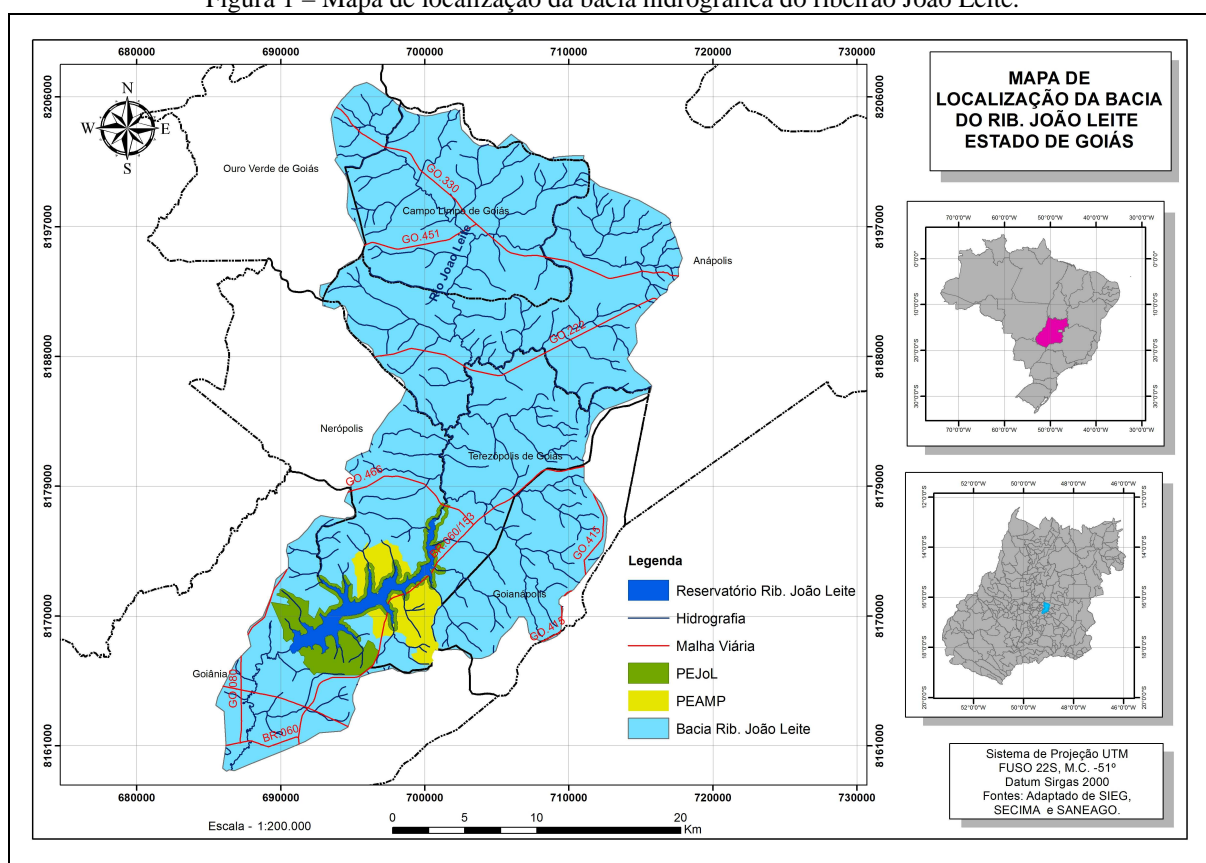
O alto nível de industrialização, a ampliação dos diferentes sistemas produtivos somados a elevada densidade populacional, distribuídas em sua maioria em áreas geográficas limítrofes a baixios de rios e regiões litorâneas, e a intensa atividade agrícola contribuem significativamente para a ampliação dos lançamentos de resíduos nos mananciais (ZAGATTO; BERTOLETTI, 2008). Aliado a esses fatores, a fabricação e o consumo de compostos químicos representam uma grande ameaça à contaminação química das águas e à saúde humana (TUNDISI, 2011).

Desse modo, o monitoramento da bacia hidrográfica é imprescindível para a gestão dos recursos hídricos por meio do estabelecimento de programas, realização de estudos de caso e implantação de tecnologias voltadas para a promoção do uso adequado e sustentável dos recursos (BERNARDI *et al.*, 2012).

4.2 BACIA HIDROGRÁFICA DO RIBEIRÃO JOÃO LEITE (BHRJL)

A bacia hidrográfica do ribeirão João Leite (entre os paralelos 16°13' e 16°39' sul e entre os meridianos 48°57' e 49°11' oeste) situa-se no Estado de Goiás (Figura 1), abrangendo os municípios de Campo Limpo de Goiás, Ouro Verde de Goiás, Terezópolis de Goiás, Nerópolis, Anápolis, Goianápolis e Goiânia (RABELO *et al.*, 2009; RIOS *et al.*, 2013), possui uma área aproximada de 770 km² e integra o Complexo Hidrográfico da Bacia do Rio Paraná (SANTOS; GRIEBELER; OLIVEIRA, 2010). As características gerais dos municípios citados encontram-se descritas no Quadro 1.

Figura 1 – Mapa de localização da bacia hidrográfica do ribeirão João Leite.



Fonte: Própria autora.

Quadro 1 – Características dos municípios inseridos na bacia do ribeirão João Leite.

Município	População (hab.)	Área total do município (km ²)	Área do município na BHRJL (km ²)	% da área do município na BHRJL
Anápolis	334.613	933,16	186,34	19,97%
Campo Limpo de Goiás	6.241	159,56	152,27	95,43%
Goianápolis	10.695	162,44	114,50	70,49%

Continuação: Quadro 1 – Características dos municípios inseridos na bacia do ribeirão João Leite.

Município	População (hab.)	Área total do município (km²)	Área do município na BHRJL (km²)	% da área do município na BHRJL
Goiânia	1.302.001	728,84	100,74	13,82%
Nerópolis	24.210	204,22	82,31	40,31%
Ouro Verde de Goiás	6.561	208,77	25,46	12,20%
Terezópolis de Goiás	4.034	106,91	103,04	96,38%

Fonte: IBGE Censo 2010/Área territorial oficial (IBGE)

A referida bacia está localizada na Área de Proteção Ambiental (APA) João Leite que foi criada pelo Decreto nº 5.704 de 27 de dezembro de 2002. A concepção dessa unidade de conservação visa a proteção dos recursos naturais, o desenvolvimento sustentável da região e a melhoria da qualidade de vida da população local por meio da orientação e do disciplinamento das atividades econômicas, além de se propor a proteger os recursos hídricos da Bacia do Ribeirão João Leite (BRJL) e os remanescentes do Bioma Cerrado (GOIÁS, 2002).

A BRJL contempla duas unidades de conservação estaduais: o Parque Estadual Altamiro de Moura Pacheco (PEAMP) criado pela Lei Estadual nº 11.878 em 30 de dezembro de 2002 que possui uma área de 2.132 hectares (cortada pela rodovia BR-060/153) e o Parque Estadual João Leite (PEJoL) transformado em unidade de conservação integrada pela Lei Estadual nº 18.462 de 09 de maio de 2014 com área de 2.832 hectares, ocupando em conjunto uma área de 4.964 hectares. O PEJoL incorporou a faixa de proteção do reservatório João Leite com superfície de 1.874,5868 hectares e as terras do Parque dos Ipês com superfície de 957,6892 hectares (SECIMA, 2016).

A bacia do ribeirão João Leite apresenta várias fitofisionomias do bioma com o predomínio das seguintes formações: Florestas Estacionais Deciduais, Florestas Estacionais Semideciduais, presença de savana arborizada (cerrado típico ou cerrado denso), ocorrendo também matas de galeria nas proximidades dos cursos d' água (SANTOS, 2009).

No que se refere aos solos da bacia hidrográfica do ribeirão João Leite verifica-se que são originários de rochas do Grupo Araxá, do qual faz parte o Complexo Granulítico Anápolis-

Itaçu, mapeado pela Companhia de Pesquisas de Recursos Minerais-CPRM, com um relevo plano a suavemente ondulado (CPRM, 1994).

Predomina na bacia do ribeirão João Leite uma ampla variedade de solos destacando-se, devido a sua extensão, os latossolos vermelhos distróficos (solos de baixa fertilidade) que apresentam textura argilosa. Conforme informações disponibilizadas no Plano de Manejo da APA João Leite existem oito classes de solos identificadas na bacia (SEMARH, 2007), cujas características estão descritas no Quadro 2.

Quadro 2 – Caracterização das classes de solos existentes na bacia hidrográfica do ribeirão João Leite.

Classes de solos	Características Gerais
Latossolo vermelho	Profundos, boa drenagem, muito intemperizados, baixa fertilidade natural, razoável resistência à erosão.
Latossolo vermelho distroférico	Originária de rochas anfibolíticas, baixa fertilidade, elevados teores de ferro.
Argissolo vermelho-amarelo	Boa fertilidade natural, ocorrência em áreas com elevada declividade, cascalhentos, vulnerabilidade à erosão. A pastagem é o principal uso deste tipo de solo.
Argissolo vermelho	Difere apenas quanto à coloração dos argissolos vermelho-amarelo.
Cambissolo háplico	Cascalhentos, ocorrem nas encostas, não apresentam aproveitamento agrícola.
Plintossolo pétrico	Profundos, não apresentam aproveitamento agrícola, utilizado principalmente como fonte de materiais para construção de estradas.
Plintossolo háplico	Solos jovens. Ocorrem em planícies de inundação estando propícia a acumulação de materiais orgânicos.
Neossolo flúvico	Ocorrem nas planícies não inundáveis permanentemente, elevada fertilidade natural, propícios ao cultivo e formação de pastagem.

Fonte: Plano de Manejo APA João Leite (2007).

A caracterização do tipo de solo é de suma importância para a avaliação dos processos de ligação entre os ecossistemas terrestres e aquáticos, visto que a produção de sedimentos reflete todos os processos erosivos, representando uma parcela do total de sedimentos produzidos e que chegam ao exutório da bacia (MINELLA; MERTEN, 2013).

Cabe destacar que a bacia hidrográfica do ribeirão João Leite está submetida a diversos fatores estressantes entre os quais: micropoluentes (demeton, atrazina, glifosato, malation,

metolacoloro, tetracloreto de carbono, xileno, diclorometano, dicloroetano, tolueno), elementos traços (As, Hg, Sb, Se, Cu, Fe, Al, Cr, Zn, Na, Cd, Co, B, Mn, Li, Ag, Be, V, Ni, U, Ba, Pb), organismos patogênicos (*Escherichia coli*, *Microcystis* sp.), além de impactos de primeira ordem (desmatamento, presença de efluentes e resíduos sólidos) relacionados às diferentes atividades antrópicas desenvolvidas na região, originária especialmente de cargas pontuais (domésticas e industriais) e difusas (urbana e rural) (KELLER, 2015).

Keller (2015) identificou em amostras de água bruta da bacia hidrográfica do ribeirão João Leite, a presença de glifosato (0,046 a 0,050 $\mu\text{g.L}^{-1}$), metolacoloro (0,0082 a 0,434 $\mu\text{g.L}^{-1}$), atrazina (0,082 a 0,434 $\mu\text{g.L}^{-1}$), malation (0,200 a 0,304 $\mu\text{g.L}^{-1}$) e demeton (0,070 $\mu\text{g.L}^{-1}$).

Os impactos e agressões ambientais verificados na bacia são resultantes da olericultura e pecuária na área de suas nascentes, lançamento de efluentes domésticos e industriais que são carregados para seu principal afluente (Córrego Jurubatuba). Nos trechos posteriores a esse manancial verificam-se atividades relacionadas a agricultura de pequeno porte, pecuária leiteira e de serviços (BRANDÃO *et al.*, 2008).

O cenário ambiental da bacia hidrográfica do ribeirão João Leite demonstra sérios problemas de degradação, esboçando elevado grau de antropização que podem vir a comprometer qualitativamente e quantitativamente a água disponível para o abastecimento público da cidade de Goiânia e entorno (RIOS *et al.*, 2013).

4.3 CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE INFLUÊNCIA DO RESERVATÓRIO DO RIBEIRÃO JOÃO LEITE

Foi considerada como área de influência a faixa de proteção do reservatório do ribeirão João Leite que inclui o bloco dos Ipês, reconhecida por meio da Lei nº18.462 de 9 de maio de 2014, como Parque Estadual João Leite, de acordo com a delimitação geográfica estabelecida no Relatório de Levantamento das Classes de Solos e do Uso do Solo no entorno da barragem do ribeirão João Leite (SANEAGO, 2015).

A área de influência do reservatório do ribeirão João Leite apresenta relevo caracterizado por formas residuais dispersas, bastante dissecadas, com diferentes ordens de grandeza e de aprofundamento da drenagem separado por vale de fundo plano, no qual se situa o reservatório (SANEAGO, 2016b).

As altitudes na área do reservatório do ribeirão João Leite decrescem no sentido montante-jusante variando de 820 a 720m. Apenas uma forma de relevo residual situada na área externa ao Parque Estadual João Leite apresenta um pico maior (880 m). As áreas que apresentam maiores declividades correspondem ao Parque Estadual Altamiro de Moura Pacheco e a região próxima ao sítio da barragem (SANEAGO, 2016b).

Ressalta-se que na área de influência predominam quatro classes de solos em associação: latossolos distróficos, podzólicos eutróficos (argissolos) e cambissolos distróficos, sendo que os cambissolos e latossolos são os mais expressivos, representando 52,2% e 43,5%, respectivamente. Cabe destacar que a seção situada a montante e a jusante do reservatório é composta por latossolos e a seção central por cambissolos, estes últimos predominam nos locais de relevos ondulados com declividade de até 30° (SANEAGO, 2016b).

Considerando que os sedimentos, representados por partículas minerais e orgânicas, são transportados para a calha fluvial por meio do escoamento, o conhecimento das classes de solos existentes na região de estudo auxiliarão na compreensão da caracterização dos sedimentos, pois possuem estrita relação a composição geoquímica do solo (POLETO, 2008).

Outro aspecto relevante se refere à existência de treze tributários diretos ao reservatório do ribeirão João Leite. Os tributários que contribuem ao reservatório pela margem direita são o Córrego Hilário ou Palmito, Córrego Bandeira, Córrego da Represa, Córrego Cana Brava, Córrego Barreiro e pela margem esquerda o Córrego da Onça, Córrego Macaúba, Córrego Tamanduá, Córrego Grotta Seca, Córrego Grotta, Córrego Carapina, Córrego da Grama e Córrego Rosa (SANEAGO, 2016b).

Em relação às estações pluviométricas com maior influência na bacia de contribuição à barragem, destaca-se a de Ouro Verde de Goiás, localizada próximo à cabeceira da bacia hidrográfica do ribeirão João Leite com o registro de 1630 mm anuais (SANEAGO, 2016b).

4.4 RESERVATÓRIO JOÃO LEITE

A barragem do ribeirão João Leite, construída entre os anos de 2002 e 2009, formou um reservatório que tem como objetivo único a formação de um reservatório destinado exclusivamente ao abastecimento público de água para a cidade de Goiânia e áreas

conurbadas, envolvendo os municípios de Trindade, Aparecida de Goiânia e Goianira (SANEAGO, 2007).

O enchimento do reservatório iniciou-se no dia 18 de dezembro de 2009 alcançando o seu primeiro extravasamento através do vertedor central da barragem no dia 15 de janeiro de 2011, caracterizando o início do regime operacional normal do reservatório (PINA, 2013).

A barragem do ribeirão João Leite (Figura 2) inunda uma área de 1040 hectares, em sua cota máxima operacional (751,5 m), acumulando um volume de 129 milhões de metros cúbicos de água, destinados a regularizar uma vazão de 6,23 m³/s, sendo 5,33 m³/s destinados ao abastecimento público de água e 0,90 m³/s como descarga ecológica mínima (ARANTES; SILVA; OLIVEIRA, 2015).

Conforme estabelecido no Plano Diretor de Água de Goiânia, o reservatório do ribeirão João Leite tem horizonte de planejamento até o ano de 2025 com vistas a atender as demandas por água de Goiânia e municípios conurbados (PINA, 2013), porém pelo atraso das obras garantirá o atendimento até o ano de 2040.

Figura 2 – Foto aérea da barragem do ribeirão João Leite.



Fonte: SANEAGO, 2011.

A barragem do ribeirão João Leite dispõe de uma torre de tomada d' água do tipo seletiva, dotada de três comportas para captação. A tomada para abastecimento n° 1 (TDA1) encontra-se localizada a aproximadamente 13 m de profundidade, a tomada para abastecimento n° 2 (TDA2) a aproximadamente 18 m de profundidade e a tomada para abastecimento n° 3 (TDA3) a aproximadamente 27 metros de profundidade, variando em função do nível de água (GUSMÃO; VALSECCHI, 2009).

O reservatório João Leite apresenta cinco pontos de intersecção com a BR-060/BR-153, rodovia que liga Goiânia a Brasília, onde confluem os seguintes tributários: Córrego Macaúba, Córrego Tamanduá, Córrego Grotá, Córrego Carapina e Córrego da Grama. Em quatro pontos foram construídas, entre os anos de 2011 e 2013, barreiras de concreto e caixas de recepção/contenção com o objetivo de prevenir que líquidos perigosos, provenientes de derramamentos após possíveis acidentes com veículos transportadores, tenham contato com a água do reservatório João Leite (SANEAGO, 2016a).

No total são dezessete (17) caixas de recepção/contenção de dois tipos diferentes dependendo da localização e procedimentos de operação. Estas caixas contam com tanques de recepção de líquidos e de comportas e registros utilizados para suas operações. O volume total de cada caixa é de trinta mil (30.000) litros (SANEAGO, 2016a).

Contam ainda com canaletas ao longo das barreiras de concreto, canaletas laterais das caixas e grades de cobertura e laterais para retenção de resíduos sólidos. Estas caixas foram implantadas nos canteiros centrais e nas áreas internas protegidas pelas barreiras de concreto, localizadas ao longo dos acostamentos nos dois sentidos da rodovia (SANEAGO, 2016a).

Com vistas a preservar a qualidade da água do reservatório João Leite foi criado, pela Lei n°18.462 de 9 de maio de 2014, o Parque Estadual João Leite (PEJoL), uma unidade de conservação de proteção integral, que passou a incluir a área do morro do Bálsamo, a faixa de proteção do reservatório e o bloco dos Ipês compartilhando sua sede com o Parque Estadual Altamiro de Moura Pacheco (PEAMP). Desse modo, o reservatório João Leite apresenta em seu entorno dois parques estaduais (PEAMP e PEJoL) que somam uma área de 4.964 hectares compostos predominantemente por florestas estacionais semidecíduais e matas de galeria (GOIÁS, 2014).

Ressalta-se ainda que a equipe da Coordenação do Sistema Barragem João Leite (SANEAGO) executa um programa de monitoramento da qualidade da água que engloba o

monitoramento limnológico e das comunidades planctônicas, o monitoramento da ictiofauna e de macrófitas aquáticas, além de realizar periodicamente o trabalho de limpeza de canaletas e manutenção de taludes ao longo do trecho da BR-060 que tem interferência direta com o reservatório João Leite (SANEAGO, 2016a).

O monitoramento limnológico e das comunidades planctônicas, realizado pela SANEAGO há sete anos, compreende 7 pontos de amostragem de água bruta, sendo 5 pontos internos ao reservatório, 1 ponto a montante e 1 ponto a jusante do barramento. Nos referidos pontos são realizadas análises físicas, químicas (orgânicas e metais) e hidrobiológicas (algas, cianobactérias e clorofila-*a*), com destaque para o futuro ponto de captação em que já são realizadas, além das análises físico-químicas, análises bacteriológicas, análises hidrobiológicas, as quais: fitoplâncton, zooplâncton, clorofila-*a* e cianotoxinas (SANEAGO, 2016a).

Os parâmetros físico-químicos executados em todos os pontos amostrais citados são: cor verdadeira, ferro total e solúvel, manganês total, fósforo total, nitrato, nitrito, amônia, COT, sulfato, sulfeto, turbidez, odor, oxigênio dissolvido, condutividade elétrica da água, temperatura da água, potencial hidrogeniônico, bem como a determinação orgânica e de metais estabelecida pela resolução CONAMA 357/2005 para águas doces de Classe 2. Complementarmente são realizadas medições no perfil da coluna d' água em 15 pontos internos ao reservatório João Leite com frequência quinzenal (SANEAGO, 2016a).

No que se refere às variações dos níveis de água no reservatório João Leite, foi observado que nos últimos cinco anos de operação do reservatório, a oscilação dos níveis mensais médios registrados foi muito pequena, variando cerca de 1,4 m. A vazão máxima atingida ocorreu em 18 de fevereiro de 2011, considerando-se o período de janeiro de 2011 a dezembro de 2016, com a passagem pelo vertedor central da barragem de um volume de água de aproximadamente $47 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$, sendo que a vazão média de vertimento observada foi de $8,7 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$. Cabe destacar que as características hidrológicas exercem influência direta sobre os parâmetros de qualidade da água (SANEAGO, 2016a).

4.4.1 Estudos de hidrossedimentometria no reservatório João Leite

No reservatório João Leite foi desenvolvido em 2016 estudos que levam em consideração a abordagem quantitativa dos sedimentos com o objetivo de avaliar o assoreamento do

reservatório. Esta avaliação consistiu na coleta de sedimentos por amostragem da mistura água-sedimento, análise de concentração e granulometria com posterior análise matemática para a definição da descarga sólida, o uso de fotos de satélite e comparação com medidas simultâneas de campo para calibragem em grandes rios (SANEAGO, 2016b).

Com base nos mapas de solos e uso dos solos da bacia de contribuição ao barramento do ribeirão João Leite foram definidos seis pontos de monitoramento da descarga de sedimentos, devido a similaridade do solo em termos de coesão e capacidade de produção de sedimentos. Contudo, não foi possível a realização da medição de sedimentos em dois desses pontos, pois os córregos se encontravam secos impossibilitando medição de sedimentos e de vazão (SANEAGO, 2016b).

Ressalta-se que a amostragem ocorreu no período chuvoso, no qual a concentração de sedimentos em suspensão e a descarga líquida foi mais elevada (SANEAGO, 2016b).

As análises de sedimentos em suspensão e material de leito coletadas em alguns tributários do reservatório da barragem do ribeirão João Leite e no próprio ribeirão foram realizadas no Laboratório de Geomorfologia, Pedologia e Geografia Física (LABOGEF), que faz parte do Instituto de Estudos Sócio-Ambientais (IESA), da Universidade Federal de Goiás (UFG). A Figura 3 mostra as amostras do material de fundo onde é notória as diferenças físicas entre os diferentes pontos amostrais.

Figura 3 - Amostras do material de fundo coletado.



Fonte: Fotografia tirada pelo técnico Lucas Espíndola.

Os resultados das análises do material de fundo indicaram que o ponto localizado a montante da entrada do reservatório, na ponte da GO-466, no município de Terezópolis de Goiás, se destaca quanto a carga de sedimentos em suspensão (174 mg.L^{-1}) e pela presença de areia grossa ($2000 \mu\text{m} - 500 \mu\text{m}$), média ($500 \mu\text{m} - 250 \mu\text{m}$) e fina ($250 \mu\text{m} - 63 \mu\text{m}$) que juntas correspondem a 95,16% da amostra, sendo a referida área caracterizada por vegetação ciliar escassa (SANEAGO, 2016b).

Por sua vez, os córregos Rosa, Cedro e Palmito esboçaram características semelhantes no que se refere à composição granulométrica do material de fundo com predomínio das frações de areia grossa, média e fina. Os referidos córregos apresentaram uma composição total de areia de 90,63%, 83,01% e 91,86%, respectivamente.

Em relação à concentração de sedimentos em suspensão os resultados foram de 30 mg.L^{-1} no córrego Rosa, de 24 mg.L^{-1} no córrego Cedro e de 4 mg.L^{-1} no córrego Palmito, sendo que o último encontra-se situado em uma área mais rica em vegetação ciliar diferentemente dos demais pontos citados. Resultados semelhantes foram encontrados no reservatório de Cachoeira Dourada (GO/MG) com valores de sedimentos em suspensão entre 10 e 25 mg.L^{-1} influenciados principalmente pela supressão da vegetação nativa e consequente exposição do solo, além do desenvolvimento de atividades de agricultura e pecuária (CABRAL *et al.*, 2009).

4.4.2 Morfologia e morfometria do reservatório João Leite

A morfologia é a ciência que tem por objetivo o estudo da forma de determinado elemento, organismo e tem uma relação com a gênese do sistema. No caso de ambientes aquáticos, especialmente de lagos e represas, a morfologia abrange ainda o estudo de sua origem e da interferência da forma sobre as características físicas, químicas e biológicas do ecossistema (TUNDISI; MATSUMURA-TUNDISI, 2008).

As características morfológicas de um corpo d'água influenciam o comportamento limnológico do ambiente aquático. A irradiância solar, a ocorrência de correntes horizontais e verticais, a intensidade do vento, a presença de baías ou reentrâncias e os aportes oriundos da bacia de drenagem, são todos exemplos de condicionantes morfológicos que influenciam significativamente, tanto a localização de macro e micro-organismos na massa líquida, quanto

à distribuição de compostos químicos dissolvidos e particulados (RESCK; NETO; COELHO, 2007).

Com base nas características morfológicas é que são definidas a configuração dos três compartimentos principais de lagos e represas, os quais são: região litorânea (margens), limnética (água livre) e profunda (sedimentos). Nesses compartimentos verifica-se o desenvolvimento de comunidades aquáticas adaptadas às condições ali presentes, o que leva ao predomínio de características químicas específicas dentre as quais: concentrações de oxigênio dissolvido, variações de pH, solubilização de compostos (SPERLING, 2013).

Represas podem sofrer algumas mudanças em suas características morfológicas ao longo do tempo, em virtude da dinamicidade dos ambientes aquáticos. Estas mudanças podem ser exógenas, isto é, provenientes de fora do ambiente (intemperismo, erosão, transporte de sedimentos) ou endógenas, vindas de dentro do próprio ambiente (deposição de partículas) (CUNHA E SILVA *et al.*, 2016).

A morfometria, por sua vez, ocupa-se da quantificação das formas e elementos (TUNDISI; MATSUMURA-TUNDISI, 2008). Os parâmetros morfométricos baseiam-se em grandezas empregadas para representar as medidas de lagos e represas. Eles podem ser do tipo primário, quando obtidos por meio de medições realizadas no campo ou no escritório, usando-se recursos cartográficos e computacionais adequados, ou do tipo secundário, se produzidos indiretamente, mediante cálculos realizados com os dados primários (SPERLING, 2013).

O reservatório João Leite possui uma área, que representa a superfície total do espelho d'água, de aproximadamente 10,4 km², cujo valor pode variar em função das oscilações do nível da água, principalmente em decorrência de alternâncias de períodos de precipitação e evaporação (SANEAGO, 2013).

O volume de água acumulado no reservatório João Leite é estimado em 129 hm³ e a profundidade máxima situa-se em torno de 44 m, nas proximidades do barramento, podendo sofrer alterações de caráter natural ou operacional (SANEAGO, 2013).

O perímetro, definido como a medida do contorno de uma figura, obtido para o reservatório João Leite é cerca de 75 km (SANEAGO, 2013).

O desenvolvimento do perímetro (DP), também chamado de desenvolvimento da margem, consiste na relação entre o perímetro da represa e a circunferência de um círculo que possua a

mesma área da represa. Para o reservatório João Leite obtém-se um DP de 6,51. Tal valor pode ser considerado como bastante elevado, conferindo a este reservatório uma marcante característica dendrítica, ou seja, com muitas reentrâncias que favorecem o acúmulo de materiais sólidos (SPERLING, 2013). A síntese dos dados morfométricos do reservatório João Leite pode ser visualizada no Quadro 3.

Quadro 3 – Dados morfométricos do reservatório do ribeirão João Leite.

Parâmetro morfométrico	Valor
Área do reservatório	10,4 km ²
Volume total	129 hm ³
Comprimento máximo	15 km
Profundidade máxima	44 m
Profundidade média	12,4 m
Perímetro	75 km
Desenvolvimento do perímetro	6,51

Fonte: Sperling (2013).

4.5 SEDIMENTOS: DEFINIÇÕES E PROPRIEDADES

A etimologia da palavra sedimento procede do latim *sedimentum* que significa amontoamento ou deposição (HOUAISS; VILLAR, 2009). De forma geral, os sedimentos podem ser originados de fontes alóctones (intemperismo das rochas) e autóctones resultantes de material detrital depositado pela morte de animais e macrófitas aquáticas (BRIGANTE *et al.*, 2002; VEIGA, 2010).

Mozeto (2004) definiu sedimentos lacustres, límnicos e fluviais como sendo compostos formados por partículas com diferentes formas geométricas, tamanho e composição química que são conduzidos pela água, ar ou gelo dos ambientes terrestres depositando-se no fundo de lagos, oceanos, represas e áreas alagáveis.

Nos sedimentos ocorrem processos químicos e biológicos que exercem influência sobre o metabolismo aquático. Além disso, possuem uma elevada capacidade de acumular espécies químicas orgânicas e inorgânicas ao longo do tempo, o que os tornam essenciais na interpretação das ações processadas na bacia hidrográfica (PEREIRA *et al.*, 2007).

A fração orgânica provém do material orgânico detrital advindo da decomposição de matéria orgânica de origem vegetal e animal. Já a fração inorgânica é constituída principalmente pela mistura de minerais, incluindo sílica, argila, compostos de ferro, manganês, carbonatos e silicatos não argilosos entre outros (MARTINS *et al.*, 2011; SILVA, 2009).

As partículas minerais que compõem os sedimentos armazenam indicativos da história de evolução que podem ser verificados por parâmetros relacionados com a forma, a mineralogia ou o tamanho. Esboçam, ainda, propriedades químicas e físicas importantes para os sedimentos dentre as quais: capacidade de troca de cátions e ânions, afinidade com elementos dissolvidos, capacidade de associação e área superficial específica (BORTOLUZZI; PETRY, 2008).

Outro ponto importante a ser considerado em relação às propriedades dos sedimentos se refere à capacidade de troca catiônica (CTC), que indica a reatividade eletroquímica das partículas. “Trata-se de uma medida físico-química que evidencia a magnitude de troca de cátions, e permite inferir sobre os sítios de troca nas partículas” (BORTOLUZZI; PETRY, 2008, p. 17).

Considerando que os sedimentos possuem a capacidade de acumular matéria orgânica proveniente da coluna d’ água, tornam-se um importante sítio tanto de armazenamento como de transformação de carbono, sendo imprescindível para a compreensão de sua composição a determinação das concentrações de carbono orgânico total (ESTEVES, 2011).

Os sedimentos servem ainda como substrato e hábitat para vários organismos, desde bactérias e fungos até macroinvertebrados, moluscos e alguns peixes, sendo uma importante fonte de nutrientes para esses organismos (SILVÉRIO, 2003; MARIANI; POMPÊO, 2011).

Dessa forma, os sedimentos são considerados como um compartimento extremamente importante para a avaliação e monitoramento da qualidade da água devido à sua elevada capacidade tanto de acumular compostos como de serem responsáveis pelo transporte de muitos contaminantes e nutrientes para a coluna d’água (MAIA *et al.*, 2006; FRANKLIN *et al.*, 2012; POMPÊO *et al.*, 2013). Em virtude dessa característica, o sedimento armazena informações históricas que refletem os processos, atuais e remotos, ocorridos no ecossistema aquático, constituindo-se como indicador do estado trófico e do nível de poluição (ESTEVES, 2011).

Cabe destacar que em Ecologia, o termo compartimento designa uma parte de um ecossistema complexo que pode ser definida por meio de mecanismos de transporte, de transformação e concentrações de materiais (FERNICOLA; BOHRER-MOREL; BAINY, 2003).

De modo geral, os sedimentos são uma parte natural dos sistemas aquáticos sendo essenciais para o funcionamento hidrológico, geomorfológico e ecológico desses sistemas (SEDNET, 2004).

No entanto, o desenvolvimento acentuado aliado à ocupação antrópica desordenada ao longo das bacias de drenagem tem acarretado impactos múltiplos e deletérios na qualidade da água e dos sedimentos (SILVÉRIO, 2003).

Neste contexto, os estudos de qualidade de sedimentos constituem-se como um bom indicador dos impactos sofridos no ecossistema terrestre, refletindo os diferentes tipos de interações humanas com o solo (MARKIEWICZ-PATKOWSKA; HURSTHOUSE; PRZYBYLA-KIJ, 2005).

4.5.1 Sedimentos e sua influência em ecossistemas aquáticos

Tradicionalmente, a principal abordagem dada aos sedimentos e sua influência em ecossistemas aquáticos fundamentava-se na avaliação dos processos deposicionais, especialmente, o assoreamento de reservatórios e rios (MERTEN; POLETO, 2008). Estudos mais recentes têm considerado que os sedimentos atuam nos processos de ciclagem de nutrientes e na transferência de contaminantes para a coluna d' água (MOZETO; SOARES, 2006).

Desse modo, os sedimentos atuam como um reservatório de nutrientes para os demais compartimentos, sendo que a dinâmica de troca se dá em função de fatores físicos, químicos, biológicos, entre outros (ESTEVES, 2011).

“Os estudos sobre sedimentos de ecossistemas aquáticos se concentraram inicialmente nos sedimentos lacustres como consequência da ênfase dada ao estudo de lagos”, sendo posteriormente estendidos para os ambientes lóticos (ESTEVES, 2011, p. 340).

Forstner (2004) destaca que os sedimentos exercem o papel de regulação da qualidade da água podendo reter ou liberar para o meio aquático, poluentes e nutrientes como o fósforo, influenciando diretamente no grau de trofia.

Horowitz (2013) verificou em seus estudos, realizados na bacia do rio Mississipi nos Estados Unidos, que 75% do fósforo, 50% do carbono e 30% do nitrogênio se encontravam associados aos sedimentos.

Estudos envolvendo o metabolismo de ecossistemas aquáticos e sua relação com os sedimentos de fundo podem propiciar informações relevantes para a compreensão dos processos ecológicos de produção, consumo e decomposição (PASCOAL *et al.*, 2003), da ciclagem de matéria e fluxo de energia (ESTEVES; CAMARGO, 2011), da interação desse compartimento em nível de organismo e população biológica (REMAILI *et al.*, 2016).

Saraiva *et al.* (2009) avaliaram a qualidade da água e dos sedimentos da bacia do ribeirão Espírito Santo, afluente do rio São Francisco, por meio de critérios geoquímicos, biológicos e ecotoxicológicos. Realizaram quatro campanhas amostrais, nos períodos de seca e chuva, e verificaram que os sedimentos apresentaram teores de matéria orgânica inferiores a 5%, sendo, portanto, classificados como inorgânicos; o zinco foi o que apresentou maior concentração ($1,07 \mu\text{mol.g}^{-1}$). As faixas de concentração do somatório dos metais extraídos simultaneamente ficaram entre 0,02 e $1,30 \mu\text{mol.g}^{-1}$, e os sulfetos volatilizáveis por acidificação apresentaram concentrações entre 0,03- $19,40 \mu\text{mol.g}^{-1}$. Em relação à qualidade da água, destacaram-se os valores elevados de sólidos totais dissolvidos (2160mg.L^{-1}). Os testes de toxicidade demonstraram efeitos tóxicos crônicos provavelmente em virtude do desenvolvimento das atividades de agricultura e consequente utilização de fertilizantes e agrotóxicos.

Furlan, Calijuri e Cunha (2011) avaliaram a qualidade da água e do sedimento do rio Jacupiranga (São Paulo) e verificaram que as concentrações de nitrogênio no sedimento variaram de $0,01 \text{mg.g}^{-1}$ a $0,65 \text{mg.g}^{-1}$ e de fósforo total de $0,01 \mu\text{g.g}^{-1}$ a $1,25 \mu\text{g.g}^{-1}$. As concentrações na água de nitrogênio total variaram de $0,28 \text{mg.L}^{-1}$ a $5,04 \text{mg.L}^{-1}$, de fósforo total entre $0,04 \text{mg.L}^{-1}$ e $14,81 \text{mg.L}^{-1}$, o oxigênio dissolvido entre $6,85 \text{mg.L}^{-1}$ e $9,25 \text{mg.L}^{-1}$ e o pH entre 6,10 e 7,05.

Com os resultados da pesquisa, Furlan, Calijuri e Cunha (2011) constataram que a ocupação do solo e as atividades desenvolvidas na bacia poderiam influenciar nas concentrações de nutrientes na água e no sedimento, e que os sedimentos são o resultado da interação de todos os processos bióticos e abióticos ocorridos no ecossistema aquático, constituindo-se assim, como uma importante ferramenta de informação de qualidade ambiental.

Wengrat e Bicudo (2011) avaliaram espacialmente a qualidade da água do reservatório Billings (São Paulo) associando informações referentes a geoquímica dos sedimentos superficiais, por meio da realização de coletas no inverno e no verão.

Foram obtidos por Wengrat e Bicudo (2011) os seguintes resultados para as amostras de água: pH ligeiramente ácido a alcalino com valores entre 5,0 e 8,8, de OD entre 1,63 mg.L⁻¹ a 8,33 mg.L⁻¹, sendo que no inverno observou-se um aumento nas concentrações de nitrogênio no corpo central do reservatório e no verão um declínio do nitrogênio inorgânico, concomitantemente com um aumento da disponibilidade de fósforo.

Os resultados encontrados por Wengrat e Bicudo (2011) indicaram que a maior disponibilidade das formas de nitrogenadas ocorreram no inverno com mínimo de 43 µg.L⁻¹ e máximo de 3270 µg.L⁻¹, no verão as concentrações de fósforo aumentaram variando entre 14,55 µg.L⁻¹ e 75,57 µg.L⁻¹. As análises granulométricas indicaram a predominância de grãos finos (<63µm) e aumento de 122% do carbono orgânico total, fósforo total (63%) e nitrogênio total (63%) no corpo central do reservatório. Verificando, desse modo, que os períodos climáticos influenciaram substancialmente nas condições limnológicas. O estado trófico variou amplamente de mesotrófico a supereutrófico influenciados pelas contribuições alóctones relacionadas ao uso do solo e a intensa ocupação humana.

Desse modo, os sedimentos podem ser tidos como um compartimento regulador da qualidade ambiental, sobre o qual as atividades antrópicas interferem consideravelmente, por meio da alteração da natureza desse substrato (POLETO; LAURENTI, 2008).

Assim, os sedimentos de ambientes aquáticos permitem compreender a história dos eventos que ocorreram na bacia de drenagem, bem como do reprocessamento de materiais autóctones e alóctones (MOZETO, 2004).

Mozeto (2004) enfatiza que a avaliação do ambiente aquático só será completa se os estudos de sedimentos forem incluídos nos protocolos de monitoramento da qualidade ambiental, pois se constituem em verdadeiros arquivos de informações de eventos atuais ou pretéritos, visto que a existência de sedimentos contaminados pode resultar em diversos impactos econômicos, além de afetar a saúde humana (IRELAND, 2007).

Países como Estados Unidos e Canadá encontram-se em estágio mais avançado no monitoramento de sedimentos, possuindo protocolos e procedimentos padronizados para

auxiliar nas avaliações de risco. Com destaque para a Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (EPA) que possui um banco de dados de qualidade de sedimentos contendo informações entre 1980 e 1999, coletadas em mais de 50.000 estações amostrais e contendo cerca de 4,6 milhões de observações analíticas (USEPA, 2004).

Os estudos de qualidade de sedimentos nos países da América do Sul começaram a receber mais atenção nos últimos dez anos, impulsionados pela necessidade de solucionar problemas locais de contaminação ambiental (NASCIMENTO, 2007).

Carneiro *et al.* (2003) caracterizaram os sedimentos de fundo do reservatório de Irai-PR que é responsável pelo abastecimento público de água de 20% da população da região metropolitana de Curitiba, tendo como objetivo quantificar a concentração de metais pesados e nutrientes como indicador do grau de contaminação ambiental. Os autores encontraram concentrações de bário (170,91 a 233,55 g. kg⁻¹), ferro (29,12 a 30,27 g. kg⁻¹) e chumbo (43,82 a 69,45 g. kg⁻¹) acima dos valores de referência da CETESB (2001), as quais foram relacionadas à composição do solos e aos aspectos hidrodinâmicos do lago.

Estudos semelhantes também foram realizados por Mancuso *et al.* (2016) sendo avaliada as propriedades físicas e químicas de sedimentos de fundo, solos marginais e água do reservatório de abastecimento público do rio Lajeado Pardo-RS para a quantificação de espécies inorgânicas. Os resultados indicaram que os solos marginais ao reservatório apresentaram elevadas concentrações de ferro (127,866 e 219,679 mg.kg⁻¹) e manganês (2,117 e 4,540 g.kg⁻¹) e que a composição de sedimentos de fundo registraram concentrações significativas de cobre (444 a 514 mg.kg⁻¹), zinco (188 a 245 mg.kg⁻¹), bário (não detectado a 8971 mg.kg⁻¹) e cromo (103 a 257 mg.kg⁻¹), cujo enriquecimento pode estar associado ao uso de fertilizantes e defensivos agrícolas. Tais características demonstram possível toxicidade do meio caso esses elementos químicos se tornem biodisponíveis no meio aquático.

4.5.2 Interação dos poluentes com os sedimentos

“Conceitualmente, poluente é uma substância, ou elemento químico, que está fora de seu local de origem e em concentrações capazes de promover efeitos adversos aos seres vivos” (SANTOS *et al.*, 2013, p. 149).

A interação dos poluentes com os sedimentos pode ocorrer por meio da associação à fase sólida, podendo se encontrar adsorvido ou simplesmente precipitado na sua superfície, ou absorvido na estrutura do sólido (LAURENTI, 2008).

Dessa forma, os sedimentos cumprem um papel importante tanto no destino de poluentes como no seu transporte para outras áreas onde são depositados e, posteriormente, podem ser liberados para a coluna d' água (CALIJURI; CUNHA, 2013).

O transporte de poluentes ligados aos sedimentos, em ecossistemas aquáticos, envolve diferentes processos dentre os quais: floculação, sedimentação, deposição, ressuspensão, diagênese¹, sendo influenciados por fatores físicos (turbulência, adsorção) químicos (precipitação, complexação) e biológicos (bioturbação, biodegradação) (POLETO; LAURENTI, 2008).

Há uma série de fatores que podem influenciar indiretamente a química dos sedimentos afetando assim a biodisponibilidade de um poluente, dentre eles podem ser citados o pH, o potencial redox, o tamanho dos grãos, ressuspensão pelo revolvimento (ALMEIDA; ROCHA, 2006, SIMPSON *et al.*, 2005).

Além dos fatores mencionados, as características de persistência, reatividade e toxicidade intrínseca a cada substância, influenciam no tempo de permanência e ampliam o espectro de ação no ambiente. No entanto, são os poluentes tóxicos, persistentes e que possuem a capacidade de produzirem efeitos adversos aos ecossistemas os mais preocupantes (LAURENTI, 2008).

A persistência dependerá, portanto, da estabilidade físico-química da substância e de seu processo de degradação, visto que uma vez depositada no sedimento sofrerá a ação de processos químicos e biológicos que poderão torná-la disponível à biota (SARAIVA *et al.*, 2009).

Desse modo, os poluentes adsorvidos aos sedimentos têm seu transporte regido pelos processos hidrodinâmicos e de difusão na coluna d' água, associado às reações de partição na interface água-sedimento (LAURENTI, 2008).

¹ Diagênese: Este termo descreve todos os processos químicos e físicos que influenciam um sedimento desde a deposição até sua consolidação.

Sartori (2015) realizou um estudo comparativo da qualidade da água e de sedimentos de fundo do reservatório de Biritiba-Mirim, localizado em São Paulo correlacionando com a avaliação do uso e ocupação do solo e constatou para as amostras de água, no braço composto por mata nativa e por atividade agrícola, pH ácido de 4,8 e 5,0, oxigênio dissolvido variando entre 4,7 e 5,5 mg.L⁻¹, turbidez entre 6,4 e 6,8 NTU, potencial oxirredução de 225,3 e 281,7 mV, respectivamente, temperatura média de 19°C e condutividade elétrica em torno de 28 µS.cm⁻³.

Sartori (2015) registrou elevadas concentrações de alumínio (0,238 – 4,883 mg.L⁻¹), ferro (0,450 – 18,190 mg.L⁻¹) e manganês (0,228 mg.L⁻¹) nas amostras de água que pode estar associada à destruição da mata ciliar e conseqüente carreamento de resíduos agrícolas. Os sedimentos constituídos, principalmente, por areia fina e enriquecidos por P₂O₅ (0,122 ppm), SO₃ (0,084), K₂O (0,661 ppm), MnO (0,022 ppm) e CuO (0,004 ppm).

4.6 AGROTÓXICOS: DEFINIÇÕES E PROPRIEDADES

Denominados como *pesticides* nos países de língua inglesa, os agrotóxicos têm sua definição estabelecida no Brasil pela Lei n° 7.802, de 11 de julho de 1989 como os produtos e os agentes de processos físicos, químicos ou biológicos, bem como as substâncias utilizadas como desfolhantes, dessecantes, estimuladores e inibidores de crescimento. De modo geral, os agrotóxicos são produtos químicos com ação biocida, empregados em grande escala por diversos setores produtivos para o controle de pragas (MENEZES, 2006).

Desde 2008, o Brasil lidera o *ranking* como consumidor mundial de agrotóxicos, sendo que na safra de 2010/2011 foram consumidas 936 mil toneladas, destacando-se os herbicidas com 45% do volume consumido, seguidos pelos fungicidas (14%) e inseticidas (12%) (RIGOTTO; VASCONCELOS; ROCHA, 2014).

Dependendo do organismo-alvo da ação, os agrotóxicos podem receber diferentes denominações: inseticidas, herbicidas, fungicidas, sendo que atualmente nem todos possuem ação letal ou biocida. Contudo, devido ao espectro de ação, este grupo de agentes químicos tem sido objeto de estudos ecotoxicológicos e ambientais (OLIVEIRA-FILHO, 2013).

Os agrotóxicos podem persistir por anos no sedimento, aumentando o risco de contaminação tanto pelo escoamento das águas, ou de lençóis freáticos e subterrâneos como pela lixiviação

desses produtos através do perfil dos solos, principalmente, quando localizados próximo a áreas cultiváveis (AMARAL, 2011).

Embora muitos compostos tóxicos não sejam mais produzidos ou aplicados no ambiente, a interação contínua entre a água, o sedimento e a biota pode ser uma representativa fonte de poluição dos recursos hídricos devido a característica de persistência de determinados contaminantes (SANTOS *et al.*, 2013).

O tempo de persistência dos pesticidas é variável, em função das características do composto e do ambiente. No Quadro 4 é evidenciada a escassez de informações sobre a persistência dos principais pesticidas nos sedimentos, enquanto que nos compartimentos ar, água e solo esses dados são mais completos.

Quadro 4 – Valores gerais de persistência dos principais pesticidas nos diferentes compartimentos ambientais.

Substâncias	Meia vida			
	Ar	Água	Solo	Sedimentos
Diclorodifeniltricloroetano (DDT)	2 dias	>1 ano	>15 anos	Sem dados
Aldrin	<9,1 horas	<590 dias	5 anos	Sem dados
Dieldrin	<40,5 horas	>2 anos	>2 anos	Sem dados
Endrin	1,45 horas	>112 dias	Até 12 anos	-
Clordane	<51,7 horas	>4 anos	1 ano	Sem dados
Heptacloro	Sem data	<1 dia	120-240 anos	Sem dados
Hexaclorobenzendo (HCB)	<4,3 anos	>100 anos	>2,7 anos	-
Mirex	Sem dados	>10 horas	>600 anos	>600 anos
Toxafeno	<5 dias	20 dias	10 anos	-
Bifenilas policloradas (BCBs)	3-21 dias	>4,9 dias	>40 dias	-
Dioxina (2,3,7,8-tetraclorodibenzo-p-dioxina-TCDD)	<9 dias	>5 dias	10 anos	>1 ano
Furanos (2,3,7,8)	7 dias	>15,5 dias	Sem dados	Sem dados

Fonte: MELO *et al.*, (2010).

Considerando que os sedimentos exercem papel fundamental na dinâmica de transporte, acumulação e disponibilização de contaminantes, o estudo das interações existentes entre esse

compartimento e a coluna d' água complementam de forma mais efetiva o monitoramento ambiental de corpos hídricos (ALMEIDA; ROCHA, 2006).

Portanto, a caracterização dos agrotóxicos nos solos, corpos aquáticos e sedimentos permitem conhecer e acompanhar o estado de conservação de uma bacia hidrográfica (TOFFOLI, 2014).

Em mananciais, os valores máximos das concentrações de poluentes orgânicos estão estabelecidos na resolução CONAMA 357 de 17 de março de 2005 (BRASIL, 2005). Para águas destinadas ao consumo humano a Portaria 2.914 de 12 de dezembro de 2011 estabelece procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade, que incluem o monitoramento dos níveis de agrotóxicos (BRASIL, 2011).

Alves *et al.* (2010) realizaram um diagnóstico dos níveis de pesticidas organoclorados presentes nos cursos d' água em 167 municípios do estado de Goiás e verificaram que 36,2% das amostras coletadas, apresentaram níveis de pesticidas organoclorados superiores à concentração estabelecida pela resolução CONAMA 357/2005 sendo detectados o aldrin, mirex, dicloro difenil tricloroetano (DDT), lindano, clordano, hexaclorobenzeno, endrin, dicloro difenil dicloroetileno (DDE) e metoxicloro.

Nas Tabelas 1 a 4 são apresentados os resultados das faixas de concentração por pesticidas organoclorados encontrados nas regiões central, sul, oeste, norte e leste do estado de Goiás em 2005/2006.

Tabela 1 – Faixas de concentração de pesticidas organoclorados detectados na Região Central do estado de Goiás em 2005/2006.

REGIÃO CENTRAL		
Pesticidas organoclorados	Faixas de concentração detectadas ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	Nível máximo permitido CONAMA N°357/2005 ($\mu\text{g.L}^{-1}$)
Aldrin	0,0061-0,021	0,005
Clordano	0,041-0,16	0,04
DDE	0,002-0,032	0,002
Hexaclorobenzeno	0,0092-0,19	0,0065
Lindano	0,021-0,14	0,02
Mirex	0,0016-0,067	0,001

Fonte: Adaptado de Alves *et al.* (2010).

Tabela 2 - Faixas de concentração de pesticidas organoclorados detectados na Região Sul do estado de Goiás em 2005/2006.

REGIÃO SUL		
Pesticidas organoclorados	Faixas de concentração detectadas ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	Nível máximo permitido CONAMA N°357/2005 ($\mu\text{g.L}^{-1}$)
Aldrin	0,0050-0,0082	0,005
DDE	0,0020-0,18	0,002
DDT	0,0072-0,027	0,002
Endrin	0,0040-0,016	0,004
HCB	0,019-0,026	0,0065
Metoxicloro	0,030-0,34	0,03
Mirex	0,0064-0,10	0,001

Fonte: Adaptado de Alves *et al.* (2010).

Tabela 3 - Faixas de concentração de pesticidas organoclorados detectados na Região Oeste do estado de Goiás em 2005/2006.

REGIÃO OESTE		
Pesticidas organoclorados	Faixas de concentração detectadas ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	Nível máximo permitido CONAMA N°357/2005 ($\mu\text{g.L}^{-1}$)
Aldrin	0,0076-0,025	0,005
Clordano	0,050	0,04
DDT	0,077-0,10	0,002
Endrin	0,070	0,004
HCB	0,011-0,04	0,0065
Lindano	0,065	0,02
Mirex	0,013-0,024	0,001

Fonte: Adaptado de Alves *et al.* (2010).

Tabela 4 - Faixas de concentração de pesticidas organoclorados detectados na Região Norte do estado de Goiás em 2005/2006.

REGIÃO NORTE		
Pesticidas organoclorados	Faixa de concentração detectada ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	Nível máximo permitido CONAMA N°357/2005 ($\mu\text{g.L}^{-1}$)
Aldrin	0,0059-0,0240	0,005

Fonte: Adaptado de Alves *et al.* (2010).

Tabela 5 - Faixas de concentração de pesticidas organoclorados detectados na Região Leste do estado de Goiás em 2005/2006.

REGIÃO LESTE		
Pesticidas organoclorados	Faixas de concentração detectadas ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	Nível máximo permitido CONAMA N°357/2005 ($\mu\text{g.L}^{-1}$)
Aldrin	0,014-0,000013	0,005
Mirex	0,008-0,000012	0,001

Fonte: Adaptado de Alves *et al.* (2010).

Os autores ressaltaram que a análise de sedimentos, nas regiões onde foram observadas menores contaminações dos mananciais, pode indicar a presença de outros pesticidas, principalmente se forem considerados os períodos de estiagem e chuva, visto que a sazonalidade e a dinâmica dos sistemas aquíferos influenciam o transporte desses contaminantes e à sua identificação na coluna d' água.

Palma *et al.* (2015) avaliaram a ocorrência, distribuição e risco de pesticidas em sedimentos do reservatório de Alqueva em Portugal. Foram analisados 22 compostos e identificada a ocorrência de 8 pesticidas (simazina, terbutilazina, clortolurão, diuron, propanil, clorfenvinfos, diazinon e molinato). Desses, destaca-se o diuron com a concentração de 3,28 ng.g^{-1} , sendo que 62% das amostras de sedimentos apresentaram a presença de um ou mais pesticidas. Os sedimentos mais contaminados constituíam-se de partículas com granulometria inferior a 0,063 mm (74% de areia) e altos valores de matéria orgânica apresentando um coeficiente de sorção² de carbono orgânico variando entre 130 a 1.067 mL.g^{-1} .

Na bacia do ribeirão João Leite, pertencente à bacia hidrográfica do Rio Paraná, foi realizada uma análise exploratória demonstrando graves problemas de degradação ambiental oriundos de processos antrópicos e da falta de manejo e conservação dos solos. Por meio do mapeamento das fontes poluidoras no ano de 2011 em conjunto com a análise exploratória-espacial, os autores consideraram que o sedimento pode apresentar uma reserva significativa de nutrientes, metais pesados e agrotóxicos no sedimento presente no exutório dessa bacia que poderão alterar a qualidade da água, sendo assim, indispensável o monitoramento desse compartimento (RIOS *et al.*, 2013).

² Usa-se o termo sorção para diversas associações possíveis entre pesticidas e colóides do solo (adsorção, absorção, etc). Mecanismos múltiplos de sorção podem estar envolvidos na associação de determinado pesticida com sistema heterogêneo como o solo (SPADOTTO; MATALLO; GOMES, 2003).

Dentre as fontes concentradas e difusas potencialmente geradoras de cargas poluidoras que podem afetar a qualidade da água do reservatório do ribeirão João Leite citam-se as atividades industriais e agrícolas existentes atualmente na bacia. Quanto às atividades relacionadas à agricultura, foram verificadas as práticas de meios tradicionais de controle das pragas a partir de pulverizações com agrotóxicos e o controle de pragas nas hortaliças cultivadas na região (SANEAGO, 2006).

4.6.1 Agrotóxicos e seus impactos no ambiente

Atualmente, diversas instituições vêm se preocupando com os impactos negativos ocasionados pelo uso indiscriminado de agrotóxicos no mundo. A Organização das Nações Unidas para a Alimentação e a Agricultura (FAO) e a Organização Mundial da Saúde (WHO), em 2008, redobram seus esforços na aplicação do plano de gestão e manejo de pesticidas (MELO *et al.*, 2010).

Os impactos negativos da crescente utilização de agrotóxicos estão relacionados à contaminação dos seres vivos e a acumulação do meio biótico e abiótico (PERES; MOREIRA, 2003).

De acordo com as características físico-químicas, os agrotóxicos, podem permanecer em diferentes compartimentos ambientais como: água, ar, solo, sedimento ou serem degradados por vias químicas, fotólise ou pela ação microbiana (conforme Quadro 4), sendo que os mais persistentes podem continuar no ambiente sem sofrerem nenhuma alteração (CABRERA; COSTA; PRIMEL, 2008). Podem ainda, “sofrer adsorção (ligar-se ao sedimento por interações químicas e físicas) ou dessorção das partículas dos sedimentos” (SANCHES *et al.*, 2003, p. 56).

Como o desenvolvimento das atividades agrícolas exige um elevado suprimento de água, a expansão dessa atividade se dá principalmente nas proximidades de rios e lagos, tornando os recursos hídricos vulneráveis à contaminação, podendo comprometer a qualidade da água destinada ao abastecimento público (CABRERA; COSTA; PRIMEL, 2008).

Kalajzic *et al.* (1998) verificaram a presença de bifenilas policloradas (PCBs) e pesticidas organoclorados nos sedimentos de um reservatório de abastecimento público de água na cidade de Cagliari, na Itália. As concentrações médias encontradas foram relativamente baixas variando entre $0,02 \mu\text{g.kg}^{-1}$ e $0,084 \mu\text{g.kg}^{-1}$ nas 22 amostras coletadas, sendo que o

contaminante p, p'-DDE foi o que apresentou a concentração mais alta (0,84 ppb). Os autores destacaram, também, que as concentrações médias de lindano ($0,20 \mu\text{g.kg}^{-1}$) foram provenientes dos processos de produção do açúcar de beterraba, destacando a influência das atividades desenvolvidas ao longo da bacia hidrográfica.

De acordo com os estudos realizados por Corbi *et al.* (2006) no estado de São Paulo, em regiões onde o uso do solo é predominantemente voltado para o cultivo de cana-de-açúcar, pastagem e mata ciliar, foram identificados nos sedimentos de onze córregos da região central, a presença de dezesseis compostos organoclorados, com destaque para as concentrações de Aldrin (7,14 a $1787 \mu\text{g.kg}^{-1}$).

Considerando que apenas 0,1% dos pesticidas utilizados na agricultura atingem seu objetivo como praguicida, permanecem no ambiente 99,9% que podem ocasionar impactos negativos à saúde humana e aos diferentes ecossistemas (SABIK; JEANNOT; RONDEAU, 2000). Nota-se, portanto, que a ação dos pesticidas não apresenta seletividade entre espécies-alvo e não-alvo, sendo ainda insatisfatória para grande parte dos ingredientes ativos, atuando sobre toda biota exposta (OLIVEIRA-FILHO, 2013).

Embora o emprego de agrotóxicos tenha sido benéfico para o incremento da agricultura no mundo, a utilização excessiva ou inadequada desses compostos tem acarretado impactos negativos, como o desaparecimento de algumas espécies e o surgimento de novas pragas, além de possuírem a capacidade de persistirem no ambiente, bioacumular e o biomagnificar em diversas cadeias tróficas (FLORES *et al.*, 2004).

Apesar dessas características, os efeitos sobre a saúde humana dependerão da forma, do tempo de exposição e da toxicidade específica do agrotóxico, sendo que os mais preocupantes são os inseticidas organofosforados e carbamatos, os piretróides e os organoclorados, os fungicidas ditiocarbamatos e os herbicidas fenoxiacéticos (2,4-D), o glifosato e o paraquat (EPA, 2013).

Na Tabela 6 estão relacionados os agrotóxicos que são regulamentados pela legislação brasileira de potabilidade e os valores máximos permissíveis (VMP), preconizados pela OMS, Usepa e Health Canadá.

Tabela 6 – Comparação entre os VMP dos agrotóxicos regulamentados pela Portaria MS 2914/2011 e diferentes normatizações internacionais em $\mu\text{g.L}^{-1}$.

Parâmetro	Portaria MS 2914/2011	Guias OMS	EPA	Health Canadá
Alaclor	20	20	2	-
Aldrin/Dieldrin	0,03	0,03	-	0,7
Atrazina	2	2	3	5
Clordano (isômeros)	0,2	0,2	2	-
2,4 D	30	30	70	100
DDT (isômeros)	1	1	-	-
Endossulfan	20	-	-	-
Endrin	0,6	0,6	2	-
Glifosato	500	-	700	280
Hexaclorobenzeno	-	-	1	-
Lindano (g – BHC)	2	2	0,2	-
Metolacoloro	10	10	-	50
Metoxicloro	-	20	40	900
Molinato	6	6	-	-
Pendimetalina	20	20	-	-
Pentaclorofenol	-	9	1	60
Permetrina	20	300	-	-
Simazina	2	2	4	10
Trifluralina	20	20	-	45

Fonte: Adaptado de Fernandes Neto e Sarcinelli (2009).

4.7 TESTES DE TOXICIDADE

“Testes de toxicidade são ensaios laboratoriais, realizados sob condições experimentais específicas e controladas, utilizados para estimar a toxicidade de substâncias, efluentes industriais e amostras ambientais (águas ou sedimentos)” (COSTA *et al.*, 2008, p. 1820).

A finalidade da avaliação da toxicidade é julgar se as evidências disponíveis referentes ao potencial de determinado toxicante podem causar efeitos adversos em indivíduos expostos e estimar se há uma relação entre a extensão da exposição e o aumento dos efeitos adversos (USEPA, 2002).

Enquanto os testes de toxicidade avaliam os efeitos de diferentes compostos em diferentes sistemas biológicos, as análises químicas os identificam e quantificam. Desse modo, as análises químicas e os testes de toxicidade se complementam (COSTA *et al.*, 2008).

Deve-se considerar, na avaliação da toxicidade, o conhecimento das propriedades físico-químicas da substância, a via de introdução, a duração e frequência da exposição e as características individuais das espécies testadas (CHASIN; AZEVEDO, 2003).

As espécies a serem utilizadas devem apresentar as seguintes características: representatividade, seletividade, facilidade de cultivo e de adaptação às condições de laboratório, elevada disponibilidade e abundância (COSTA *et al.*, 2008).

De acordo, com o tempo de exposição e a concentração da substância testada os testes de toxicidade podem ser classificados como sistema estático onde a solução não é renovada, sistema semi-estático no qual os organismos-teste são periodicamente transferidos às novas soluções-teste e sistema de fluxo contínuo onde as soluções-teste fluem continuamente (ZAGATTO; BERTOLETTI, 2008).

Quanto ao tipo de ensaio os testes de toxicidade podem ser classificados em agudos e crônicos. Os estudos de toxicidade aguda avaliam a ocorrência de efeito adverso num curto período considerando o período de vida do organismo-teste, enquanto que os estudos de toxicidade crônica são realizados num período correspondente a todo ciclo de vida do organismo-teste (CHASIN; AZEVEDO, 2003).

A toxicidade dos sedimentos pode ser realizada com a própria fase sólida (sedimento) ou com a fração líquida dos mesmos (água intersticial ou elutriato) de acordo com o objetivo proposto (MOZETO; UMBUZEIRO; JARDIM, 2006), sendo que após o período de exposição observa-se a ocorrência de efeitos adversos (mortalidade, citotoxicidade, crescimento) com um controle ou padrão de referência (ABESSA; SOUSA; TOMMASI, 2006).

Desse modo, os testes de toxicidade complementam a avaliação ambiental realizada apenas por meio de análises químicas, além de serem exigidas por leis ambientais no Brasil (COSTA *et al.*, 2008).

Rodgher *et al.* (2005) estudaram, por meio de análises limnológicas e bioensaios de toxicidade com microcrustáceos e larvas de peixes, a qualidade da água e do sedimento de reservatórios do médio e baixo rio Tietê em São Paulo que são utilizados para fins múltiplos.

O estudo envolveu a avaliação de 15 estações de amostragem, nos períodos de seca e chuva e constataram que a temperatura da água no período chuvoso variou de 24,48°C a 28,03°C e de 19°C a 22,78°C no período de seca, o pH apresentou valores entre 5,65 e 7,13, a condutividade elétrica da água oscilou entre 51 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ e 411 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$, as concentrações de oxigênio dissolvido foram de 7,17 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ a 8,33 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$. Os metais biodisponíveis analisados apresentaram os seguintes valores: cádmio (1,67 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ a 5,00 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$), cobre (3,33 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ a 97,57 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$), zinco (1,60 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ a 224,93 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) e cromo (3,60 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ a 11,40 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$). O percentual de matéria orgânica no sedimento variou de 0,1% a 16,73%, a granulometria apresentou composição média de areia (50%), silte (33%) e argila (17%) variando suas proporções nos diferentes pontos amostrais.

As amostras de água apresentaram toxicidade aguda para *Daphnia similis* com imobilidade maior ou igual a 40% em duas amostras no período chuvoso e em quatro amostras na seca, a toxicidade crônica com *Ceriodaphnia dubia* revelou efeitos crônicos em nove amostras no período e em quatro amostras na seca.

Os testes de toxicidade com sedimentos mostraram toxicidade aguda para *Daphnia similis* em duas amostras no período chuvoso e toxicidade crônica para *Ceriodaphnia dubia* em sete amostras no período chuvoso e duas na seca. Foi encontrada alta toxicidade aguda para *Danio rerio* com mortalidade variando entre 51 e 100% em cinco amostras no período chuvoso e em sete amostras no período de seca.

Desse modo, Rodgher *et al.* (2005) concluíram que a qualidade da água na bacia se encontrava degradada com grande quantidade de poluentes entre os quais: metais pesados, pesticidas e compostos orgânicos pouco degradáveis e que os bioensaios de toxicidade são ferramentas importantes para a avaliação da qualidade ambiental.

Dellamatrice *et al.* (2012) avaliaram o impacto gerado pelas atividades agrícolas, principalmente de pesticidas, sobre as águas do açude Jaburu (Ceará-Brasil) que é responsável pelo abastecimento público de água das cidades da Serra da Ibiapaba, além de usos em atividades de irrigação e piscicultura.

Os referidos autores analisaram a toxicidade aguda e crônica na água e no sedimento por meio de bioensaios. As amostras de água e de sedimentos foram coletadas em três pontos, os sedimentos pesados e distribuídos na proporção de 4:1 (água + sedimentos) e retirado o sobrenadante após 24 h, sendo feitas diluições de 75, 50 e 25%.

De acordo com os resultados encontrados por Dellamatrice *et al.* (2012), o pH da água se encontrava neutro, variando em torno de 7,0, a condutividade elétrica com elevada quantidade de sais dissolvidos ($140-180 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$), o oxigênio dissolvido oscilando entre 6,0 e 8,0 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ e a temperatura da água na estação seca oscilou entre 24,5°C e 25°C e na estação chuvosa entre 26°C e 27°C.

Dellamatrice *et al.* (2012) também constataram a ocorrência de toxicidade aguda para as amostras de sedimento, com CL_{50} para *Daphnia magna* de 50,98% e de 84,79%, em dois pontos amostrais, sendo que no período da seca não houve nascimento em nenhuma das amostras utilizando água, apenas no controle (21 organismos). Já nos testes de toxicidade crônica realizados nas amostras de água, utilizando *Daphnia magna*, a mortalidade dos organismos-teste no período seco foi alta, com morte total em alguns dos pontos amostrais. Os autores concluíram que o ecossistema pode estar sendo impactado pelo lançamento de poluentes, mesmo em baixas concentrações, que poderão ocasionar efeitos em longo prazo.

4.8 BIOENSAIOS COM SEMENTES DE *LACTUCA SATIVA* L. (ALFACE)

Os bioensaios com sedimentos fornecem importantes informações ecológicas para se avaliar a saúde dos ecossistemas aquáticos, a qualidade dos sedimentos e os efeitos da interação de misturas complexas que não são detectados como prejudiciais apenas por avaliações físico-químicas (TONISSI *et al.*, 2004; ZAGATO; BERTOLETTI, 2008).

O emprego de bioensaios tem como principais vantagens o fornecimento de respostas em curtos intervalos de tempo e permitem ter uma visão dos efeitos decorrentes da combinação de todos os contaminantes (SOBRERO; RONCO, 2008).

Os bioensaios dependem da medição da resposta dos organismos expostos aos contaminantes em relação a um controle. Eles têm sido empregados para definir os níveis de toxicidade de contaminantes-alvo em organismos-testes como: micro-organismos, plantas e algas, invertebrados e peixes (RIZZO, 2011).

Testes em que se utilizam plantas têm sido considerados como uma alternativa eficiente para se avaliar a toxicidade de poluentes e empregados em estudos de fitotoxicidade de águas e sedimentos contaminados (RODRIGUES *et al.*, 2013).

Segundo Baumgarten e Spiegel (2004) as plantas são mais susceptíveis a ação de efeitos tóxicos, portanto podem ser utilizadas como um indicador ambiental. A fitotoxicidade pode, então, ser definida pelo atraso na germinação de sementes, inibição do crescimento da planta ou ocorrência de qualquer outro efeito adverso sobre as plantas causadas por substâncias específicas.

Um grande número de estudos tem recomendado a utilização de diferentes espécies de plantas, incluindo repolho, alface, cenoura, pepino, tomate, mostarda, agrião e cebola em testes de germinação de sementes e alongamento de raiz (TAM; TIQUIA, 1994; BELTRAMI; ROSSI; BAUDO, 1999; VISIOLI *et al.*, 2014).

Visioli *et al.* (2014) verificaram a sensibilidade de seis espécies de plantas vasculares (*Cucumis sativus*, *Brassica nigra*, *Lepidium sativum*, *Trifolium alexandrinum*, *Medicago sativa* e *Phacelia tanacetifolia*) a solos contaminados. Os autores testaram seis concentrações (3,1; 6,3; 12,5; 25,0; 50,0 e 100,0 mg. L⁻¹) de solução de sulfato de níquel (NiSO₄) e elutriato³ (1:4) utilizando amostras de solo ricas em Ni, Co e Cr. Os testes utilizando elutriato apresentaram efeitos menos significativos de germinação de sementes e alongamento de raiz quando comparado com os resultados utilizando solo não tratado, contudo confirmaram que *C. sativus* e *L. sativum* são bons bioindicadores para contaminação por metais.

Os testes de fitotoxicidade, especialmente os testes de germinação de sementes e alongamento de raiz têm vantagens evidentes sobre os testes de toxicidade que empregam animais e algas. Em primeiro lugar, sementes de plantas secas, sendo dormentes, podem resistir a um ambiente desfavorável sem perder a viabilidade, além de serem altamente sensíveis às condições ambientais a que são submetidas. Em segundo lugar, são apropriadas para estudos de toxicidade de compostos voláteis e instáveis ou amostras que se alteram com o tempo. Em terceiro lugar, as sementes podem ser obtidas em grandes quantidades e armazenadas por um tempo relativamente longo, possuem baixo custo de manutenção e fornecem resultados rápidos. Finalmente, os testes de germinação de sementes e alongamento de raiz não necessitam de nutrientes para as plantas e nem de controle da água (WANG *et al.*, 2001).

O bioensaio de toxicidade com sementes permite avaliar os efeitos tóxicos tanto de compostos químicos puros quanto de misturas complexas por meio de testes de toxicidade aguda. A

³ Elutriato: Material líquido resultante do contato (24 h) com um composto sólido.

avaliação se dá pela determinação da inibição da germinação e do crescimento da raiz durante os primeiros dias de crescimento (SOBRERO; RONCO, 2008).

A *Lactuca sativa* L. (alface) tem sido empregada na avaliação da toxicidade de diferentes compostos em diversos tipos de compartimentos, tais como: efluentes industriais (CHARLES *et al.*; 2011), solos contaminados (VALERIO; GARCÍA; PEINADO, 2007; FAN *et al.*, 2012); no monitoramento da qualidade da água e do sedimento (BELTRAMI; ROSSI; BAUDO, 1999; RODRIGUES *et al.*, 2013); na avaliação da eficiência de processos oxidativos avançados (GARCIA *et al.*, 2009); aleloquímicos (extratos ativos liberados por algumas espécies de plantas) (GATTI; PEREZ; LIMA, 2004; MECINA *et al.*, 2014); agrotóxicos (SOUSA; NOCITI; SILVA E CASTRO, 2014).

Charles *et al.* (2011) avaliaram a toxicidade de efluentes industriais por meio de testes de germinação usando sementes de alface. Foi empregado o teste de germinação padronizado estabelecido pela norma francesa (AFNOR NFX 31-202⁴), em triplicata, que consistiu na incubação de 15 sementes de *Lactuca sativa* L. (alface) em placa de *Petri*, contendo 4 mL da solução a ser testada (Quatro tipos de efluentes industriais e água deionizada para o controle). As placas foram mantidas no escuro durante sete dias a uma temperatura de 24,1°C. Os autores também realizaram um teste de crescimento padronizado (AFNOR NFX 31-202⁵), o qual consistiu na colocação de cinco sementes de alface germinadas em 250 mg de solo padronizado (composto por sílica 99%), as quais foram cultivadas durante 28 dias, fotoperíodo claro/escuro (16/8), 60% de umidade relativa e temperatura média diurna de 21,1°C e 18,1°C a noite, sendo regadas com água mineral comercial da marca Volvics (controle) e com o efluente industrial. O comprimento, o peso fresco e a massa secas das plântulas foram realizados após secagem durante 3 dias à 70°C.

Os resultados encontrados por Charles *et al.* (2011) evidenciaram a diminuição do crescimento das plântulas de alface nos quatro efluentes industriais utilizados com a inibição da germinação de 25% para o efluente 3 (Indústria de tratamento do alumínio por galvanização a quente), 40% efluente 2 (Indústria de galvanização), 55% efluente 1 (Indústria de revestimento elétrico de níquel, cobre, prata e ouro) e 50% efluente para o efluente 4

⁴ Norma NFX 31-201 – Teste de inibição da germinação de sementes por uma substância definido pela Associação Francesa de Padronização, Paris.

⁵ Norma NFX 31-202 – Qualidade de Solos. Teste de inibição de crescimento de vegetais por uma substância definido pela Associação Francesa de Padronização, Paris.

(Indústria de processamento de metais preciosos), sendo que a germinação no controle foi de 100%. A inibição do crescimento utilizando solo padronizado apresentou a diminuição do crescimento de 40%, 50%, 70% e 70% para os efluente 3, efluente 2, efluente 4 e efluente 1, respectivamente.

Fan *et al.* (2012) estudaram a capacidade da redução da toxicidade utilizando resíduos de tratamento de água ricos em cálcio (subproduto de processo de purificação de água para remoção de sólidos dissolvidos, matéria orgânica e outros contaminantes, contendo principalmente CaCO_3 e CaO), utilizando azevém (*Lolium perenne* L.) e alface (*Lactuca sativa* L.). Foram utilizadas amostras de solo coletadas na área do rio Indian (Flórida) e solos enriquecidos com cobre, secas ao ar, peneiradas em malha de 2 mm e resíduos de tratamento de água ricos em cálcio, cujas características eram pH elevado (9,5), condutividade elétrica (659 S.cm^{-1}), Ca (292 g.kg^{-1}) e Cu ($0,32 \text{ mg.kg}^{-1}$). Os experimentos foram conduzidos em estufa, fotoperíodo de luz solar de 10 horas a fim de se verificar o crescimento do azevém e da alface durante o período de oito semanas em solos tratados e no controle (solos não enriquecidos com cobre).

Os resultados encontrados por Fan *et al.* indicaram que o crescimento máximo do azevém foi de 133% e 149% no controle e para a alface de 145% e 206% no controle, evidenciando que a aplicação de resíduos de tratamento de água ricos em cálcio estimulou o crescimento das plantas e reduziu a absorção de cobre em solos contaminados.

Garcia *et al.* (2009) utilizaram testes de toxicidade aguda estática (exposição de 120 h) para monitorar a toxicidade dos produtos formados, em relação ao efluente bruto, de efluentes têxteis tratados por processos oxidativos avançados utilizando TiO_2 ou associação de $\text{TiO}_2/\text{H}_2\text{O}_2$.

Foram empregados por Garcia *et al.* (2009) bioensaios com sementes de alface foram realizados seguindo o método proposto por Sobrero e Ronco (2004). Os experimentos realizados não apresentaram diferenças significativas ($P < 0,05$) na germinação absoluta de sementes de alface, ou seja, os tratamentos utilizando apenas TiO_2 ou $\text{TiO}_2/\text{H}_2\text{O}_2$ com diferentes tempos de irradiação não afetaram negativamente o processo de germinação quando comparados com o efluente *in natura* e o controle negativo.

Gatti, Perez e Lima (2004) analisaram a atividade alelopática⁶ de extratos aquosos de diferentes órgãos de *Aristolochia esperanzae* na germinação e no crescimento de alface e rabanete. Os extratos foram preparados a partir de 100 g do vegetal fresco e de 100 mL de água destilada. Os resultados encontrados pelos autores indicaram que os valores de percentagem de germinação foram diferentes estatisticamente do controle a partir da concentração de 100% para o extrato de caule e 75% para o de raiz, sendo que o extrato de folha ocasionou a maior inibição na germinação de sementes de alface a partir da concentração de 50% quando comparada ao controle. Esta diferença tornou-se mais acentuada na concentração de 75%, e a inibição completa da germinação ocorreu com o extrato 100% concentrado. Os extratos causaram atraso no processo germinativo a partir da concentração de 25%.

Mecina *et al.* (2014) avaliaram o potencial fitotóxico de diferentes frações do extrato hidroetanólico das folhas de *O. spectabilis* utilizando bioensaios com *Lactuca sativa* L., determinação do índice mitótico nas células da raiz de *Allium cepa* L. Constataram que após a adição de uma concentração de 20 mg.mL⁻¹ de extrato hidroetanólico houve redução significativa da taxa de germinação da alface (53,34%) em comparação com o controle (99,33%). O índice mitótico das células da raiz de *Allium cepa* não apresentou diferenças significativas quando comparadas ao controle.

Valerio, García e Peinado (2007) constataram a viabilidade de utilização de bioensaios de fitotoxicidade por meio de testes de sensibilidade com sementes de *Lactuca sativa* L. como uma forma alternativa de determinar a toxicidade do solo. A pesquisa foi realizada utilizando dois tipos de solo, sendo um prístino e outro afetado pelo derramamento de pirita, determinando-se a germinação das sementes (GS), alongamento da raiz (AR), taxa de germinação (TG) e necrose da raiz (NR).

Os autores utilizaram três tratamentos por amostra com diferentes diluições (1:1; 1:2 e 1:3) mantendo o pH neutro e identificaram diferentes níveis de fitotoxicidade nas amostras, sendo que as variáveis mais sensíveis foram taxa de germinação e necrose da raiz com uma redução de 44% e 67% em relação ao controle com água destilada.

Sendo assim, verificou-se que o bioensaio utilizando sementes de alface (*Lactuca sativa*) consiste em um teste estático de toxicidade aguda, com 120 horas de exposição, no qual se

⁶ Relativo a alelopatia que é definida como o efeito inibitório ou benéfico, direto ou indireto, de um organismo sobre outro, causado pela liberação de substâncias químicas.

podem avaliar os efeitos fitotóxicos de uma substância pura ou da mistura de várias substâncias no processo de germinação das sementes e no desenvolvimento das mudas nos primeiros dias de crescimento (SOBRERO; RONCO, 2008).

Devido à sensibilidade da espécie *Lactuca sativa*, do reduzido tempo de exposição das sementes aos testes, ao custo reduzido de análise, a falta de exigência de equipamentos sofisticados, este bioensaio de toxicidade tem sido recomendado e aplicado por diferentes organismos de proteção ambiental para a avaliação ecotoxicológica de amostras ambientais (OECD, 2003).

O bioensaio utilizando sementes de alface também pode ser empregado na avaliação da toxicidade de substâncias puras, águas superficiais, águas subterrâneas, águas para consumo humano, efluentes industriais, esgotos domésticos, sedimentos, lodos e outras matrizes sólidas (SOBRERO; RONCO, 2008).

De acordo com Sobrero e Ronco (2008) a *Lactuca sativa* é uma espécie representativa de ecossistemas aquáticos, possui rápida germinação e a partir das informações produzidas por meio dos testes de toxicidade possibilita a avaliação dos efeitos dos contaminantes através dos dados gerados.

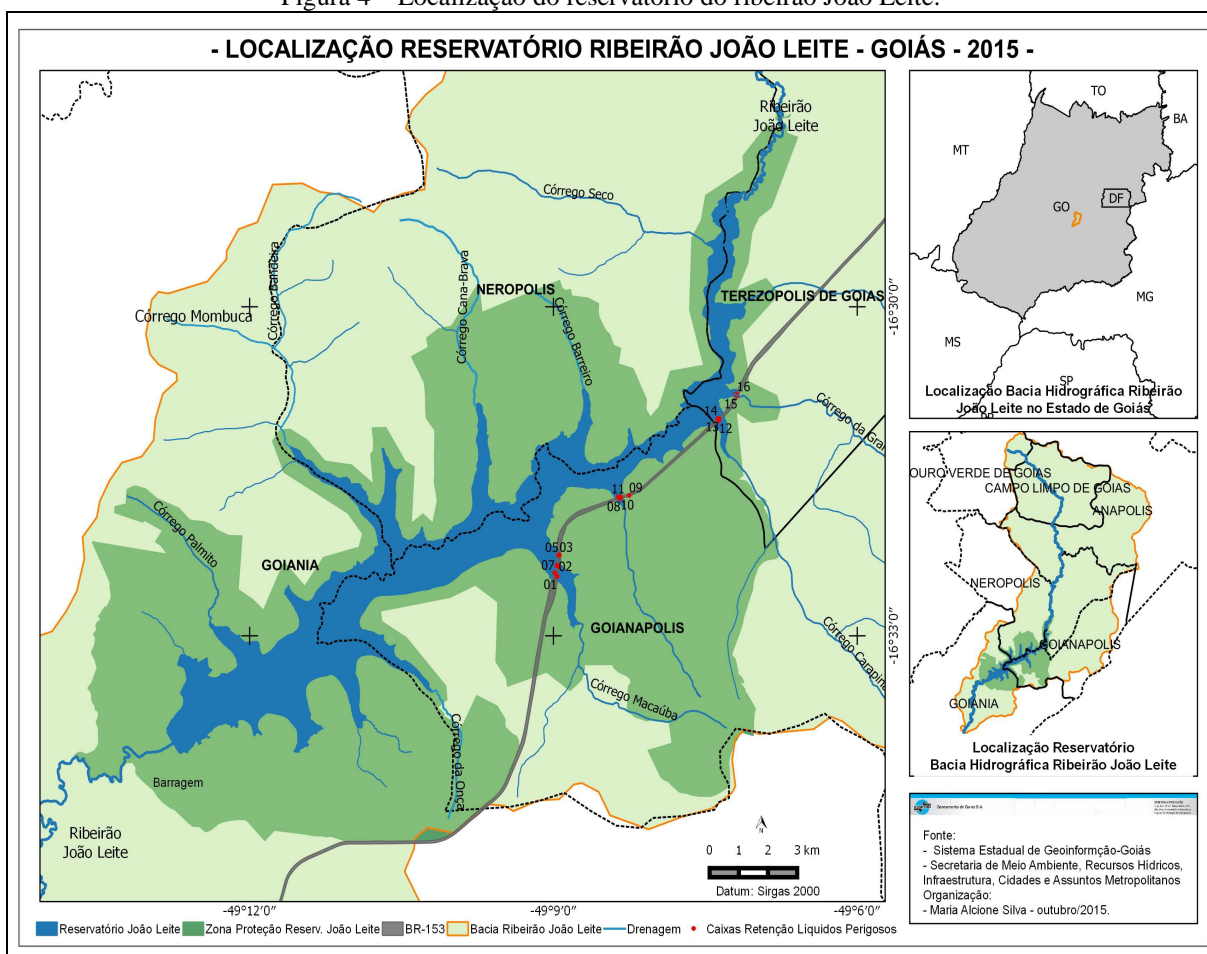
5 MATERIAL E MÉTODOS

5.1 ÁREA DE ESTUDO

O presente estudo foi desenvolvido no reservatório do ribeirão João Leite, que se encontra localizado a montante da cidade de Goiânia (Goiás-Brasil), limítrofe ao Parque Estadual Altamiro de Moura Pacheco (PEAMP) e do Parque Estadual João Leite (PEJoL) (SANEAGO, 2006). O ribeirão João Leite, nasce na Serra do Sapato Arcado, no município de Ouro Verde, e pertence à bacia hidrográfica do rio Meia Ponte, que integra a bacia do rio Paranaíba e por sua vez, a bacia do rio Paraná (BRANDÃO *et al.*, 2008).

O reservatório do ribeirão João Leite (Figura 4), dista 15 (quinze) quilômetros em direção ao norte, do centro de Goiânia, limitado pelas coordenadas 16°33'35" S e 49°12'38" W (CAVALCANTE; CARMO, 2015).

Figura 4 – Localização do reservatório do ribeirão João Leite.



Os Quadros 5 e 6 sintetizam as informações gerais da barragem e reservatório do ribeirão João Leite.

Quadro 5 – Características gerais do reservatório do ribeirão João Leite.

Parâmetros	Descrição
Área inundada (NA. máximo normal)	1.040 hm ²
Volume total de acumulação	129 hm ³
Volume útil	117 hm ³
Volume morto	12 hm ³
Vazão média regular	6,23 m ³ .s ⁻¹
Vazão média para abastecimento	5,33 m ³ .s ⁻¹
Vazão mínima (vazão ecológica)	0,9 m ³ .s ⁻¹
Largura média	800 m

Fonte: GUSMÃO; VALSECCHI (2004).

Quadro 6 – Características gerais da barragem do ribeirão João Leite.

Parâmetros	Descrição
Cota da crista da barragem	752,5 m
Comprimento da crista	451 m
Cota da soleira do vertedor	749,0 m
Largura do vertedor	50 m
Vertedor	Livre na parte central
Tomadas de água	Tipo Seletiva

Fonte: GUSMÃO; VALSECCHI (2004).

5.1.1 Clima e precipitação

O clima na região, segundo a classificação de *Koppen*, é caracterizado como do tipo AW, tropical úmido, com predomínio de duas estações bem definidas: inverno seco e verão chuvoso (SANEAGO, 2008). A estação seca, em geral, ocorre de maio a setembro, com precipitação inferior a 50 mm e a estação chuvosa de outubro a março, com precipitação acima de 100 mm mensais, o que equivale a 82% do valor pluviométrico total anual. A topografia influencia diretamente na distribuição pluviométrica da bacia sendo registrados os maiores índices na porção setentrional com 1.711 mm/ano em Ouro Verde de Goiás e 1.650 mm/ano em Anápolis; e menores valores na porção centro-meridional com 1.633 mm/ano em Goianápolis e 1.605 mm/ano em Goiânia (SEMARH, 2007).

5.1.2 Temperatura e umidade relativa do ar

Com base nos dados de normais climatológicas⁷ (1975 -2004), registrados pela Estação Evaporimétrica de Goiânia (16°41'S, 49°16'W), situada no Campus Samambaia da Universidade Federal de Goiás, localizada próxima à área de estudo, a temperatura média anual foi de 22,1 °C. O mês de julho foi o que apresentou a menor temperatura mínima média (9,7 °C), e a temperatura máxima média foi registrada no mês de setembro (32,1 °C). A variação anual da umidade relativa do ar, nesse período, foi de 78,2% (LOBATO, 2005). De acordo com as Normais Provisórias, verificou-se que, no ano de 2016, a temperatura média

⁷ Normais Climatológicas são obtidas através do cálculo das médias de parâmetros meteorológicos, obedecendo a critérios recomendados pela Organização Meteorológica Mundial (OMM). Essas médias referem-se a períodos padronizados de 30 (trinta) anos sucessivos (LOBATO, 2005).

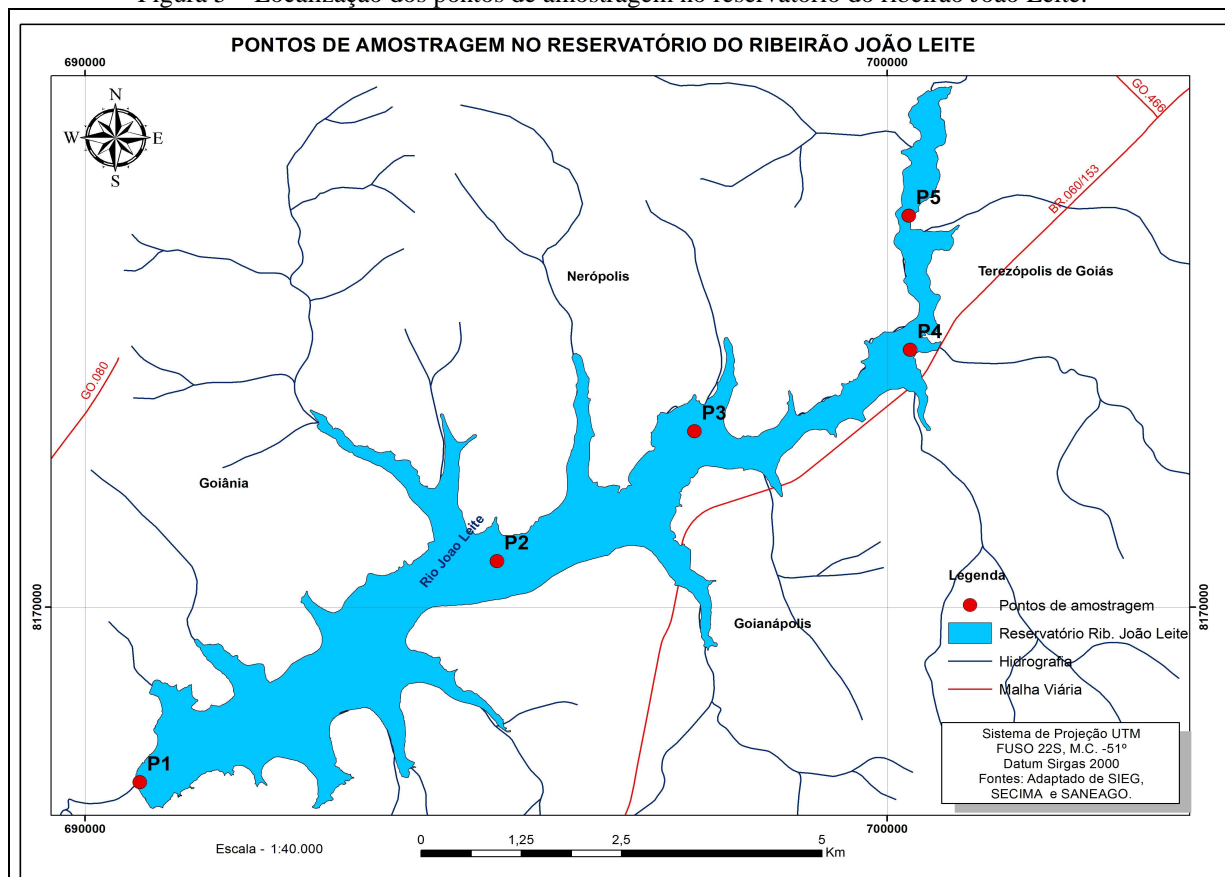
foi de 24,4°C, com temperatura mínima média de 17,1°C, temperatura máxima média de 31,6°C e umidade relativa do ar média de 65% (UFG, 2016).

5.2 PONTOS DE AMOSTRAGEM

Para a definição dos pontos de amostragem, para coleta de água, considerou-se as informações relacionadas à morfometria e a localização dos seus principais tributários diretos. Cabe ressaltar que, na seleção dos pontos amostrais para a realização de coletas de sedimentos, adotou-se as recomendações de Mozeto (2004), que orienta que, os locais de coleta sejam localizados na parte mais profunda do sistema em razão do fenômeno denominado *sediment focussing* (convergência das partículas das partes mais rasas para as zonas mais profundas de um lago) (BLAIS; KALFF, 1995).

Desse modo, foram definidos cinco pontos de amostragem ao longo do reservatório do ribeirão João Leite, nos quais, se realizaram quatro coletas de amostras de água e sedimentos, conforme pode ser observado na Figura 5.

Figura 5 – Localização dos pontos de amostragem no reservatório do ribeirão João Leite.



Fonte: Própria autora.

Os pontos selecionados foram georreferenciados com o auxílio de GPS (Sistema de Posicionamento Global), da marca Garmim modelo Montana™ 650, sendo designados como: P1 (Barramento); P2 (Eixo do Córrego Bandeira); P3 (Eixo do Córrego Barreiro); P4 (Eixo paralelo ao Córrego Carapina) e P5 (Zona de transição), conforme Quadro 7:

Quadro 7 – Informações sobre os pontos de amostragens.

Ponto	Descrição do Ponto	Coordenadas geográficas em graus decimais	
		Longitude	Latitude
P1	Barramento	-49.2131650556	-16.5654605891
P2	Eixo do Córrego Bandeira	-49.1727375796	-16.5384444183
P3	Eixo do Córrego Barreiro	-49.148563013	-16.5232676613
P4	Eixo paralelo ao Córrego da Grama	-49.1248881142	-16.5130174831
P5	Transição de lóxico para lântico	-49.124197344	-16.497234589

Fonte: Própria autora.

5.3 PERÍODO E FREQUÊNCIA DE AMOSTRAGEM

As coletas no reservatório João Leite, de amostras de água e sedimento, foram realizadas em quatro campanhas amostrais, que compreenderam os meses de agosto, setembro (período de estiagem), outubro e novembro de 2016 (período chuvoso), totalizando 20 amostras de água e 20 amostras de sedimentos.

5.4 COLETAS DE AMOSTRAS DE SEDIMENTOS

As coletas de amostras de sedimentos (Figura 6), seguiram as recomendações definidas pela norma NBR 9898 (ABNT, 1987), que fixa as condições exigíveis para a coleta e a preservação de amostras de efluentes líquidos domésticos e industriais, e de amostras de água, sedimentos e organismos aquáticos dos corpos receptores interiores superficiais, e o Guia Nacional de Coleta e Preservação de Amostras de água, sedimento, comunidades aquáticas e efluentes líquidos (CETESB, 2011).

As amostras foram coletadas com draga de *Petersen* (Figura 7), acondicionadas em frascos de polietileno de 100 mL e mantidas sob refrigeração, a uma temperatura de aproximadamente 4°C, até o momento das análises químicas.

Figura 6 - Coleta de amostras de sedimento no reservatório do ribeirão João Leite.



Fonte: Própria autora.

Figura 7 - Coleta de amostras de sedimento com draga de *Petersen*.



Fonte: Própria autora.

5.5 ANÁLISES TEXTURAL OU GRANULOMÉTRICA DOS SEDIMENTOS

As amostras de sedimentos coletadas foram secas à sombra, destorroadas, sendo posteriormente passadas em uma peneira de 20 cm de diâmetro e em malha de 2 mm (EMBRAPA, 1997).

A caracterização granulométrica dos sedimentos para determinação das frações de silte, argila e areia, baseou-se no método do densímetro. As análises foram realizadas no Laboratório de Análise de Solos e Foliar da Escola de Agronomia da Universidade Federal de Goiás (LASF-EA-UFG).

5.6 ANÁLISES DOS PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS DAS AMOSTRAS DE SEDIMENTOS

As amostras de sedimento foram submetidas à determinação dos seguintes parâmetros físico-químicos: pH, capacidade de troca catiônica (CTC), matéria orgânica (MO), oxigênio consumido, nitrogênio total (NT), macronutrientes (P, K, Ca, Mg, Al), micronutrientes (Zn, Cu, Fe, Mn) e agrotóxicos. Ressalta-se que a determinação da matéria orgânica consistiu na oxidação pelo ácido crômico e ácido sulfúrico, enquanto que a determinação do oxigênio consumido fundamentou-se na digestão com permanganato de potássio, em meio ácido, seguido de titulação do excesso de oxalato adicionado. Os métodos empregados encontram-se descritos no Quadro 8.

Quadro 8 - Descrição dos parâmetros e métodos utilizados para as amostras de sedimentos.

Parâmetro	Unidade	Método/Referência
Nitrogênio total	mg.L ⁻¹	SMEWW 4500-Norg B
Matéria orgânica	mg.L ⁻¹	SMEWW 5310 D
pH	-	SMEWW 4500-B
Oxigênio Consumido	mg. L ⁻¹	CETESB L5.143
Macronutrientes	mg.kg ⁻¹	Embrapa (1997)
Micronutrientes		
Atrazina	µg.L ⁻¹	EPA8270D
Clordano		

Continuação: Quadro 8 - Descrição dos parâmetros, métodos e equipamentos utilizados para as amostras de sedimentos.

Glifosato	$\mu\text{g.L}^{-1}$	EPA300.1
Toxafeno		EPA8270D
PCBs – Bifenilas policloradas		
Aldrin + Dieldrin		
DDT+DDD+DDE		
Demeton		
Endossulfan		
Endrin		
Heptacloro epóxido + heptacloro		
Lindano		
Malation		
Trifluralina		

Legenda: SMEWW – Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA, 2012).

Fonte: Própria autora.

Ressalta-se que as análises de CTC, MO, macronutrientes e micronutrientes foram realizadas no Laboratório de Análise de Solos e Foliar da Escola de Agronomia da Universidade Federal de Goiás (LASF-EA-UFG). As determinações de agrotóxicos e de nitrogênio total foram executadas em laboratório particular.

A seleção dos agrotóxicos, listados no Quadro 8, considerou as propriedades físico-químicas, características de persistência, os possíveis riscos de contaminação ambiental e por serem considerados nos protocolos de avaliação da qualidade de sedimentos pelo Conselho Canadense de Meio Ambiente (CCME, 1999).

5.7 COLETAS DE AMOSTRAS DE ÁGUA NO RESERVATÓRIO JOÃO LEITE

As coletas de amostras de água seguiram as recomendações definidas pelo Guia Nacional de Coleta e Preservação de Amostras de água, sedimento, comunidades aquáticas e efluentes líquidos (CETESB, 2011). As amostras foram coletadas na subsuperfície (entre 0 e 30 centímetros da lâmina d'água), recolhidas em frascos estéreis, volume de 1000 mL

acondicionadas em caixa térmica e mantidas sob refrigeração até o momento da realização das análises.

5.8 ANÁLISES DAS AMOSTRAS DE ÁGUA REALIZADAS COM SONDA MULTIPARÂMETROS

As determinações de algumas variáveis físico-químicas da água foram feitas com medição direta em campo, utilizando-se uma sonda multiparâmetro da marca Hydrolab (Figura 8), para determinação do pH (potencial hidrogeniônico), condutividade elétrica da água, temperatura da água, turbidez e oxigênio dissolvido.

Foi realizada a leitura na superfície, meio e fundo (considerando-se a profundidade total de cada ponto amostral) da coluna d'água conforme recomendações de Mozeto e Soares (2006). As respectivas profundidades estão descritas no Quadro 9.

Figura 8 – Detalhe da sonda multiparâmetro utilizada.



Fonte: Própria autora.

Quadro 9 – Profundidades dos pontos de monitoramento com sonda multiparâmetro.

Ponto	Profundidade (m)		
	Superfície	Meio	Fundo
P1	0,30	15	30
P2	0,30	10	20
P3	0,30	5,5	11
P4	0,30	3,5	7
P5	0,30	2	4

Fonte: Própria autora.

No Laboratório Central de Análises de Água da Saneamento de Goiás S/A (SANEAGO) foram realizadas as seguintes análises para as amostras de água superficiais: nitrato, nitrito, amônia, fósforo total e carbono orgânico total seguindo as recomendações descritas no APHA (2012) conforme apresentado no Quadro 10.

Quadro 10 - Descrição dos parâmetros e métodos utilizados para as amostras de água.

Parâmetro	Unidade	Método/Referência
Temperatura da água	°C	Termometria
Turbidez	NTU	Nefelométrico
Amônia	mg.L ⁻¹	4500-NH ₃ D
Nitrato	mg.L ⁻¹	4500 NO ₃ ⁻ D
Nitrito	mg.L ⁻¹	4500 NO ₂ ⁻ B
Fósforo total	mg.L ⁻¹	SMEWW 4500-P B
Carbono Orgânico Total	mg.L ⁻¹	SMEWW 5310 D
pH	-	Potenciométrico
Oxigênio dissolvido	mg.L ⁻¹	Luminescência
Condutividade	µS.cm ⁻¹	Potenciométrico

Legenda: SMEWW – Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA, 2012).

Fonte: Própria autora.

A análise quantitativa dos agrotóxicos presentes nas amostras de água foram realizadas no Laboratório Central de Análises da SANEAGO. Os métodos determinados para os parâmetros

de referência seguiram as recomendações do *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2012). A lista dos agrotóxicos monitorados está descrita no Quadro 11.

Quadro 11 - Descrição dos agrotóxicos determinados para as amostras de água.

Parâmetro	Unidade	Método
Aldrin + Dieldrin	µg.L ⁻¹	Cromatografia interfaceada à espectrofotometria com detector de massa 6440-B 6450-A 6630-D
Clordano		
DDT + DDD + DDE		
Demeton		
Endossulfan		
Endrin		
Lindano		
Atrazina		
Toxafeno		
Heptacloro epóxido + Heptacloro		
Malation		
Trifluralina		
PCBs – Bifenilas policloradas		
Glifosato	Cromatografia iônica 6440-B / 6651-A	

Legenda: SMEWW – Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA, 2012).

Fonte: Própria autora.

5.9 BIOENSAIOS DE GERMINAÇÃO DE SEMENTE E ALONGAMENTO DE RAIZ COM *Lactuca sativa* L.

Os bioensaios com sementes de *Lactuca sativa* L. foram realizados, com os sedimentos coletados no período chuvoso, no mês de dezembro, conforme os métodos propostos por Sobrero e Ronco (2008), consistindo na exposição das sementes as amostras de sedimento (elutriato) por um período de 120 horas, na ausência de luz e temperatura controlada (22°C ±2). De acordo com informações do fabricante as sementes de alface utilizadas eram isentas

de fungicidas, agrotóxicos e de qualquer tipo de tratamento químico e apresentavam uma porcentagem de germinação acima de 90% (ISLA, 2016).

Para os testes com sedimento utilizou-se 5 mL de elutriato produzido a partir da agitação de uma solução de sedimento/água destilada (1: 4 w/v) durante 30 minutos, posteriormente a solução ficou em repouso para sedimentação à temperatura ambiente durante 24 h e a fase líquida foi utilizada (SOBRERO; RONCO, 2008).

O teste foi realizado em placas de *Petri* de 100 mm forradas com papel de filtro (do tipo *Whatman* n° 3, com 90 mm de diâmetro). O papel de filtro possuía porosidade de 6 µm com a finalidade de reter o líquido e permitir o crescimento das raízes em sua superfície sem atravessá-lo e se encontravam isentos de resíduos tóxicos (SOBRERO; RONCO, 2008).

Seguindo o método já validado por Sobrero e Ronco (2008), posteriormente, o papel de filtro foi saturado com 5 mL da amostra a ser avaliada (elutriato). Em seguida, foram dispostas cuidadosamente 20 sementes, deixando espaço suficiente para permitir o crescimento da raiz.

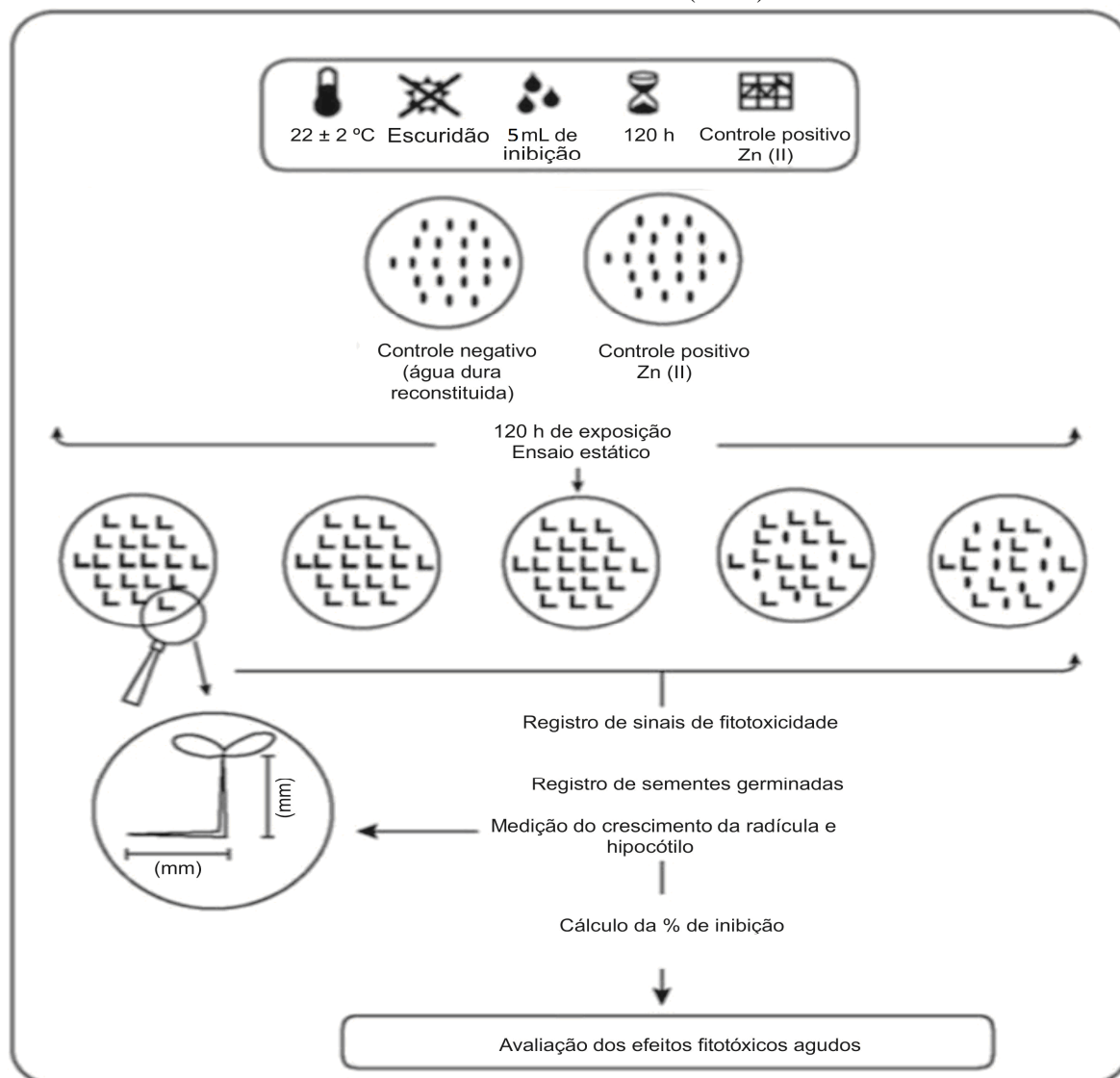
Em seguida, cobriram-se as placas com filme plástico com a finalidade de evitar a perda da umidade. Os ensaios foram realizados em triplicata com 20 sementes cada, totalizando 60 sementes. Utilizou-se um controle negativo composto por água dura reconstituída e um controle positivo de solução de sulfato de zinco ($ZnSO_4$) 0,05 N.

A água dura reconstituída foi preparada adicionando-se em 1L de água destilada 384 mg de $NaHCO_3$, 240 mg de $MgSO_4$, 240 mg de $CaSO_4 \cdot 2H_2O$ e 16,0 mg de KCl (APHA, 2012).

Ao final dos testes calculou-se a taxa de germinação pela relação entre o número de sementes germinadas e o número total de sementes testadas e para a determinação do desenvolvimento da plântula mediu-se o comprimento a partir da extremidade da raiz para a radícula com um paquímetro (SOBRERO; RONCO, 2008).

A Figura 9 resume o procedimento para a realização do ensaio de toxicidade aguda utilizando sementes de *Lactuca sativa* L. (alface).

Figura 9 – Esquema do procedimento de ensaio de toxicidade com sementes de *Lactuca sativa* L. (alface).



Fonte: Adaptado de Sobrero e Ronco (2008).

5.10 MAPEAMENTO DA BHRJL E CARACTERIZAÇÃO DAS ATIVIDADES ANTRÓPICAS NA ÁREA DE INFLUÊNCIA DO RESERVATÓRIO JOÃO LEITE

Para a confecção dos mapas (solos, declividade, uso e ocupação do solo e de vulnerabilidade a erosão) da BHRJL foram adotados o sistema de projeção UTM (Universal Transversa de Mercator), fuso 22, hemisfério Sul e o Datum Sirgas 2000.

Os limites municipais, as classes de solos, o uso do solo, bacias hidrográficas, hidrografia e malha viária foram adquiridos no site do Sistema Estadual de Estatística e Informações Geográficas do Estado de Goiás – SIEG, no formato *shapefile* com as seguintes

especificações: limites municipais IBGE – escala 1:100.000; solos - escala 1:100.000 (Determinação de áreas prioritárias para unidades de preservação – Projeto RadamBrasil); cobertura e uso do solo – escala 1:250.000 (Determinação de áreas prioritárias para unidades de preservação – Cons.Imagem/WWF-EMBRAPA-IBGE), bacias hidrográficas – escala 1:250.000 (Superintendência de Geologia e Mineração – SIC), hidrografia - escala 1:100.000 (Macrozoneamento Agroecológico e Econômico do Estado de Goiás – ZAEE), malha viária – escala 1:100.000 (Base vetorial referente à malha viária estadual elaborada a partir de levantamento de campo, com o uso de receptores GPS de navegação).

Os limites das unidades de conservação (UCs) foram obtidos no site da Secretaria de Meio Ambiente, Recursos Hídricos, Infraestrutura, Cidades e Assuntos Metropolitanos (SECIMA), que considera o zoneamento definido no Plano de Manejo da Área de Proteção Ambiental João Leite e define a zona de proteção do reservatório do ribeirão João Leite (ZPRJL), cuja área compreende o reservatório em uma faixa contínua da cota operacional 749,0 m (cota máxima 751,50 m), se expandindo em 200 metros (SEMARH, 2009).

Ressalta-se que a referida ZPRJL foi transformada em unidade de conservação integrada pela Lei Estadual nº 18.462 de 09 de maio de 2014 por meio da criação do Parque Estadual João Leite (PEJoL), incorporando a faixa de proteção do reservatório João Leite com superfície de 1.874,5868 hectares e as terras do Parque dos Ipês com superfície de 957,6892 hectares (SECIMA, 2016).

Para a geração do mapa de vulnerabilidade a erosão do solo aplicou-se o método proposto por Crepani *et al.* (2001), o qual atribui valores de vulnerabilidade a erosão associadas às classes de uso do solo existentes na bacia hidrográfica, nesse caso a bacia hidrográfica do ribeirão João Leite, cujas faixas de vulnerabilidade encontram-se descritas na Tabela 7.

Tabela 7 – Escala de vulnerabilidade.

Grau de vulnerabilidade	Valor
Vulnerável	2,7 – 3,0
Moderadamente vulnerável	2,6 – 2,3
Medianamente estável	2,2 – 1,8
Moderadamente estável	1,4 – 1,7
Estável	1,0 – 1,3

Fonte: Crepani *et al.* (2001).

As informações relacionadas ao uso e ocupação do solo na área de influência do reservatório do ribeirão João Leite, foram obtidas em visitas de campo realizadas em 2016, em seis pontos amostrais, cujas coordenadas foram registradas com o auxílio de GPS, com as respectivas ocorrências observadas.

Para a confecção dos mapas, visualização, análise e digitalização dos dados de cobertura e uso do solo foi utilizado o software computacional ArcGis 10.1.

5.11 ANALÍSES ESTATÍSTICAS

Os resultados analíticos das amostras de água e sedimentos se encontram descritas no **Apêndice B**. Nos testes de toxicidade aguda, por se tratarem de amostras repetidas, e para uma melhor comparação da distribuição das variáveis, optou-se por apresentar os dados de crescimento por meio de diagramas de caixa (*box-plot*).

O cálculo de inibição de crescimento radicular foi realizado utilizando a Equação 1:

$$\% \text{ ICR} = \frac{(\text{crescimento radicular amostra}) \times 100}{(\text{crescimento radicular controle negativo})} \quad (1)$$

A porcentagem de germinação relativa de sementes (GR) por meio da Equação 2:

$$\text{GR} = \frac{(\text{número de sementes germinadas na amostra}) \times 100}{(\text{número de sementes germinadas no controle})} \quad (2)$$

O índice de germinação foi calculado utilizando a Equação 3:

$$\% \text{ IG} = \frac{(\% \text{ sementes germinadas}) \times (\% \text{ crescimento da raiz})}{100} \quad (3)$$

Com a finalidade de correlacionar as variáveis aplicou-se a Análise de Componentes Principais (ACP) considerando as cargas fatoriais acima de 0,75 e a variância explicada pelos componentes acima de 70%.

6 RESULTADOS E DISCUSSÃO

6.1 MAPEAMENTO DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIBEIRÃO JOÃO LEITE

Os solos da bacia hidrográfica do ribeirão João Leite têm sua origem em rochas do grupo Araxá, do qual faz parte o Complexo Granulítico Anápolis-Itauçu (Apai), composta principalmente, por rochas como anfibólitos, granulitos, ortognaisse, granada gnaisse entre outros (RABELO, 2009). A bacia hidrográfica do ribeirão João Leite possui solos compostos, predominantemente, por latossolos que ocupam cerca de 57,5% da área, seguidos por argissolos (32,65%), cambissolos (9,72%) e gleissolos (0,13%), conforme apresentado na Figura 10.

Os latossolos são solos intemperizados, profundos, possuem boa drenagem, sendo compostos especialmente de ferro e alumínio. Devido a essas características é favorecido o desenvolvimento de atividades voltadas para a agricultura e pecuária. Podem ser subdivididos, em função dos teores de óxido de ferro, em quatro classes distintas: latossolos amarelos, latossolos vermelho-amarelos, latossolos brunos e latossolos vermelhos (IBGE, 2015b).

Os latossolos, predominantes na bacia hidrográfica do ribeirão João Leite, caracterizam-se por boa resistência à erosão, desde que estejam sujeitos a boas práticas de manejo e conservação do solo.

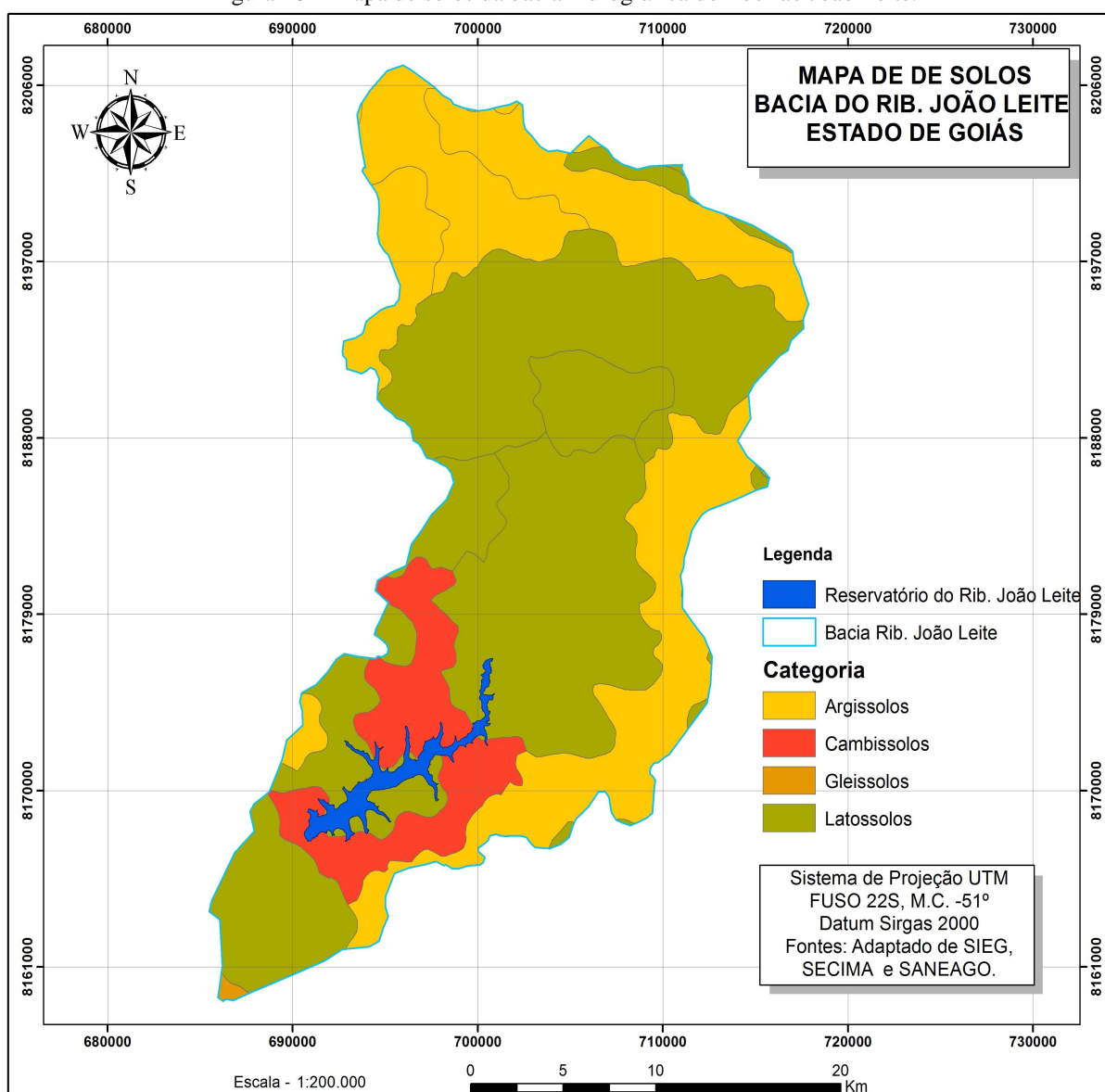
Os argissolos, juntamente com os latossolos, são considerados como os tipos de solos mais expressivos no Brasil, com ocorrência em diversas regiões. Possuem profundidade variável, geralmente são pouco profundos e apresentam marcante aumento de argila no horizonte superficial A. Os cambissolos ocorrem em solos rasos a profundos, podendo ser pedregosos, cascalhentos ou rochosos. Os gleissolos são solos característicos de áreas alagadas ou submetidas a alagamento, a fertilidade é variável e sua limitação de uso relaciona-se às condições de drenagem (IBGE, 2015).

Evidenciou-se a ocorrência de cambissolos nas proximidades do reservatório do ribeirão João Leite em áreas com declividade acentuada. Como são predominantemente cascalhentos e pedregosos esse tipo de solo favorece a ocorrência de processos erosivos, devido à baixa permeabilidade, podendo contribuir com o carreamento de sedimentos para o interior da

represa e maximizar o potencial de assoreamento, especialmente nas regiões de solos expostos e destinados a pastagem.

Observou-se, na bacia hidrográfica do ribeirão João Leite, o predomínio de atividades voltadas para cultivos anuais, principalmente, nos locais onde ocorrem os latossolos. Destaca-se, ainda, que as áreas que apresentaram maior vulnerabilidade ao tipo de solo estão situadas na foz do curso principal, podendo estar sujeitas à formação de processos erosivos mais intensos, de acordo com as ações antrópicas desenvolvidas em sua área de influência (RABELO, 2009).

Figura 10 – Mapa de solos da bacia hidrográfica do ribeirão João Leite.

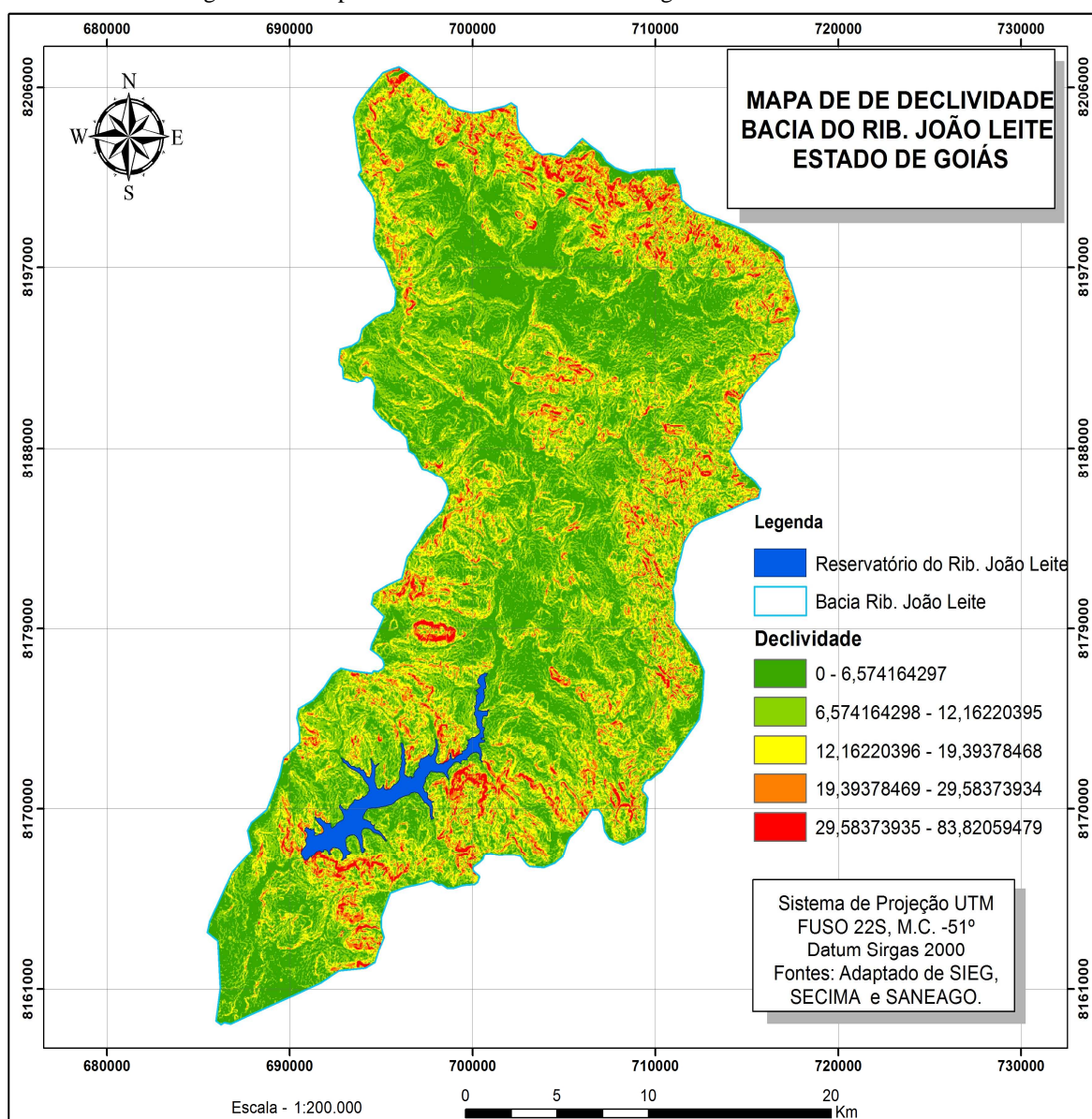


Fonte: Própria autora.

De acordo com o mapa de declividade (Figura 11), a bacia hidrográfica do ribeirão João Leite é marcada, predominantemente, por um relevo suavemente ondulado que representa cerca de 60% de sua área total. Nas áreas onde ocorre esse tipo de relevo, verificou-se uma inclinação na faixa de 1,7 a 4,6° que favorece a prática de atividades agrícolas, possibilitando o emprego de maquinários (RABELO, 2009).

Oliveira e Ferreira (2015), verificaram na bacia hidrográfica do ribeirão João Leite, em áreas em que a declividade foi superior a 15°, que somente 40,3% apresentaram cobertura vegetal preservada.

Figura 11 – Mapa de declividade da bacia hidrográfica do ribeirão João Leite.

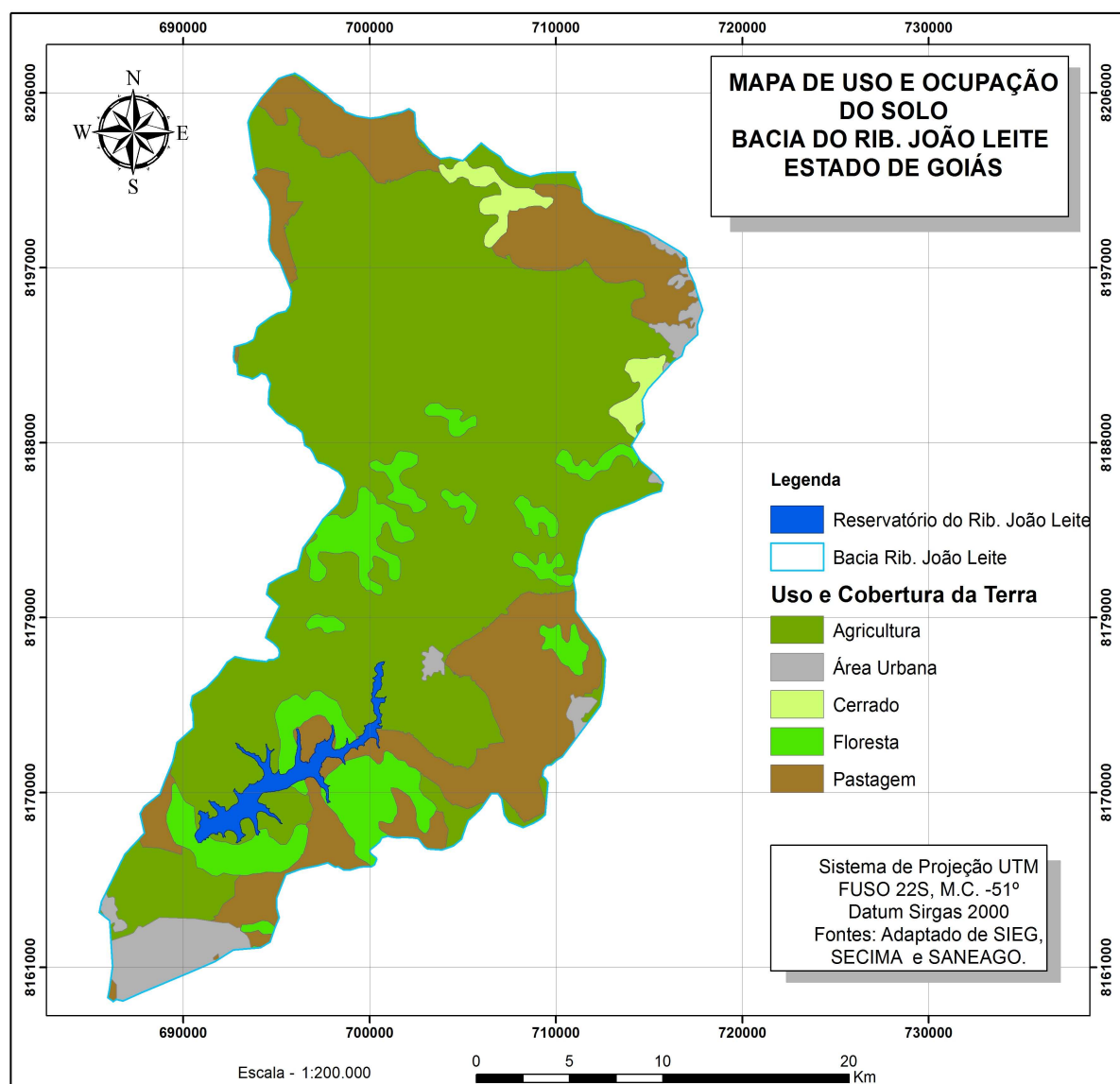


Fonte: Própria autora.

Observa-se na Figura 11 declividades mais pronunciadas na região do morro do Bálamo, na margem direita e esquerda próximas ao barramento e na área do PEAMP situada na porção inicial do reservatório do ribeirão João Leite. Embora, sejam predominantes os cambissolos (pedregosos, cascalhentos ou rochosos) nas citadas regiões, verifica-se também a presença de uma cobertura vegetal um pouco mais densa, que auxilia no processo de infiltração da água, na redução da velocidade de escoamento e do carreamento de partículas do solo durante eventos de precipitação pluviométrica.

Em relação ao uso e ocupação do solo, observa-se na Figura 12, que são desenvolvidas, na área da bacia hidrográfica do ribeirão João Leite, atividades de agricultura (63,63%), pecuária (20,65%), floresta (10,21%), cerrado (1,70%) e 3,82% se referem à área urbana.

Figura 12 – Mapa de uso e ocupação do solo da bacia hidrográfica do ribeirão João Leite.



Fonte: Própria autora.

Sousa e Ferreira (2014), mapearam entre os anos de 1984 a 2011, a cobertura e o uso da bacia hidrográfica do ribeirão João Leite, utilizando imagens *Landsat 5* e *7* e de fotografias tiradas com Veículo Aéreo Não Tripulado (VANT), e verificaram, nesse período, a redução de 35% da vegetação natural remanescente, aumento de 47% da área agrícola e 122% da malha urbana.

Sousa e Ferreira (2014), utilizando dados de sensoriamento remoto óptico multitemporais e provenientes de múltiplas plataformas, para os anos de 1984, 1992, 2000 e 2011, constataram um intenso processo de desmatamento e ocupação urbana, sendo observada uma perda total de 315,4 km da cobertura vegetal natural, conforme pode ser visualizado na Tabela 8.

Tabela 8 – Quantificação da cobertura e uso do solo e estatísticas para os anos de 1984-2011.

Classes de uso e cobertura do solo	1984		1992		2000		2011		Mudança relativa 1984-2011 (%)
	km ²	%	km ²	%	km ²	%	km ²	%	
Vegetação	904,2	36,2	824,8	33,0	660	26,4	588,8	23,6	-34,88
Área úmida	-	-	-	-	-	-	17,0	0,7	-
Água	25,5	1,0	5,2	0,2	19,7	0,8	34,5	1,4	23,54
Florestamento	3,6	0,1	3,2	0,1	3,3	0,1	52,9	2,1	1382,75
Pastagem	1192,0	47,7	1241,2	49,7	1367,2	54,8	1155,1	46,3	-3,10
Agricultura	105,6	4,2	123,6	4,9	113,5	4,5	155,4	6,2	47,15
Área urbana	215,5	8,6	270,2	10,8	329,5	13,2	479,1	19,2	122,26
Mineração	-	-	-	-	-	-	0,4	0,0	-
Queimada	50,2	2,0	27,9	1,1	2,6	0,1	13,5	0,5	-73,07
Total	2497	100	2496	100	2496	100	2497	100	

Fonte: Sousa e Ferreira (2014).

Santos e Sparovek (2011), constataram que a mata ciliar atua de forma eficiente na retenção dos sedimentos produzidos em áreas submetidas ao uso agrícola, e que a cobertura vegetal adequada propicia a redução dos impactos ocasionados pela erosão dos solos.

Sendo assim, verificou-se por meio do mapeamento da bacia hidrográfica do ribeirão João Leite (solos, declividade e uso e ocupação do solo) que os pontos mais críticos se situam em áreas próximas ao barramento e ao PEAMP (lados direito e esquerdo), caracterizadas pela presença de cambissolos, em áreas com declividade acentuada, nas quais foram identificadas

algumas faixas destinadas à pastagem e ao desenvolvimento agrícola. Todavia a maior parte de ocorrência de cambissolos foi observada em áreas pertencentes ao PEAMP e PEJoL, cuja vegetação é composta predominantemente por remanescentes de florestas estacionais semidecíduais e matas de galeria.

Desse modo, constatou-se a ocorrência, em alguns trechos das unidades de conservação (PEAMP e PEJoL), de vegetação mais densa, este aspecto associado a outros fatores pode propiciar a redução de processos erosivos em decorrência da diminuição do impacto das chuvas e do escoamento superficial.

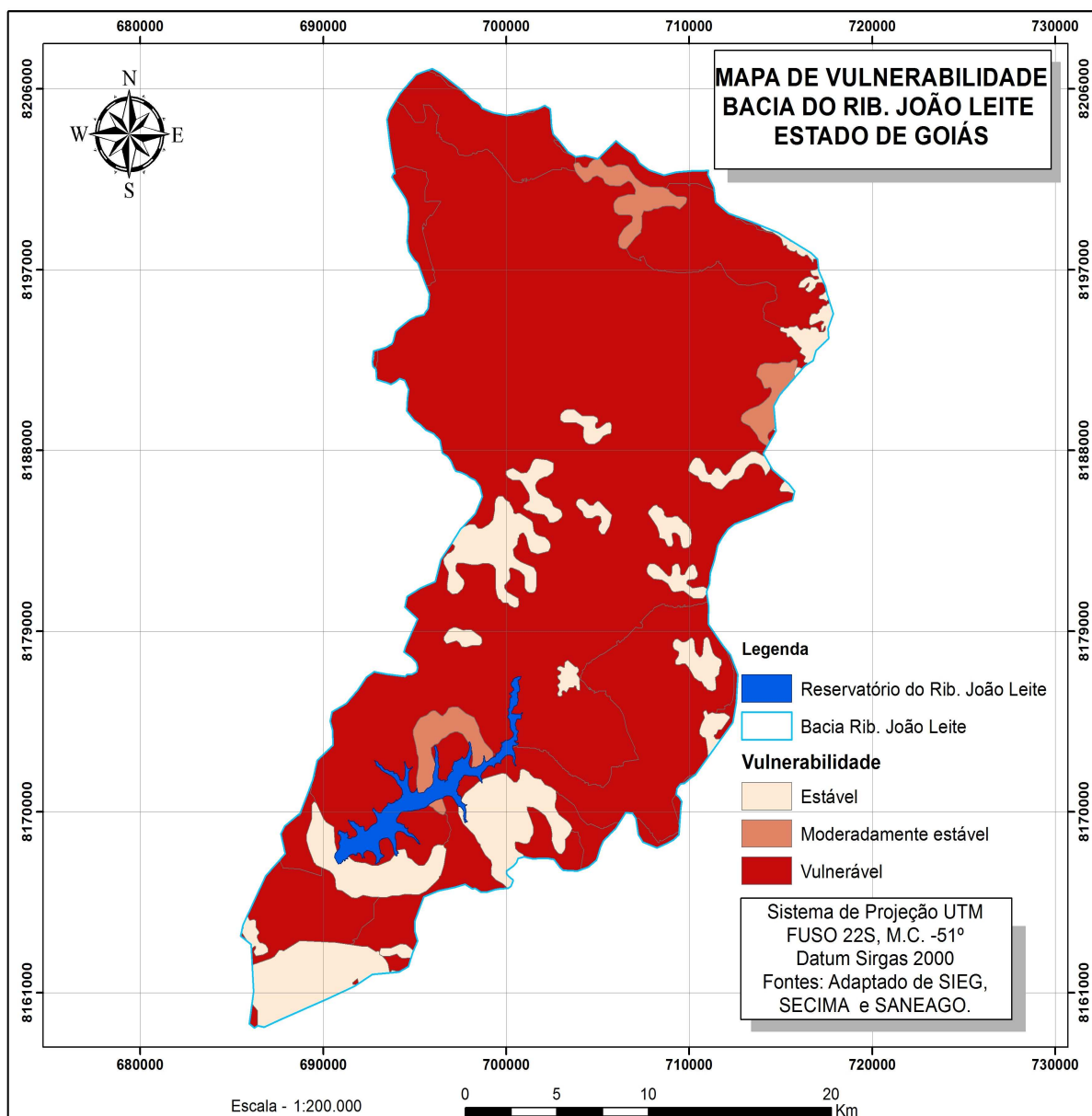
Por outro lado, verificou-se a necessidade de recomposição da cobertura vegetal nas áreas dominadas por pastagem, de forma a promover a retenção de sedimentos e aumentar a taxa de infiltração da água, auxiliando assim, na manutenção da qualidade da água e na redução das taxas de erosão e assoreamento do reservatório do ribeirão João Leite.

O mapa de vulnerabilidade à erosão, que contempla as informações do mapeamento de uso do solo e considera as suas respectivas áreas, indicou que os principais tipos de uso do solo desenvolvidos ao longo da bacia hidrográfica do ribeirão João Leite, entre os quais: agricultura, floresta, pastagem/solo exposto, área urbana, dentre outros favorecem a ocorrência de processos erosivos, predominando a classe vulnerável ao longo de toda a bacia, conforme pode ser observado na Figura 13.

Rabelo (2009) constatou que, 65% da área da bacia hidrográfica do ribeirão João Leite é vulnerável no que se refere ao uso do solo associada à vulnerabilidade das áreas de risco à qualidade da água, principalmente, nas áreas onde o uso é predominantemente agropecuário. Nos locais sem vegetação ciliar, em torno das drenagens e das massas d' água, foi classificada como altamente vulnerável.

Silva *et al.* (2016) estimaram a perda de solos por erosão laminar na bacia hidrográfica do ribeirão João Leite e constataram que, 34,67% possui índice potencial de erosão laminar de moderado a alto, encontrando-se as áreas degradadas e destinadas a agricultura propícias a perda laminar de solos, sendo imprescindíveis a adoção de práticas conservacionistas para evitar a ocorrência de erosões mais pronunciadas.

Figura 13 – Mapa de vulnerabilidade da bacia hidrográfica do ribeirão João Leite.



Fonte: Própria autora.

6.2 USO E OCUPAÇÃO DO SOLO NA ÁREA DE INFLUÊNCIA DO RESERVATÓRIO DO RIBEIRÃO JOÃO LEITE

A localização dos pontos amostrais em que foi realizado o levantamento de campo para verificação do uso e ocupação do solo na área de influência do reservatório do ribeirão João Leite, bem como a descrição das atividades desenvolvidas podem ser visualizadas nas Figuras 14 a 19.

Figura 14 –Uso do solo registrado na área de influência para o ponto P01.

Ponto	Município	Coordenadas
01	Terezópolis de Goiás	16° 28' 28.64" S 49° 7' 1.09" O
Descrição		
Plantio de eucalipto em área adjacente ao ribeirão João Leite, próximo à ponte localizada na GO-466, no trecho que antecede a área onde o reservatório João Leite começa a se formar.		
		
		
Fonte: Própria autora.		

Figura 15 –Uso do solo registrado na área de influência para o ponto P02.



Fonte: Própria autora.

Figura 16 –Uso do solo registrado na área de influência para o ponto P03.


Ponto	Município	Coordenadas
03	Terezópolis de Goiás	16°32'4.98"S 49°11'49.88"O
Descrição		
Lavroua de soja implantada na zona de proteção do reservatório do ribeirão João Leite (ZPRJL), definida no mapa de zoneamento da APA João Leite.		
		
		
Fonte: Saneago (2016).		

Figura 17 –Uso do solo registrado na área de influência para o ponto P04.

Ponto	Município	Coordenadas
04	Terezópolis de Goiás	16°30'21.60"S 49° 5'49.46"O
Descrição		
Loteamento de chácaras no município de Terezópolis e tanques de piscicultura localizados próximo ao Córrego Rosa, um dos tributários do ribeirão João Leite.		
		
		
Fonte: Saneago (2016).		

Figura 18 –Uso do solo registrado na área de influência para o ponto P05.

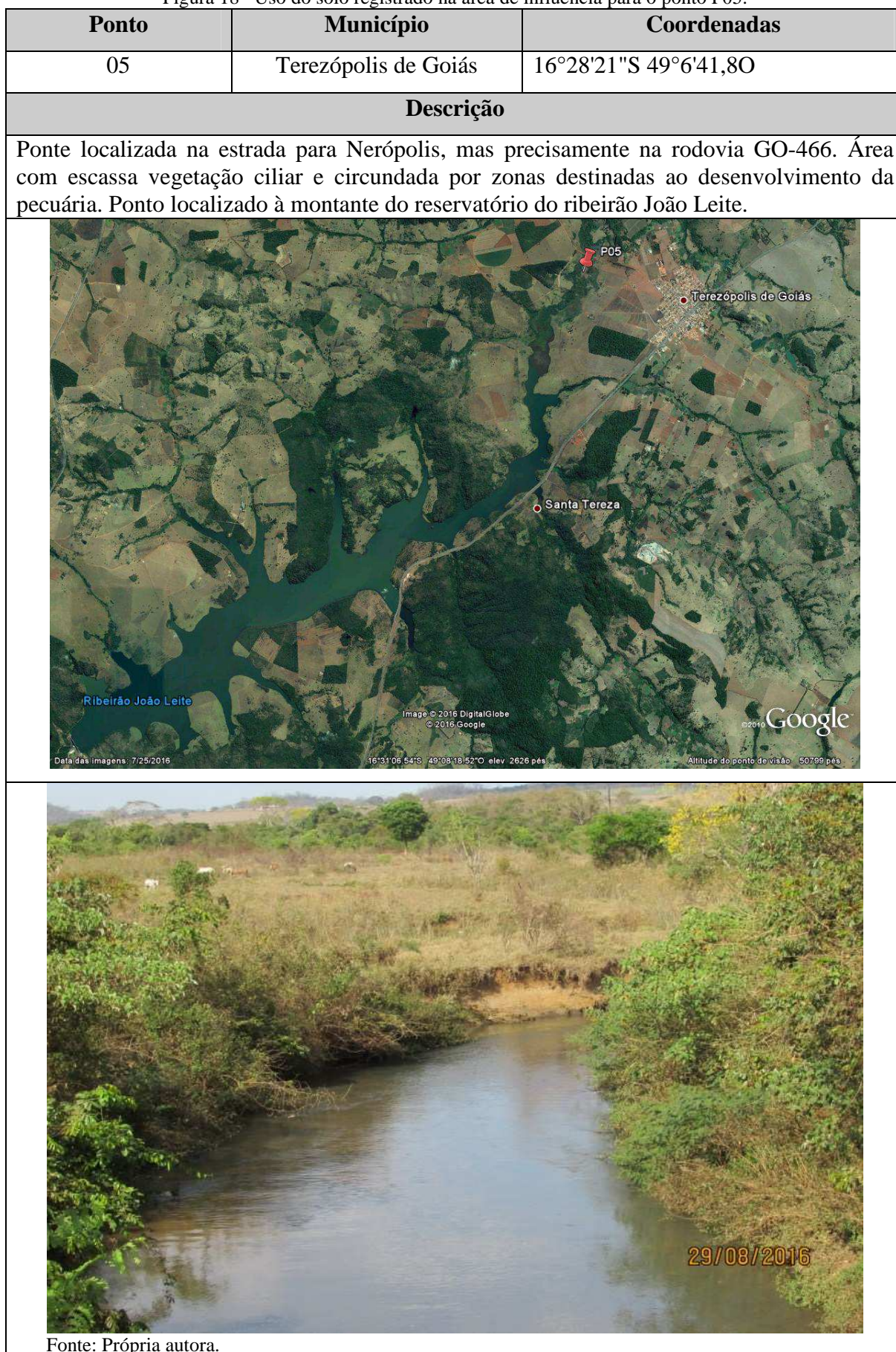


Figura 19 –Uso do solo registrado na área de influência para o ponto P06.



Resultante da caracterização do uso e a ocupação do solo no entorno do reservatório do ribeirão João Leite verificou-se, embora a região possua dois parques estaduais (PEJoL e PEAMP), observa-se nas Figuras 16 e 19 a presença de remanescentes arbóreos que não conseguiram vencer as pastagens de braquiárias, existindo a necessidade de recomposição florística.

Ressalta-se ainda, que a região tem sofrido, especialmente durante o período de estiagem, com a ocorrência de incêndios, que culminaram na redução da vegetação regenerada naturalmente. No ano de 2016, a margem direita do reservatório do ribeirão João Leite, nas proximidades do córrego Bandeira, foi devastada por um incêndio que atingiu uma área de aproximadamente 1100 hectares chegando a atingir o sítio da barragem (SANEAGO, 2016c).

Em algumas áreas situadas à montante do reservatório, notou-se a ocorrência de plantios comerciais de espécies arbóreas de rápido crescimento, especialmente, do gênero *Pinus* e *Eucalyptus*, embora com pouca representatividade. O plantio dessas árvores exóticas demandam maior consumo de água, ocasionando o empobrecimento do solo, sendo que após a colheita o solo se torna exposto e sujeito a ocorrência de processos erosivos, favorecendo o carreamento de sedimentos para o curso hídrico.

Na Zona de Proteção do Reservatório do Ribeirão João Leite (ZPRJL), que se encontra delimitada no Mapa de Zoneamento da APA João Leite, foi constatada a implantação de uma lavoura de soja. De acordo com Faria (2016) o plantio de soja ocasiona a exposição do solo, promove a perda do solo, utiliza defensivos agrícolas, além de possibilitar o carreamento de sedimentos para o interior da represa, especialmente durante o período chuvoso.

Nas propriedades remanescentes, verificou-se que a produção agrícola é voltada para a agricultura de subsistência com o desenvolvimento de culturas temporárias como o cultivo de abóbora e mandioca (MARTINS; SILVA, 2013). Notou-se, também, a ocupação por pastagem natural e plantada, contemplando a pecuária de pequeno porte.

Cabe ressaltar, a ocorrência de alguns processos erosivos na área de influência do reservatório do ribeirão João Leite, relacionada à falta de cobertura vegetal, a deficiência de drenagem, ao escoamento superficial, a compactação do solo e ao pisoteio de gado (SANEAGO, 2016b).

Em relação à expansão urbana, constatou-se pressões para a abertura de novos loteamentos à montante do reservatório, sendo que, embora aguardem a liberação de licença ambiental, já apresentam obras de infraestrutura como muros, estradas e portaria de entrada (LIMA, 2017).

6.3 PRECIPITAÇÃO PLUVIOMÉTRICA E NÍVEL DA ÁGUA NO RESERVATÓRIO DO RIBEIRÃO JOÃO LEITE

Próximo à região de estudo encontra-se a Estação Meteorológica de Goiânia (código: 83423), operada pelo Instituto Nacional de Meteorologia – INMET, localizada nas coordenadas de 16° 24' de latitude sul e 49° 09' de longitude oeste e altitude de 741,48 metros, que dispõe de dados de normais climatológicas abrangendo o período de 1961 a 1990.

Estas variáveis são disponibilizadas através dos valores médios mensais e anuais dos seguintes parâmetros meteorológicos: pressão atmosférica, temperatura média do ar, temperatura máxima do ar, temperatura mínima do ar, temperatura máxima absoluta, temperatura mínima absoluta, precipitação total, precipitação máxima em 24 horas, evaporação total, umidade relativa do ar, insolação total e nebulosidade. As Normais Climatológicas são obtidas através do cálculo dos valores médios observados e obedecem aos critérios e normas recomendadas pela Organização Meteorológica Mundial – OMM.

No Quadro 12, são apresentados os valores mensais de alguns parâmetros monitorados nesta estação.

Quadro 12 – Normais Climatológicas referentes ao período de 1961 a 1990.

Mês	Precipitação (mm)	Umidade Relativa (%)	Evaporação (mm)	Pressão Atmosférica (hPa)	Insolação (horas)	Nebulosidade (0 - 10)
Jan	270,3	75,0	92,6	928,1	176,1	7,1
Fev	213,3	76,0	88,0	928,4	156,4	7,1
Mar	209,6	74,0	100,9	928,7	203,6	6,6
Abr	120,6	71,0	111,1	929,5	230,8	5,3
Mai	36,4	65,0	127,2	931,1	253,9	4,4
Jun	9,5	60,0	141,2	932,5	270,2	3,4
Jul	6,2	53,0	173,6	932,7	283,1	3,1
Ago	12,7	47,0	202,4	931,4	269,2	3,0
Set	47,6	53,0	191,9	930,0	214,9	4,1
Out	170,9	65,0	146,5	928,8	184,6	6,3
Nov	220,0	73,0	106,2	927,8	173,3	7,0
Dez	258,8	76,0	95,0	927,7	172,0	7,6

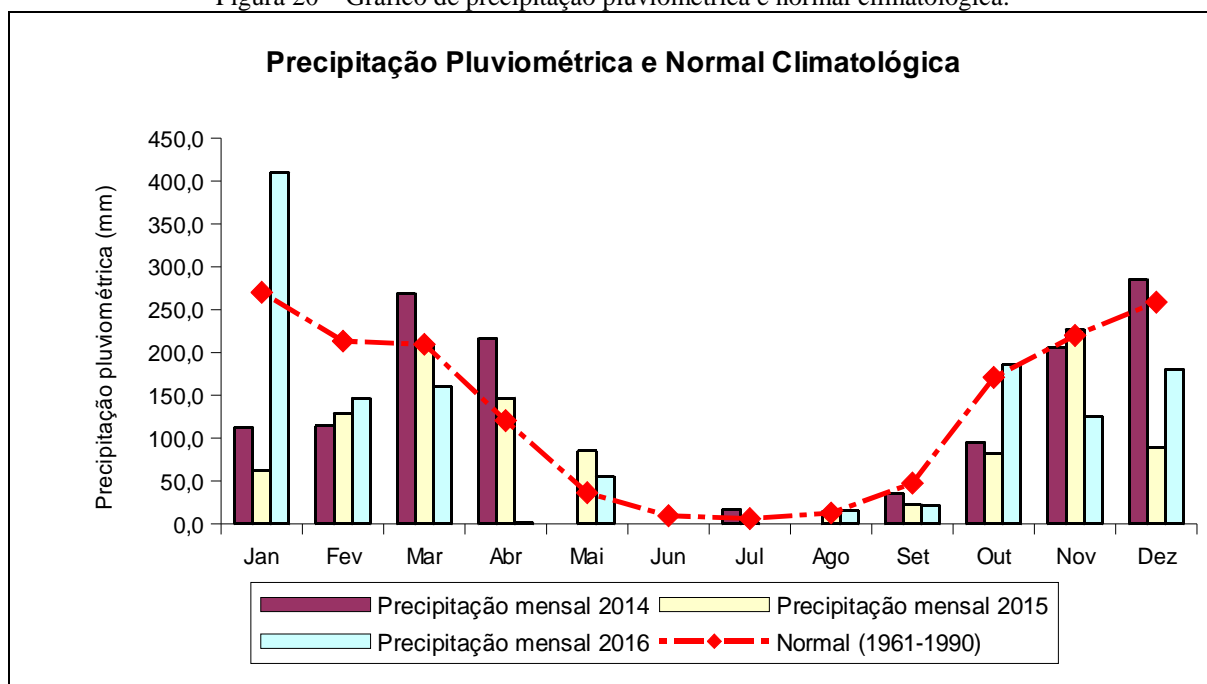
Fonte: INMET.

De acordo com os dados monitorados da estação pluviométrica, operada pela ANA, a pluviosidade acumulada anual da região situa-se na faixa dos 1.576 mm (GOIÁS, 2006).

Ressalta-se que a intensidade pluviométrica apresenta estreita relação com a ocorrência de processos erosivos, visto que a maior intensidade da chuva tende a ocasionar maior perda de solos, dependendo das características de declividade, relevo, tipo e uso do solo (RABELO, 2009). Tendo em vista essa relação, deve se atentar para as áreas com maior declividade, com solos instáveis e ocupados por pastagem, identificados nas Figuras 10, 11 e 12, pois em condições de pluviosidade intensa poderão contribuir com o aporte de sedimentos para o interior do reservatório.

A SANEAGO, também, realiza o monitoramento de níveis de água no reservatório do ribeirão João Leite e da precipitação pluviométrica no sítio da barragem. Baseado nos dados de Normais Climatológicas (1961-1990) da ANA, e de precipitação pluviométrica da SANEAGO referente aos anos de 2014, 2015 e 2016, foi possível observar o comportamento da pluviosidade mensal (Figura 20).

Figura 20 – Gráfico de precipitação pluviométrica e normal climatológica.



Fonte: Própria autora.

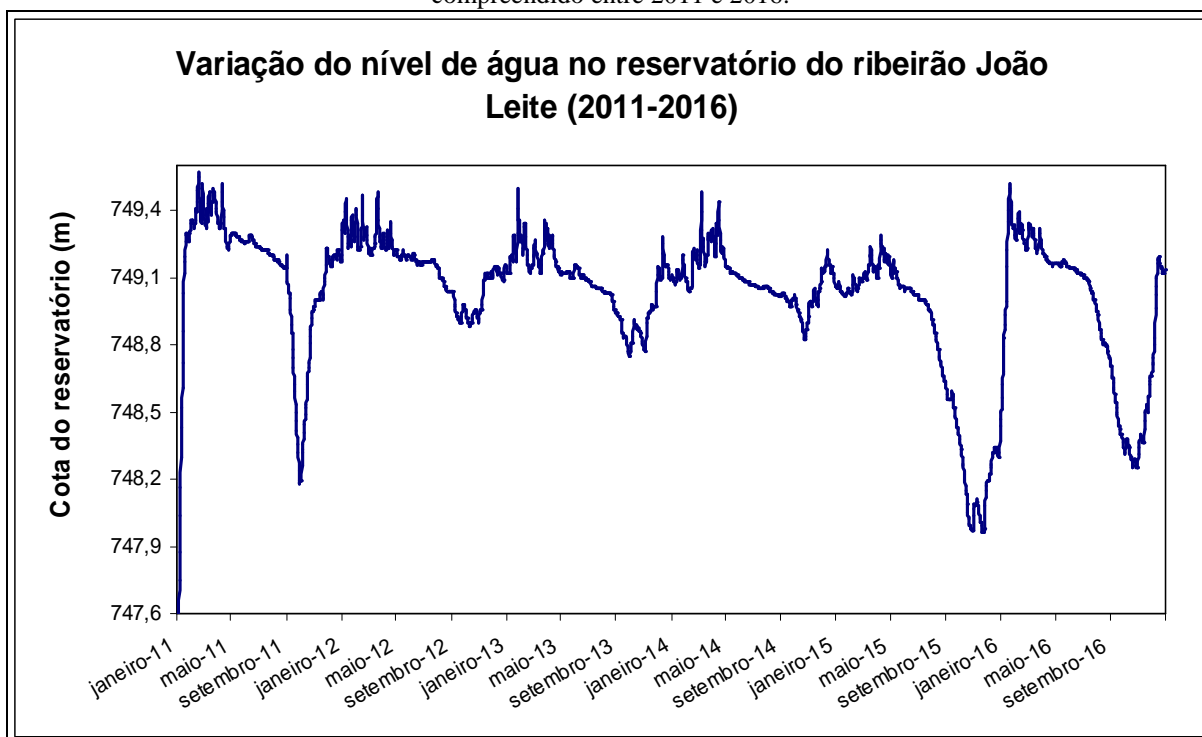
A sazonalidade das precipitações é típica dos regimes tropicais, distinguindo-se dois grandes períodos: chuvoso e de estiagem. O período chuvoso abrange a primavera e, principalmente, o verão, com início normalmente em outubro e prolongando-se até março. Este período caracteriza-se, geralmente, por chuvas de grande intensidade, quando os totais mensais, nos

meses mais chuvosos, geralmente dezembro e janeiro, ultrapassam os 250 mm. O período seco: compreende os meses de outono e inverno, com chuvas muito reduzidas e até mesmo ausentes nos meses mais secos, geralmente incidindo em junho e julho.

Considerando se os dados de precipitação pluviométrica do sítio da barragem, verificou-se que, em 2014, a precipitação pluviométrica anual foi de 1352 mm, em 2015 de 1069 mm e no de 2016 de 1302 mm.

Utilizando-se dados de janeiro de 2011 a dezembro de 2016, foi gerado um gráfico que mostra a variação do nível d'água no reservatório ao longo da operação do reservatório do ribeirão João Leite, que está apresentado na Figura 21.

Figura 21 – Gráfico da variação do nível da água no reservatório do ribeirão João Leite no período compreendido entre 2011 e 2016.



Fonte: Própria autora.

Ressalta-se que, ao longo do período de operação da barragem, conforme dados da SANEAGO, a maior vazão vertida ocorreu em 18 de fevereiro de 2011, sendo de $47 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$, com nível da água no reservatório igual a 749,57 m. Em 21 de novembro de 2015 foi registrado o menor nível de água a 747,96 m, considerando-se o período de 2011 a 2016.

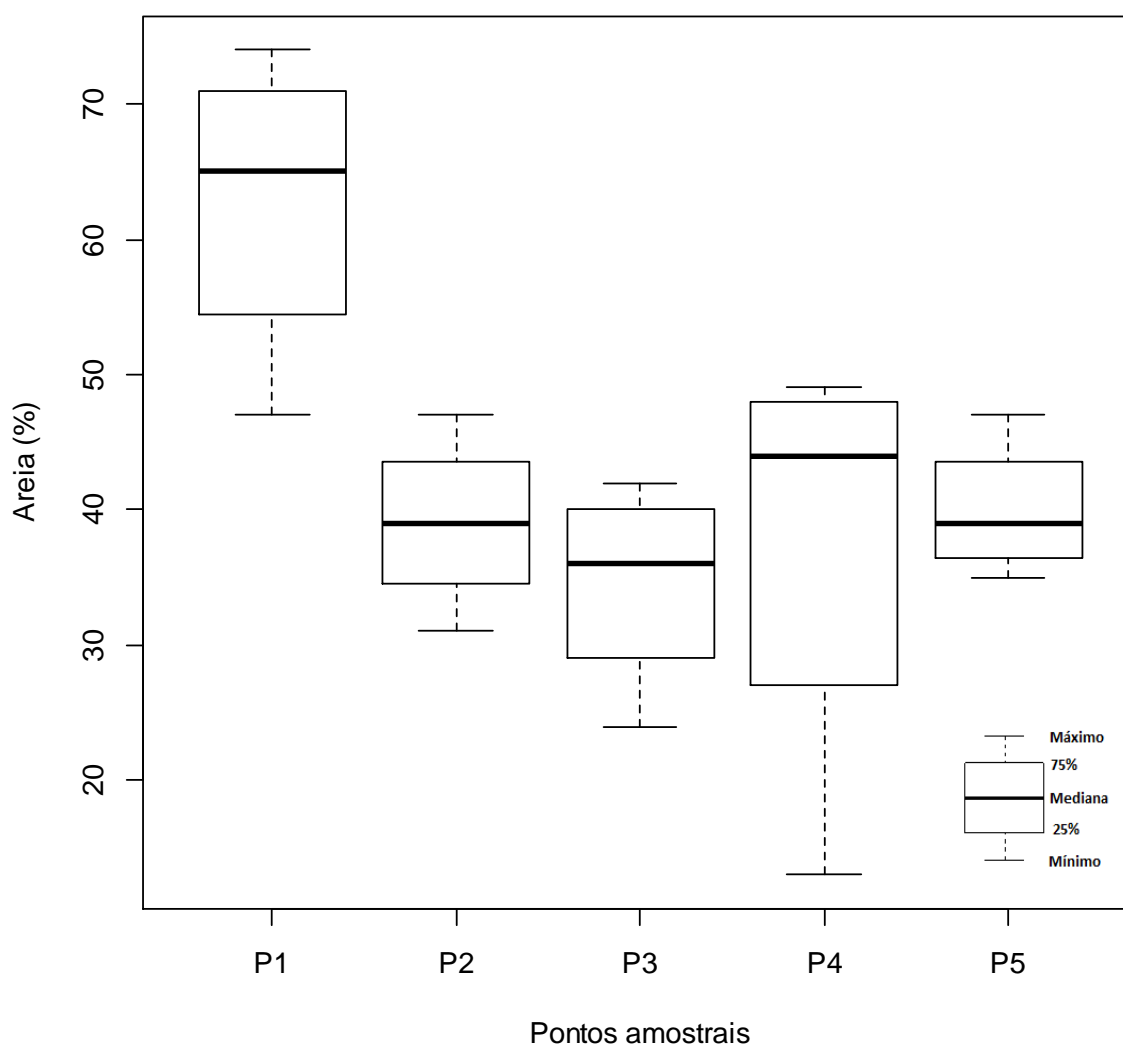
O maior nível de água registrado no reservatório do ribeirão João Leite, no ano de 2016, foi de 749,52 m em 21 de janeiro, com uma vazão escoada pelo vertedor central de $41 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ e o menor nível em 21 de outubro com 748,25 m.

Conclui-se, dessa forma, que nos últimos cinco anos de operação do reservatório, a oscilação dos níveis mensais médios registrados foi muito pequena, variando cerca de 1,4 m. Ao longo dos anos de 2011 a 2015, registrou-se vertimento em média de 268 dias por ano. A vazão média de vertimento observada foi de $8,7 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$.

6.4 ANÁLISES GRANULOMÉTRICAS DE SEDIMENTOS

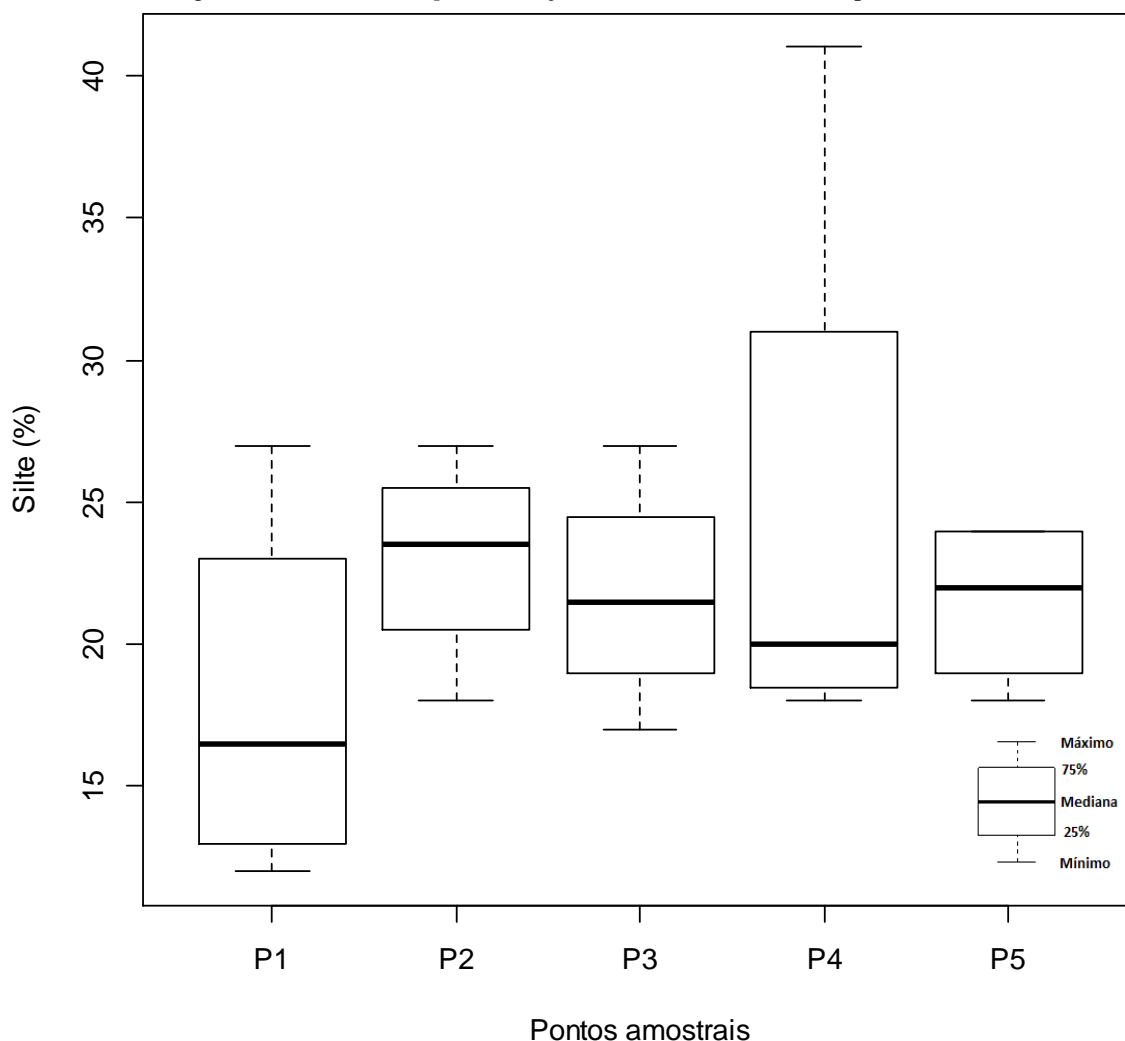
A caracterização granulométrica das amostras de sedimentos de fundo indicaram que o ponto P1 foi o que apresentou o maior percentual de areia (2-0,05 mm) com mediana de 65%, máximo de 74% e mínimo de 47%. Os pontos P2, P3, P4 e P5 esboçaram a mesma tendência com medianas de 39%, 36%, 44% e 39% de areia, respectivamente (Figura 22).

Figura 22 – Gráfico *box-plot* da fração de areia determinada nos pontos amostrais.

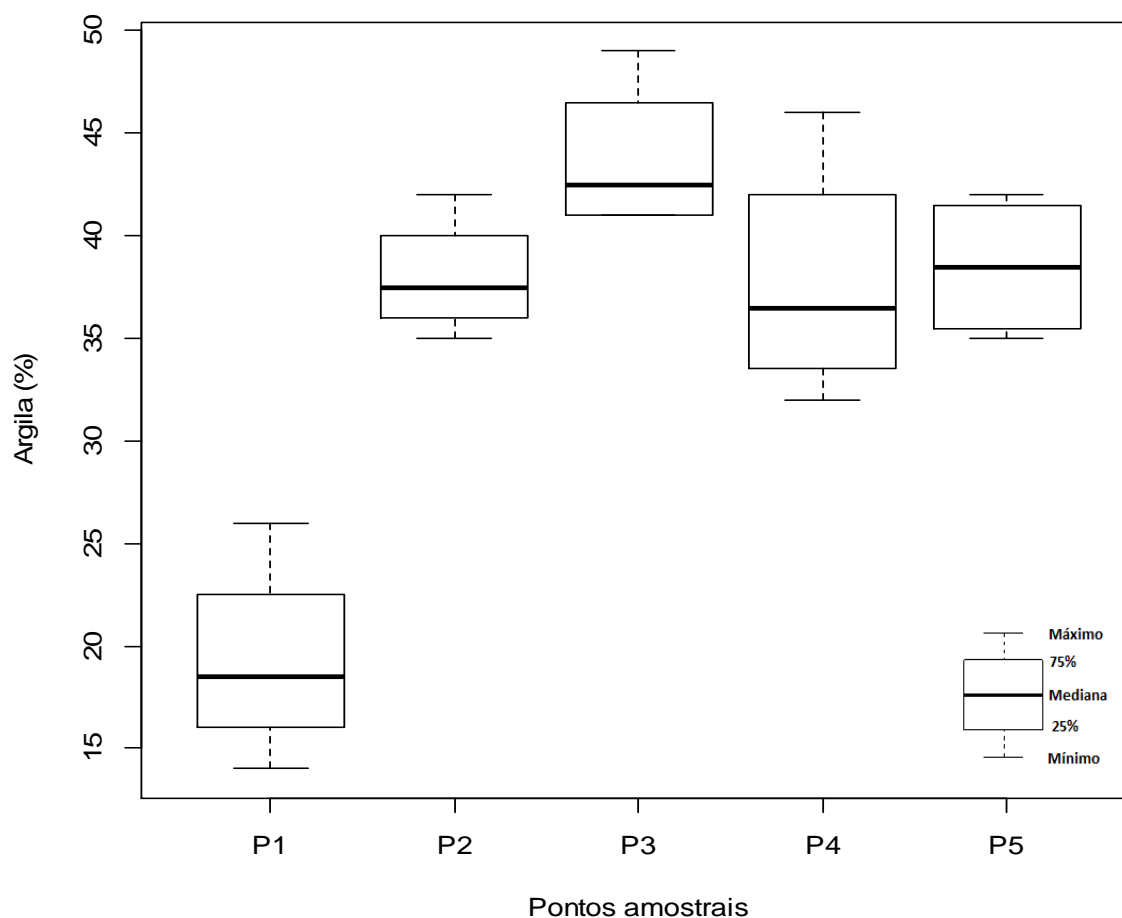


A fração de silte (0,05-0,002 mm) esboçou a mesma tendência em relação aos valores de mediana nos pontos P3, P4 e P5, registrando 21,5%, 20% e 22%, respectivamente. Entre as estações amostrais notou-se que o ponto, que se situa próximo ao barramento, foi o que apresentou o menor percentual de silte (12%). O ponto P4, que se situa na porção inicial do reservatório, apresentou máximo de 41%, se distanciando da mediana de 20% (Figura 23).

Figura 23 – Gráfico *box-plot* da fração de silte determinada nos pontos amostrais.



Em relação à fração de argila (<0,002 mm) verificou-se que, o maior percentual foi registrado no ponto P3 (49%). Todavia, observou-se a mesma tendência nos valores das medianas registrados nos pontos P2 (37,5%), P3 (42,5%), P4 (36,5%) e P5 (38,5%). O ponto P1 apresentou características levemente distintas dos demais pontos, com máximo de 26%, mínimo de 14% e mediana de 18,5%. A distribuição das frações de argila nos respectivos pontos amostrais pode ser observada na Figura 24.

Figura 24 – Gráfico *box-plot* da fração de argila determinada nos pontos amostrais.

O transporte das partículas de sedimento pela água apresenta ampla variação, sendo influenciado pelo diâmetro e esfericidade do grão, turbulência e velocidade de sedimentação (MORRIS; FAN, 2009). A distribuição granulométrica dos sedimentos coletados no reservatório João Leite apresentou boa homogeneidade textural, com predomínio da classe areia e argila em quase todos os pontos amostrais.

Wang *et al.* (2007) verificaram na Baía de Jiaozhou (China) que, o tamanho do grão e a concentração de matéria orgânica exerceram papel fundamental na distribuição de contaminantes na superfície dos sedimentos, sendo que, a presença de grãos menores, como por exemplo, a argila favorecem os processos de adsorção.

López *et al.* (2016), avaliando o reservatório de Barasona, na Espanha, constataram que, o maior aporte de sedimentos eram provenientes de áreas sem cobertura vegetal e sujeitas a processos erosivos. Verificaram, também, que os sedimentos eram compostos, predominantemente, por argila (20%) e siltes finos (60%), com redução do tamanho médio dos grãos da cauda para a barragem.

6.5 ANÁLISES QUÍMICAS DE SEDIMENTOS

As Tabelas 9 e 10 apresentam os resultados dos metais presentes nos sedimentos do reservatório do ribeirão João Leite analisados nos cinco pontos amostrais, nos períodos chuvoso e de estiagem.

Tabela 9 – Resultados das análises de metais dos sedimentos do reservatório do ribeirão João Leite no período chuvoso (valores médios).

Parâmetros	Pontos de amostragem					Unidade
	P1	P2	P3	P4	P5	
Alumínio	8,99	67,45	53,96	71,94	4,50	mg.kg⁻¹
Cálcio	1182	691	491	731	892	mg.kg⁻¹
Cobre	8,8	10,4	10,1	10,65	10,85	mg.kg⁻¹
Ferro	176	174	176	173	171,5	mg.kg⁻¹
Magnésio	294	218	146	201	234	mg.kg⁻¹
Manganês	179,5	163	163,5	163,5	170,5	mg.kg⁻¹
Potássio	84,5	76	73	65	66,5	mg.kg⁻¹
Zinco	20,1	9,6	8,05	11,85	9,0	mg.kg⁻¹

Fonte: Própria autora.

Tabela 10 – Resultados das análises de metais dos sedimentos do reservatório do ribeirão João Leite no período de estiagem (valores médios).

Parâmetros	Pontos de amostragem					Unidade
	P1	P2	P3	P4	P5	
Alumínio	13,49	87,68	53,96	44,97	6,74	mg.kg⁻¹
Cálcio	1423	586	496	757	817	mg.kg⁻¹
Cobre	7,4	8,6	8,8	9,38	9,43	mg.kg⁻¹
Ferro	194	195	196,5	192	190,7	mg.kg⁻¹
Magnésio	356	156	181	301	205	mg.kg⁻¹
Manganês	177,2	166,5	165,2	159,7	164,2	mg.kg⁻¹
Potássio	88,75	59,00	60,25	59,00	57,75	mg.kg⁻¹
Zinco	19,25	8,55	7,58	9,78	8,65	mg.kg⁻¹

Fonte: Própria autora.

Na avaliação dos resultados de cobre e zinco dos sedimentos, foram considerados como valores orientadores, os limites estabelecidos pela resolução CONAMA 454/2012 (BRASIL, 2012), que estabelece as diretrizes gerais e os procedimentos referenciais para o gerenciamento do material a ser dragado em águas sob jurisdição nacional, na ausência de valores-guias definidos na legislação brasileira para a avaliação da qualidade dos sedimentos.

Os teores médios de alumínio no sedimento do reservatório do ribeirão João Leite foram baixos, variando entre 6,74 e 87,68 mg.kg⁻¹, na estiagem, e de 4,50 a 71,94 mg.kg⁻¹, no período chuvoso.

Cabe ressaltar que, a solubilidade do alumínio é baixa em pH entre 5,5 e 6,0, além de ser influenciada pela temperatura, presença de fluoretos, sulfatos, matéria orgânica (CETESB, 2009).

Considerando que o sedimento do reservatório do ribeirão João Leite apresentou características ácidas, com pH variando entre 4,2 e 5,2, o alumínio pode encontrar-se precipitado como hidróxido nos sedimentos podendo estar associado a matéria orgânica ou a outros compostos.

Observou-se ainda que na área onde se encontra inserido o reservatório do ribeirão João Leite ocorre, predominantemente, os latossolos que são solos que têm como composição, principalmente, na fração argila, a caulinita, óxidos de ferro (goethita e hematita) e óxidos de alumínio (gibbsita), os quais podem estar associados a micronutrientes como cobre e zinco (EMBRAPA, 2013). Desse modo, constatou-se que, as concentrações de alumínio não são oriundas de contribuições antrópicas, mas provenientes dos processos pedogenéticos.

Estudos realizados por Ishikawa *et al.* (2009), avaliando o risco ambiental em sedimentos dos lagos do Riacho Cambé, em Londrina, registraram elevadas concentrações de alumínio, com médias de 120 e 750 mg.kg⁻¹. Os valores encontrados pelos autores estariam relacionados ao uso de sulfato de alumínio por uma estação de tratamento de água e não à composição mineralógica da bacia de drenagem, como é o caso do reservatório do ribeirão João Leite.

Pesquisa realizada por Silva (2016), no reservatório de Guarapiranga (SP), registrou valores bem mais elevados de alumínio no sedimento, oscilando entre 70.000 e 90.000 mg.kg⁻¹, que podem estar associados a aplicação de sulfato de alumínio para o controle de florações de

algas no braço do Taquacetuba e ao lançamento de efluentes industriais. Tal situação não se aplica ao reservatório do ribeirão João Leite.

Em relação ao cálcio, não existem valores concernentes à toxicidade em sedimentos. As concentrações médias encontradas no reservatório do ribeirão João Leite variaram de 496 a 1.423 mg.kg⁻¹, no período de estiagem, e de 491 a 1.182 mg.kg⁻¹, no período chuvoso. O maior valor foi registrado no ponto P1 (1.423 mg.kg⁻¹), e o menor no ponto P3 (491 mg.kg⁻¹).

As principais fontes de cálcio são os minerais a base de carbonato de cálcio como a gipsita (CaSO₄) e a apatita (CaF₂.3Ca₃(PO₄)₂), além de serem utilizados como adubo na agricultura (na forma de sulfatos e fosfatos de cálcio), em produtos farmacêuticos, pigmentos, fertilizantes e outros (POHLING, 2009).

Tal tendência pode estar correlacionada ao uso e ocupação do solo da bacia hidrográfica do ribeirão João Leite, que apresentou dentre as atividades antrópicas predominantes o uso agrícola. Ressalta-se ainda, a existência de uma lavoura de soja em área situada a montante do barramento, que pode ter contribuído para o incremento deste elemento químico nas amostras de sedimentos analisadas.

Os dados obtidos nesta pesquisa, em relação ao sedimento, demonstraram valores médios de cobre na faixa de 7,4 a 9,43 mg.kg⁻¹, no período de estiagem, e de 8,8 a 10,85 mg.kg⁻¹ no período chuvoso. Dornfeld (2002) encontrou valores bem mais elevados para o Reservatório de Salto Grande, com o mínimo de 53,2 mg.kg⁻¹, no período chuvoso, e de 257,5 mg.kg⁻¹ na estiagem.

Comparando os valores obtidos aos dados de reservatórios tropicais, verificou-se que as concentrações de cobre nos sedimentos foram bem inferiores aos resultados encontrados por Frascareli (2016), o qual obteve concentrações médias de cobre de 29,52 mg.kg⁻¹ no reservatório do Broa (SP), de 44,68 mg.kg⁻¹ no reservatório de Barra Bonita (SP), de 52,28 mg.kg⁻¹ no reservatório de Salto Grande (SP), de 20,90 mg.kg⁻¹ no reservatório de Itupararanga (SP), de 16,51 mg.kg⁻¹ no reservatório de Igaratá (SP), de 21,79 mg.kg⁻¹ no reservatório de Atibainha (SP) e de 2914,08 no reservatório de Rio Grande (SP).

A referida autora, constatou concentrações elevadas de cobre no reservatório de Rio Grande (braço da Billings), indicando a possibilidade de efeitos tóxicos em todas as regiões do reservatório. Ressaltou, ainda, que os valores encontrados se encontravam associados a

aplicação excessiva de sulfato de cobre como algicida, propiciando o acúmulo desse elemento no sedimento.

A resolução CONAMA 454/2012 (BRASIL, 2012) estabelece um valor de limiar, abaixo do qual, se prevê baixa probabilidade de efeitos adversos à biota, na faixa de 35 mg.kg^{-1} e, o limiar acima, do qual prevê-se um provável efeito adverso à biota, de 197 mg.kg^{-1} . Logo, os valores encontrados se encontram em um patamar bem inferior a esses valores de referência, não esboçando nenhum tipo de contaminação alóctone.

Observa-se nas Tabelas 9 e 10, que o ferro e o manganês, apresentaram concentrações mais elevadas quando comparados com os outros parâmetros monitorados. O ferro variou entre $190,7$ e $196,5 \text{ mg.kg}^{-1}$, na estiagem, e de $171,5$ a 176 mg.kg^{-1} , no período chuvoso. Já o manganês, oscilou entre $159,7$ e $177,2 \text{ mg.kg}^{-1}$, na estiagem, e de 163 a $179,5 \text{ mg.kg}^{-1}$ nas chuvas. Contudo, os valores registrados apresentaram-se homogêneos entre os pontos amostrais monitorados.

Ressalta-se que, o ferro é um dos constituintes naturais da bacia de drenagem, cuja composição rochosa pertence ao Complexo Granulítico Anápolis-Itauçu que possui rochas ricas em óxidos de ferro e alumínio (RIOS *et al.*, 2013), corroborando com os resultados obtidos.

Rios (2013) verificou na bacia hidrográfica do ribeirão João Leite, um alto teor de ferro e manganês, sendo que a maior concentração de ferro no sedimento foi observada no período chuvoso ($747,9 \text{ mg.kg}^{-1}$) a montante da barragem. Todavia, no período de estiagem, os valores de ferro foram menores ($30,2 \text{ mg.kg}^{-1}$). Em relação ao manganês, também, foram obtidas concentrações elevadas, com máximo de $474,1 \text{ mg.kg}^{-1}$, no período chuvoso, e de 184 mg.kg^{-1} na estiagem.

Carneiro *et al.* (2011), encontraram no reservatório Rio Verde (PR), concentrações reduzidas de ferro, variando de $4,5$ a $7,67 \text{ mg.kg}^{-1}$, e valores mais elevados para o manganês, 204 e 813 mg.kg^{-1} , para seis pontos amostrais.

Estudos realizados por Frascareli (2016) nos reservatórios do Broa, Barra Bonita, Salto Grande, Itupararanga, Igaratá, Atibainha e Rio Grande, localizados em São Paulo, registraram concentrações de ferro bem mais elevadas, com médias variando entre $35.238 \text{ mg.kg}^{-1}$ e $60.758 \text{ mg.kg}^{-1}$. Os valores para o manganês, foram semelhantes aos encontrados nesse

estudo, oscilando entre 200,13 e 530,29 mg.kg⁻¹, exceto, o reservatório de Barra Bonita que registrou uma média de 2.820 mg.kg⁻¹.

De acordo com Bortoluzzi e Petry (2008), os minerais presentes nas rochas estão sujeitos ao processo de lixiviação de íons como Si, K, Mg, Ca e Fe, formando argilominerais e óxi-hidróxidos. Desse modo, espera-se encontrar facilmente esses elementos químicos em solos e sedimentos.

Em relação às concentrações médias de magnésio, foram registrados na estiagem valores entre 156 e 356 mg.kg⁻¹ e de 146 a 294 mg.kg⁻¹, no período chuvoso para o reservatório do ribeirão João Leite. O sedimento superficial do reservatório Rio Verde (PR) foram avaliados por Carneiro *et al.* (2011), verificando valores de magnésio variando de 172 a 1.176 mg.kg⁻¹, apresentando resultados heterogêneos entre as estações amostrais.

Foram obtidas concentrações médias de potássio no reservatório do ribeirão João Leite, variando de 57,75 a 88,75 mg.kg⁻¹, na estiagem, e de 65 a 84,50 mg.kg⁻¹, no período chuvoso. Os resultados encontrados estiveram bem abaixo dos verificados por Carneiro *et al.* (2011) no reservatório Rio Verde (200 a 1008 mg.kg⁻¹).

A presença de potássio geralmente apresenta relação com os processos de intemperismo das rochas, podendo se encontrar adsorvido às argilas em conjunto com o alumínio, e associado com a ocorrência de práticas agrícolas, situação observada tanto na bacia hidrográfica do ribeirão João Leite como na área de influência direta do reservatório.

Quanto às concentrações de zinco, obteve-se valores na faixa de 7,58 a 19,25 mg.kg⁻¹, no período de estiagem, e de 8,05 a 20,1 mg.kg⁻¹, no período chuvoso, para a represa do ribeirão João Leite.

Silva (2013) obteve para as represas de Guarapiranga, Billings e Paiva Castro, localizadas em São Paulo, valores médios de zinco de 39,08 mg.kg⁻¹, 65,58 mg.kg⁻¹ e 16,32 mg.kg⁻¹ na estiagem, respectivamente. No período chuvoso, as concentrações de zinco nas referidas represas foram de, 58,6 mg.kg⁻¹, 82,22 mg.kg⁻¹ e 24,82 mg.kg⁻¹, respectivamente.

Estudos desenvolvidos por Frascareli (2016), nos reservatórios de São Paulo (Broa, Barra Bonita, Salto Grande, Itupuranga, Igaratá e Atibainha), constataram valores médios de zinco, no sedimento, na faixa de 33,24 e 128,22 mg.kg⁻¹.

Rodgher *et al.* (2005) pesquisaram diferentes represas do rio Tietê (SP), e obtiveram valores de zinco entre 1,52 e 163,33 mg.kg⁻¹. Os autores ressaltaram, que os referidos ambientes, apresentavam-se impactados pelo lançamento de esgotos domésticos e efluentes industriais, o que pode ter contribuído para o incremento deste parâmetro. Todavia esse cenário não ocorre no reservatório do ribeirão João Leite.

Comparando-se as concentrações de zinco obtidas nos sedimentos do reservatório do ribeirão João Leite, que oscilaram entre 7,58 e 20,1 mg.kg⁻¹, com os valores estabelecidos pela resolução CONAMA 454/2012 (que estabelece o valor de 123 mg.kg⁻¹ como limiar abaixo do qual há menor probabilidade de efeitos adversos à biota), evidencia-se que o zinco encontrado tem ocorrência natural (transporte de fragmentos de rocha e solo pela incidência de vento e chuva), visto que não foram identificadas fontes antrópicas, na área de influência do reservatório, capazes de contribuir com o aporte de zinco para o interior da represa.

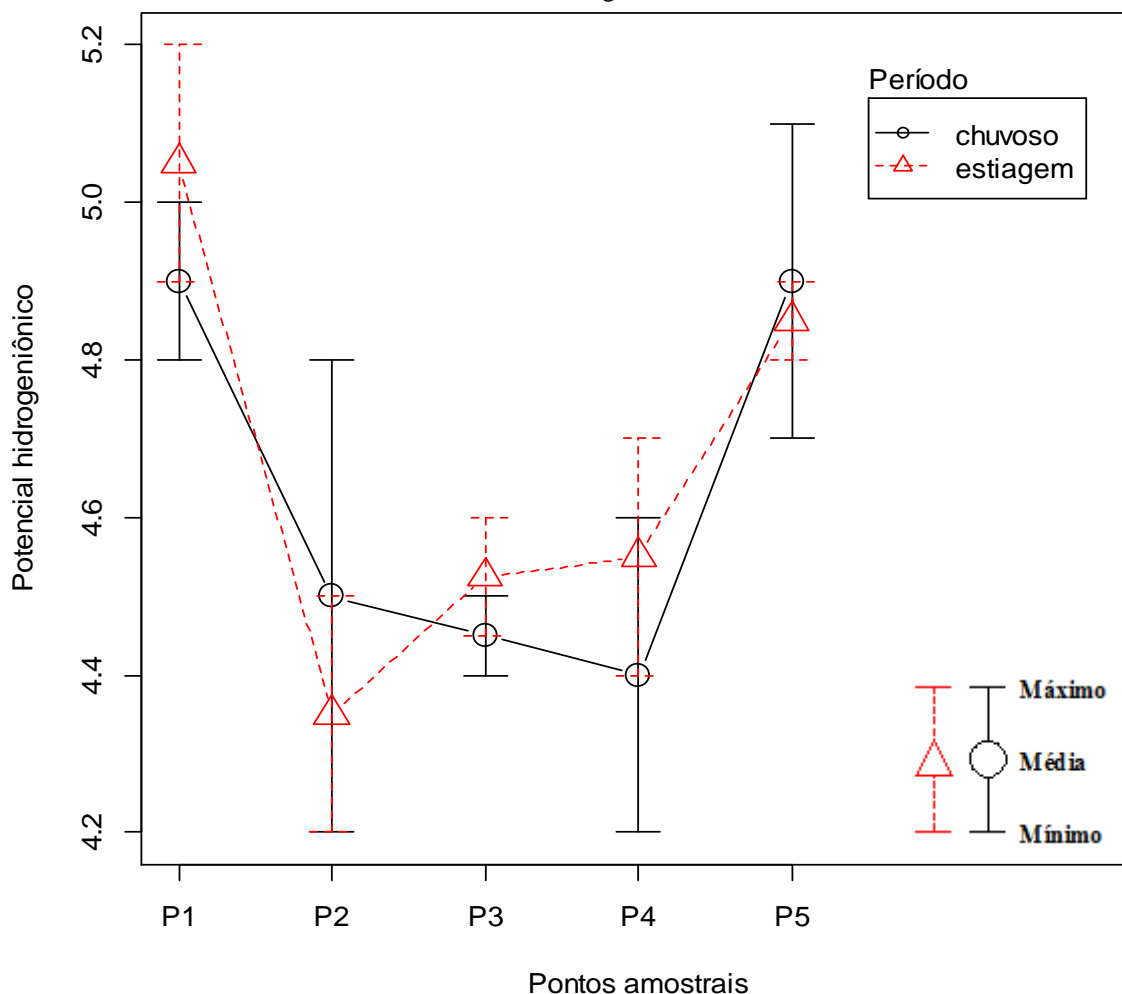
Os resultados das análises de metais, expressos nas Tabelas 9 e 10, evidenciaram que no período chuvoso o cobre, o manganês, o potássio e o zinco apresentaram um incremento, na maioria dos pontos amostrais, em comparação ao período de estiagem, que pode estar correlacionado às contribuições de seus principais tributários, aos efeitos da precipitação pluviométrica, à presença de pastagens aliada aos aspectos de declividade. Os quais em conjunto podem favorecer o carreamento desses metais para o interior da represa.

Por sua vez, o alumínio, o cálcio, o ferro e o magnésio esboçaram maiores concentrações no período de estiagem, demonstrando que as principais contribuições desses elementos para os sedimentos de fundo podem ser de origem autóctone e não alóctone.

De modo geral, os resultados dos metais analisados nos sedimentos (alumínio, cálcio, cobre, ferro, magnésio, manganês, potássio e zinco) são resultantes das características geológicas, das condições climáticas e dos diferentes usos do solo a que bacia de drenagem está submetida, a qual é essencialmente agrícola.

Com relação ao potencial hidrogeniônico (pH), no sedimento da represa do ribeirão João Leite, foram verificadas características ácidas, variando entre 4,2 e 5,2 no período de estiagem e de 4,2 a 5,1 no período chuvoso (Figura 25). Todavia, os resultados encontrados nos pontos amostrais foram bastante homogêneos.

Figura 25 – Variação do pH no sedimento do reservatório do ribeirão João Leite no período chuvoso e de estiagem.



Geralmente, valores baixos de pH tendem a favorecer a solubilidade dos metais e valores mais elevados podem propiciar a ocorrência de precipitação e complexação (ESTEVES, 2011).

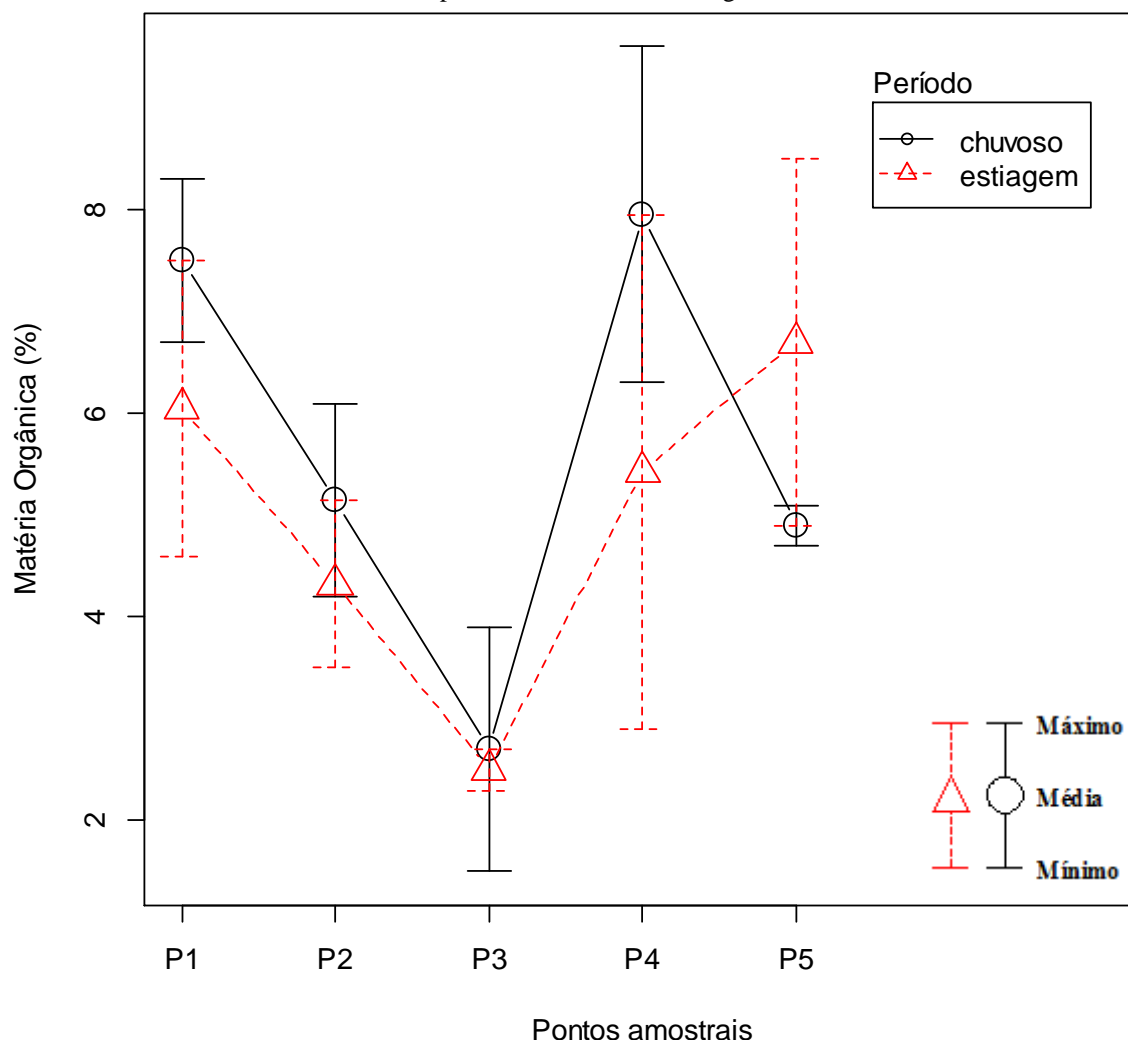
Estudos realizados por Padial (2008), no reservatório de Guarapiranga (SP), registraram valores médios de pH de 7,4, máximo de 8,0 e mínimo de 6,0, sendo que os valores mais elevados foram obtidos na zona intermediária do reservatório.

Em relação ao conteúdo de matéria orgânica no sedimento do reservatório do ribeirão João Leite, verificou-se uma variação de 2,3 a 8,5% na estiagem, e de 1,5 a 9,6% no período chuvoso (Figura 26). Os valores máximos foram registrados na entrada do reservatório com 8,5% no P5 e de 9,6% no P4, refletindo as contribuições da bacia de drenagem.

De modo geral, verificou-se que, as concentrações de matéria orgânica, obtidas no período chuvoso, foram levemente superiores às registradas no período de estiagem, sugerindo a

ocorrência de um intenso processo de ciclagem de nutrientes com uma deposição gradativa de material orgânico.

Figura 26 – Variação dos teores de matéria orgânica no sedimento do reservatório do ribeirão João Leite no período chuvoso e de estiagem.



De acordo com Esteves (2011) valores de matéria orgânica inferiores a 10% caracterizam o sedimento como inorgânico. Desse modo, o conteúdo de matéria orgânica presente no sedimento do reservatório do ribeirão João Leite, com concentrações entre 1,5 e 9,6%, qualificaram-no como predominantemente inorgânico.

Os resultados encontrados nessa pesquisa corroboram com os dados da pesquisa realizada por Rios (2013), onde foram registrados teores de matéria orgânica entre 0,1 e 3% na bacia hidrográfica do ribeirão João Leite.

Carneiro *et al.* (2011), estudando o reservatório Rio Verde (PR), constataram um reduzido conteúdo de matéria orgânica com teores entre 3 e 12%, ainda que, a represa tenha sido

formada em um período onde não era realizada a supressão vegetal na totalidade antes do início do processo de enchimento.

Padial (2008), pesquisando o reservatório Guarapiranga (SP), encontrou valores médios de matéria orgânica de 28%, indicando um aumento dos teores de matéria orgânica no sentido montante-barragem. No caso do reservatório do ribeirão João Leite observou-se maiores valores de matéria orgânica nos pontos amostrais situados na entrada do reservatório e nas proximidades do barramento.

Estudos realizados por Frascareli (2016), em reservatórios de São Paulo, evidenciaram valores bem mais elevados de matéria orgânica, com o registro de 28,09% no reservatório do Broa, de 24,92% no reservatório de Barra Bonita, de 15,65% no reservatório de Salto Grande, 14,91% no reservatório de Itupararanga, de 14,36% no reservatório de Igaratá, de 19,28 % no reservatório de Atibainha e de 14,04% no reservatório Rio Grande. Esses valores indicaram que, os sedimentos apresentaram características orgânicas, refletindo o elevado grau de antropização a que esses ambientes encontram-se submetidos, devido ao elevado aporte de material orgânico.

Rodgher *et al.* (2005), avaliando a qualidade da água e do sedimento de reservatórios do médio e baixo rio Tietê em São Paulo, nos períodos de seca e chuva, registraram, entre outros parâmetros, que o percentual de matéria orgânica no sedimento variou de 0,1% a 16,73%, apresentando, portanto, características orgânicas em virtude do aporte de nutrientes para o referido ambiente.

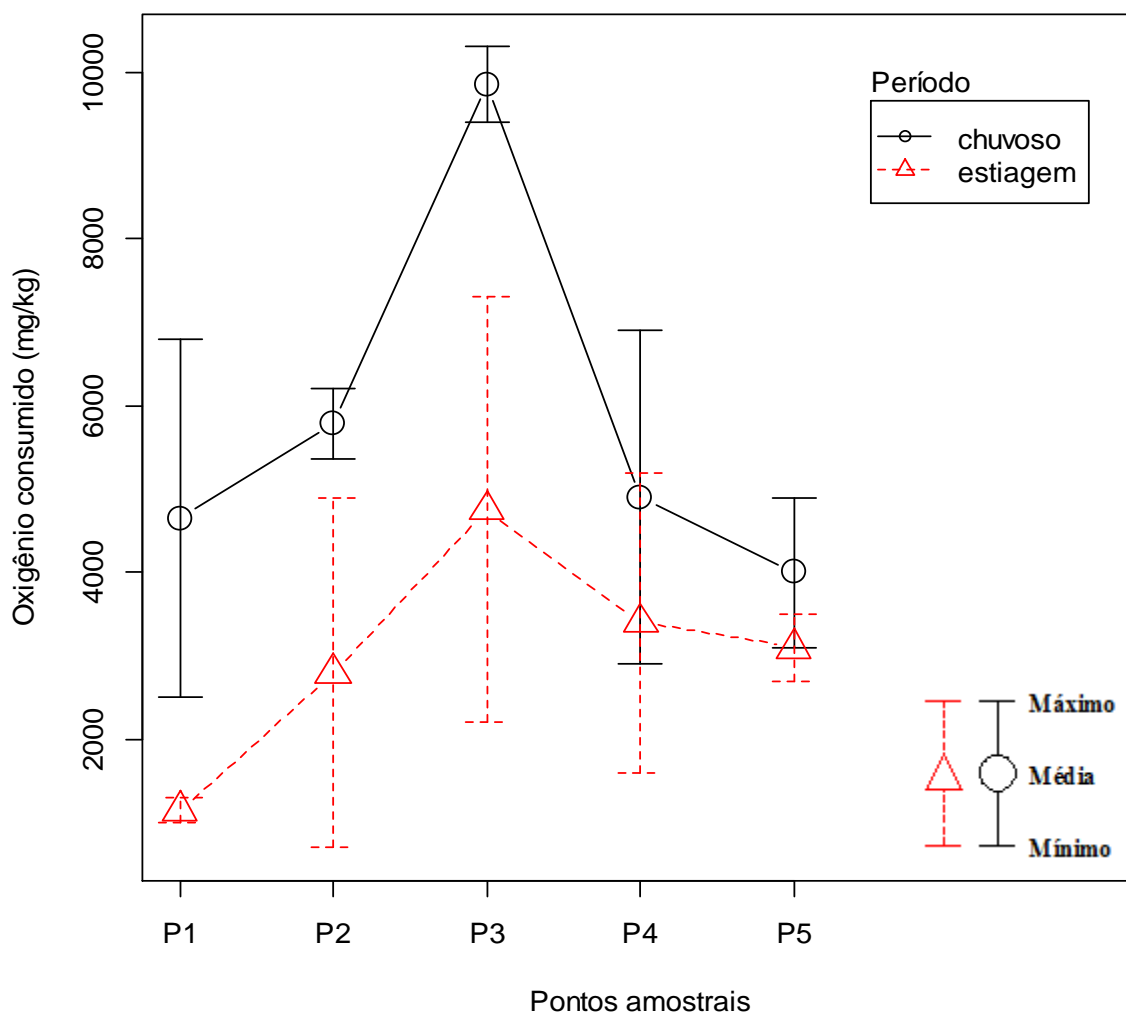
Comparando-se os resultados de matéria orgânica obtidos com os registrados em outros reservatórios tropicais, anteriormente citados, constata-se uma relação entre a concentração de matéria orgânica e a sazonalidade (período chuvoso e de estiagem), sendo evidenciado um comportamento diferenciado no eixo longitudinal do reservatório do ribeirão João Leite refletindo a hidrodinâmica do referido ambiente aquático.

Ressalta-se ainda que, em ambientes lânticos a presença de matéria orgânica nos sedimentos de fundo pode se dar em virtude da decomposição do fitoplâncton e de macrófitas aquáticas. Tal situação foi observada por Santos (2012) que constatou variações quantitativas na comunidade fitoplanctônica com a alteração do regime hidrológico após a formação do reservatório do ribeirão João Leite, evidenciando o aumento da densidade desses organismos.

Logo, supõe-se que as contribuições de matéria orgânica sejam predominantemente autóctones e não alóctones.

Os resultados encontrados por meio das análises de oxigênio consumido, evidenciaram maiores contribuições no período chuvoso, variando entre 2500 e 10300 mg.kg⁻¹, do que na estiagem em que as concentrações oscilaram entre 700 e 7300 mg.kg⁻¹ (Figura 27).

Figura 27 – Variação da concentração de oxigênio consumido no sedimento do reservatório do ribeirão João Leite no período chuvoso e de estiagem.



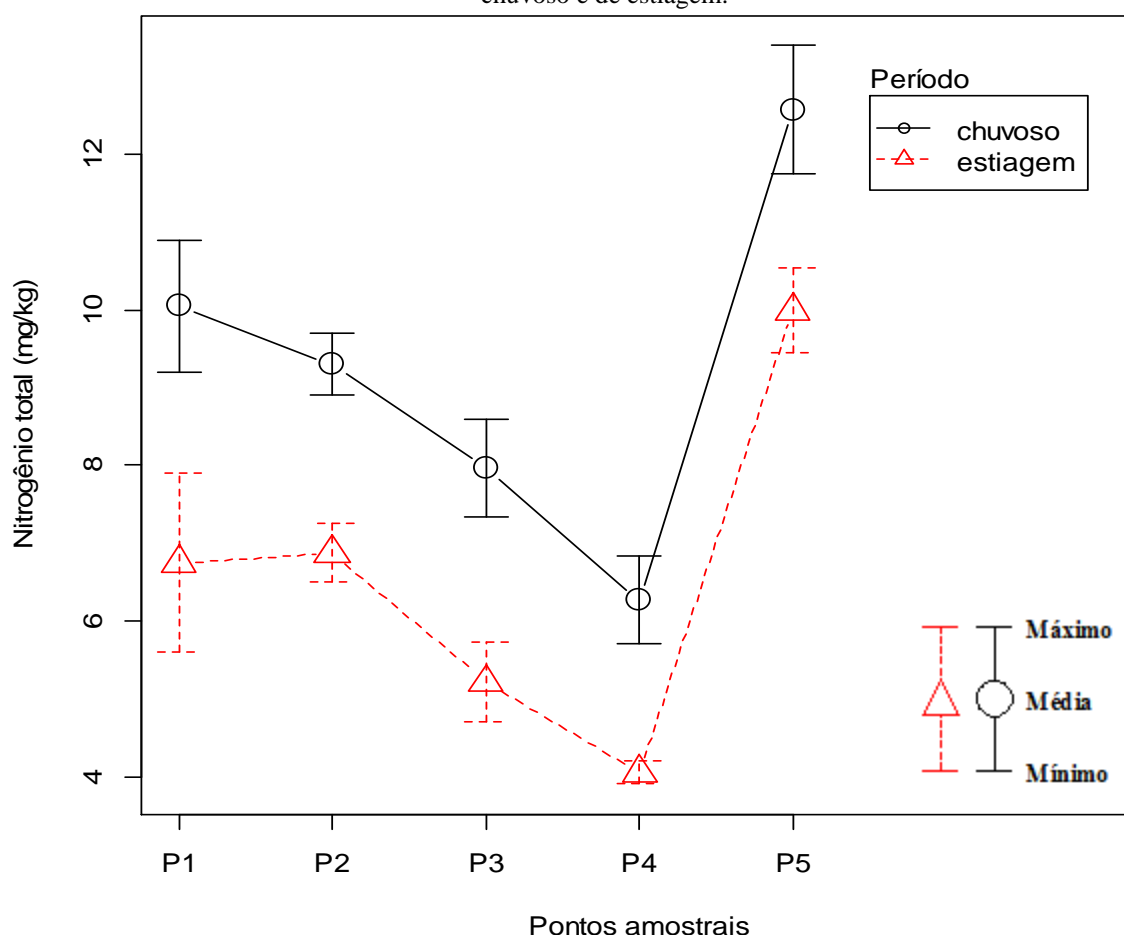
O ponto P3, situado numa área onde se verificou a existência de atividades antrópicas voltadas para o cultivo de soja e pecuária, esboçou um incremento na concentração de oxigênio consumido, em relação aos demais pontos, com mínimo de 2200 mg.kg⁻¹ e máximo de 10300 mg.kg⁻¹.

Ressalta-se que, tanto a determinação da matéria orgânica fundamentada na oxidação pelo ácido crômico e sulfúrico, como a determinação do oxigênio consumido pelo emprego de

permanganato de potássio em meio ácido, fornecem informações referentes aos teores de matéria orgânica. Todavia, os resultados encontrados podem ser distintos devido as limitações e sensibilidade do método empregado.

Os valores de nitrogênio total no sedimento do reservatório do ribeirão João Leite variaram entre 3,9 e 10,5 mg.kg⁻¹, no período de estiagem, e de 5,7 a 13,4 mg.kg⁻¹, no período chuvoso, considerando-se os cinco pontos amostrais analisados. O ponto P4 apresentou a menor concentração para a variável com 3,9 mg.kg⁻¹ e a maior concentração foi registrada no ponto P5 (13,4 mg.kg⁻¹), que se localiza na entrada do reservatório, durante o período chuvoso, refletindo mais sensivelmente o somatório de todas as contribuições da bacia de drenagem (Figura 28).

Figura 28 – Concentrações de nitrogênio total no sedimento do reservatório do ribeirão João Leite no período chuvoso e de estiagem.



Considera-se que, o uso do solo a montante da respectiva estação amostral (P5), com a prática de atividades voltadas para a agricultura e pecuária, associada à ausência de vegetação ciliar, tenha contribuído para o incremento deste parâmetro nesta localidade.

De forma geral, os valores de nitrogênio total nos sedimentos superficiais do reservatório do ribeirão João Leite, foram considerados baixos em comparação com outras represas onde a influência antrópica é mais acentuada, como é o caso do reservatório Billings, no qual as concentrações de nitrogênio total variaram entre 272,23 e 3974 $\mu\text{g.L}^{-1}$ (WENGRAT; BICUDO, 2011).

Estudos desenvolvidos por Frascareli (2016), também sob ambiente lântico, em reservatórios do estado de São Paulo, registraram valores bem mais elevados para o nitrogênio total presente nos sedimentos de fundo, com valores médios oscilando entre 410 e 5060 mg.kg^{-1} .

Fontana e Bicudo (2014), em pesquisa desenvolvida na Represa de Jurumirim (SP), obtiveram valores de nitrogênio total nas proximidades do barramento de 410 mg.kg^{-1} , e no corpo central de 160 mg.kg^{-1} . Os autores constataram, que a combinação de fatores como o uso do solo no entorno do reservatório, elevada taxa de sedimentação poderiam explicar as contribuições de nutrientes, especialmente, nitrogênio e fósforo.

Os resultados verificados nos sedimentos do reservatório do ribeirão João Leite encontram-se em um patamar muito inferior em relação ao estabelecido pela resolução CONAMA 454/2012 que define como valores de alerta concentrações de nitrogênio total de 4800 mg.kg^{-1} .

Em relação ao fósforo total (PT), no sedimento do reservatório do ribeirão João Leite, houve tendência de maiores valores nas proximidades do barramento (P1), tanto na estiagem (24,2 mg.kg^{-1}) como no período chuvoso (29,5 mg.kg^{-1}). Os demais pontos amostrais apresentaram comportamento homogêneo nos diferentes períodos analisados.

Nota-se por meio dos resultados que os valores obtidos no período de estiagem foram muito semelhantes aos do período chuvoso, não se evidenciando nenhuma tendência sazonal.

Os valores encontrados nos sedimentos do reservatório do ribeirão João Leite podem ser considerados baixos quando comparados a outros sistemas lânticos como é o caso da represa Jurumirim (PR), considerada oligotrófica, que apresentou concentrações de 110 mg.kg^{-1} no corpo central e de 210 mg.kg^{-1} próximo ao barramento (FONTANA; BICUDO, 2014).

De forma geral, os valores de fósforo total presentes nos sedimentos do reservatório do ribeirão João Leite esboçaram valores muito inferiores aos limites de alerta estabelecidos pela resolução CONAMA 454/2012 (2000 mg.kg^{-1}), indicando que o referido ambiente apresenta

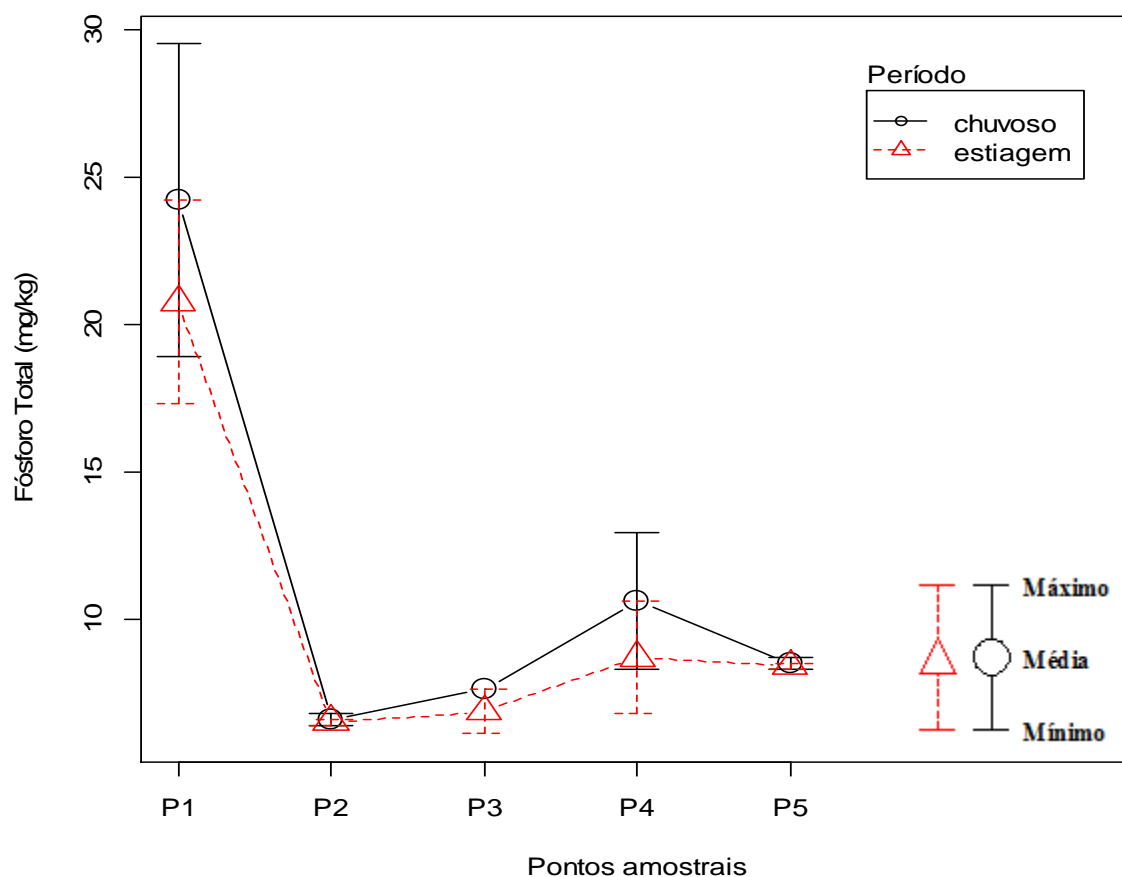
boas condições de preservação por ser destinado exclusivamente ao abastecimento público de água.

Apesar dos baixos valores encontrados, não deve ser descartada a necessidade de realização de um monitoramento sistemático, bem como o controle das fontes poluidoras a montante da bacia de drenagem, pois são ações essenciais para se evitar o enriquecimento de nutrientes para o interior da represa.

Destaca-se que, o pH e a concentração de oxigênio dissolvido são fatores que influenciam na dinâmica dos nutrientes nos sedimentos, podendo favorecer ou não a liberação destes para a coluna d' água (FURLAN; CALIJURI, CUNHA, 2011).

Foram observadas maiores concentrações de fósforo total ($17,3$ a $29,5$ mg.kg^{-1}) nos sedimentos do ponto P1, tanto no período chuvoso como na estiagem, neste ponto se verificou valores baixos de pH ($4,8$ a $5,2$) e condições de anoxia nas amostras de água coletadas no fundo ($0,00$ a $0,16$ mg.L^{-1}), conforme pode ser visualizado na Figura 29.

Figura 29 – Concentrações de fósforo total no sedimento do reservatório do ribeirão João Leite no período chuvoso e de estiagem.



A Tabela 11 apresenta os resultados das concentrações de matéria orgânica, nitrogênio e fósforo em sedimentos de diferentes ecossistemas lacustres.

Tabela 11 – Concentração de matéria orgânica, nitrogênio e fósforo presentes nos sedimentos de alguns ecossistemas lacustres brasileiros.

Ecossistemas e localização	Matéria Orgânica (% PS)	N (ppm)	P (ppm)
Laguna			
Iodada (RJ)	1,6	550	17,5
Carapebus (RJ)	6,8	750	500,3
Imboacica (RJ)	8,6	1260	88,4
Paulistinha (RJ)	24,6	3800	30,6
Lago			
Poço Verde (MG)	28,4	1700	3400
“33” (MG)	35,5	5600	1000
Dom Helvécio (MG)	16,9	17500	783,3
Carioca (MG)	54,8	-	871,4
Represa			
Bariri (SP)	9,5	5200	380,7
Barra Bonita (SP)	4,3	2900	513,6
Promissão (SP)	3,7	2600	14,4
Jaguará (MG)	12,0	3300	192,7
Jurumirim (SP)	6,9	3100	70,8
Jupiaá (SP)	16,9	4300	263,2
Três Marias (MG)	9,8	5100	1800

Legenda: %PS- Percentual de peso seco. Fonte: Esteves (2011).

Os resultados de fósforo total registrados no sedimento do reservatório do ribeirão João Leite foram semelhantes aos obtidos para a represa de Promissão (SP), conforme pode ser observado na Tabela 11. Cavenaghi *et al.* (2003), também, obtiveram valores semelhantes de fósforo nos sedimentos dos reservatórios de Promissão (17,07 e 36,78 mg.kg⁻¹) e de Nova Avanhadava (17,87 e 28,77 mg.kg⁻¹).

Ressalta-se que, o fósforo, na forma de fosfato, também, pode ser imobilizado mediante a adsorção com argilas por meio de uma ligação química da carga negativa do fosfato com a carga positiva da superfície da argila, ou ainda, pela substituição do fosfato por silicatos de argila. Em condições de presença de oxigênio, os compostos de fosfato permanecem geralmente insolúveis, isto é, o fósforo não fica mais disponibilizado como nutriente (SPERLING, 2013). Todavia, foram observadas condições de anoxia no fundo do reservatório do ribeirão João Leite, nos pontos P1, P2 e P3, que podem favorecer a liberação de compostos de fosfato.

Assim, constata-se que, a existência de uma camada de fundo anóxica durante o período de estratificação favorece a solubilização do fósforo, o qual pode atingir a zona fótica em períodos de intensa circulação das águas. Desse modo, quando o oxigênio penetra no sedimento, o fósforo e o ferro dissolvidos na camada anaeróbia voltam a se precipitar. Desta maneira, a camada superior do sedimento age como uma barreira de difusão para estes elementos (SPERLING, 2013).

Além disso, o ferro pode complexar-se facilmente, mediante processo de adsorção, com o fósforo, o que é uma garantia suplementar para a desejável remoção deste elemento da massa líquida. Cabe ainda lembrar que, em situações de pH inferior a 5, como foi registrado nos sedimentos de fundo da represa, os metais alumínio e manganês comportam-se de forma semelhante ao ferro. Já em condições de pH elevado, que são atingidas na superfície do corpo d'água, o elemento químico cálcio assume um papel relevante, tendo em vista a possível precipitação do fósforo como fosfato de cálcio.

Considerando que o fósforo é um dos principais elementos para a proliferação de organismos fitoplanctônicos e que a troca com sedimentos desempenha papel importante para a disponibilização desse nutriente para a massa d'água, esse compartimento desempenha um importante papel na disponibilização do fósforo, contribuindo para a eutrofização (MANAHAN, 2013).

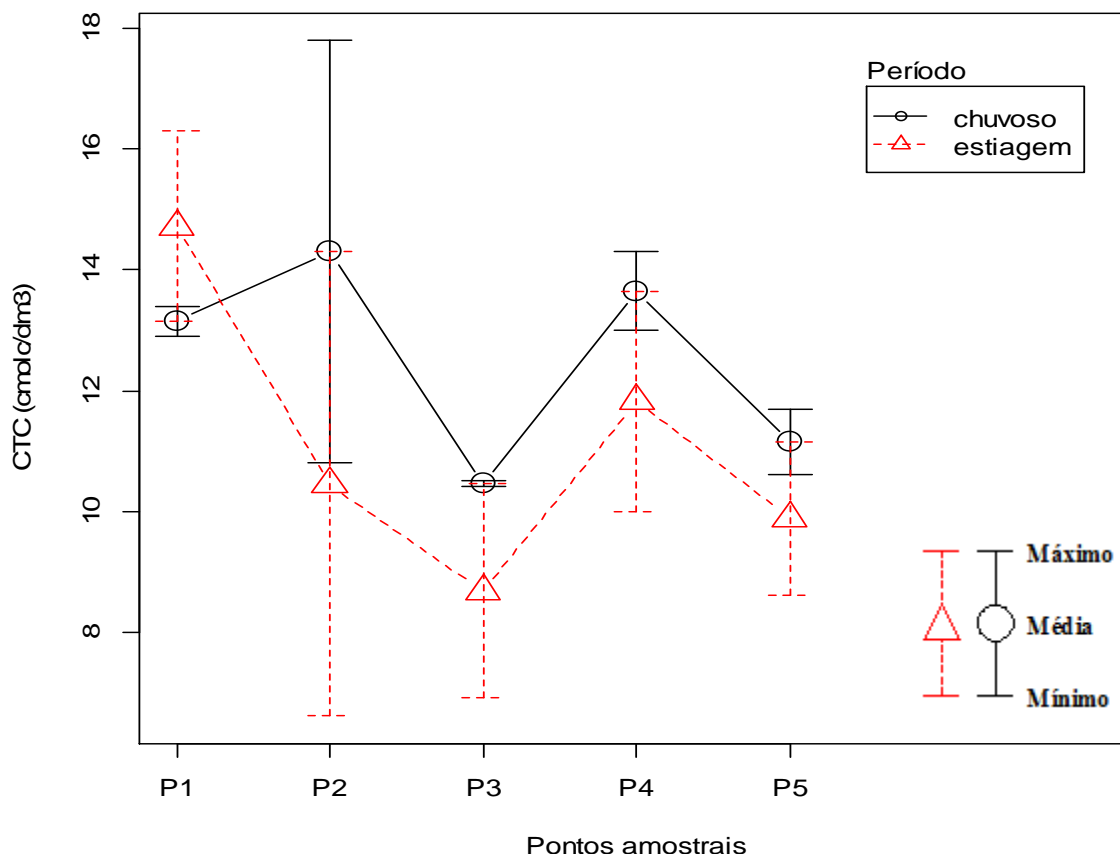
Outro aspecto importante relacionado aos sedimentos de fundo, é a capacidade que possuem em trocar cátions com a coluna d'água. A Capacidade de Troca Catiônica (CTC) é um parâmetro importante para a avaliação da reatividade eletroquímica das partículas, devido a que representa a capacidade do sedimento em adsorver cátions (BORTOLUZZI; PETRY, 2008).

A CTC depende do tipo de argilomineral e quantidade no solo, bem como do conteúdo de matéria orgânica, sendo que, solos argilosos tendem a apresentar maior CTC que solos arenosos (MELLO, 2013). Assim, quanto menor o tamanho da partícula, maior a área superficial específica e a CTC.

Desse modo, os baixos valores de CTC podem estar correlacionados com a característica granulométrica das amostras de sedimentos coletadas no reservatório do ribeirão João Leite, as quais apresentaram a predominância da fração areia.

Os sedimentos do reservatório do ribeirão João Leite apresentaram CTC entre 6,60 e 16,3 $\text{cmol}_c.\text{dm}^{-3}$, no período de estiagem, e de 10,4 e 17,8 $\text{cmol}_c.\text{dm}^{-3}$ no período chuvoso, considerando-se todos os pontos amostrais. O maior valor de CTC foi obtido no ponto P2, no mês de novembro (17,8 $\text{cmol}_c.\text{dm}^{-3}$) e o menor no P2 no mês de setembro (6,60 $\text{cmol}_c.\text{dm}^{-3}$), conforme pode ser observado na Figura 30.

Figura 30 - Valores de CTC obtidos para o sedimento do reservatório do ribeirão João Leite no período chuvoso e de estiagem.



Costa (2008), pesquisando no lago das Garças (SP), constatou valores elevados de CTC ($> 27 \text{cmol}_c \text{kg}^{-1}$), notando os solos saturados com ácidos, hidrogênio (H^+) e alumínio (Al^{3+}). Já os resultados de CTC encontrados no reservatório do ribeirão João Leite foram baixos indicando uma baixa capacidade de retenção de nutrientes, podendo estar associado ao registro de baixas concentrações de cálcio, magnésio, potássio e alumínio nos sedimentos.

Cabe destacar que na área do reservatório do ribeirão João Leite constatou-se a predominância de latossolos e cambissolos, os quais conforme Embrapa (1997) são solos que apresentam intemperização avançada (latossolos) e baixa CTC ($17 \text{cmol}_c.\text{kg}^{-1}$), tais características corroboram com os baixos valores de CTC registrados nos sedimentos do reservatório do ribeirão João Leite.

De modo geral, os valores encontrados para minerais argilosos variam na faixa de 1 a 150 $\text{cmol}_c.\text{kg}^{-1}$, enquanto que, para a matéria orgânica a CTC pode alcançar 400 $\text{cmol}_c.\text{kg}^{-1}$, em virtude do elevado número de grupos oxigenados, particularmente carboxílicos ($-\text{COOH}$), os quais podem se ligar e trocar cátion (BAIRD, 2001). Assim, constata-se que os valores de CTC registrados no sedimentos do reservatório do ribeirão João Leite apresentam relação, principalmente, com a fração inorgânica.

6.5.1 Coeficientes de correlação dos parâmetros analíticos dos sedimentos

A matriz de correlação das variáveis monitoradas se encontra expressa na Tabela 12 e pode ser interpretada de acordo com Bryman e Cramer (2003) que indicam que, os valores $\leq 0,2$ apresentam correlação fraca e sem significância, as variações entre $0,2 < r \leq 0,39$ correlação fraca, entre $0,4 < r \leq 0,69$ correlação moderada, $0,7 < r \leq 0,89$ correlação forte e entre $0,9 < r \leq 1$ correlação muito elevada.

Desse modo, verificaram-se correlações positivas elevadas entre magnésio e cálcio ($r=0,91$), correlação forte entre magnésio e areia ($r=0,70$), pH e cálcio ($0,84$) e pH e magnésio ($r=0,75$) e correlação moderada entre matéria orgânica e fósforo ($r= 0,66$).

A correlação positiva demonstrada entre magnésio e cálcio é representativa da própria composição geoquímica dos sedimentos da bacia hidrográfica do ribeirão João Leite, a qual é composta predominantemente por rochas gnáissicas (SILVEIRA; MACHADO, 2005). Cabe ressaltar que, o magnésio apresentou correlação forte com texturas mais arenosas, a qual pode estar relacionada com a composição mineralógica e os processos de intemperismo do solo (BORTOLUZZI; PETRY, 2008).

Os elementos cálcio (Ca) e magnésio (Mg), juntamente com o manganês (Mn) apresentaram uma relação direta com o pH, o qual segundo Esteves (2011), é um parâmetro que atua no controle da precipitação, na biodisponibilidade e mobilidade dos cátions nos sedimentos.

Por sua vez, a matéria orgânica presente em ambientes naturais é composta principalmente por carbono, oxigênio, nitrogênio, hidrogênio, além de enxofre e fósforo e de outros grupos funcionais, formada pela biomassa em diferentes graus de decomposição (DICK; MARTINAZZO, 2013). Tal fato justifica a observação de correlação entre matéria orgânica e fósforo.

Tabela 12 – Matriz de correlação calculada para os parâmetros monitorados nos sedimentos do reservatório do ribeirão João Leite.

	Al	Areia	Argila	Ca	CTC	Cu	Fe	K	Mg	Mn	MO	NT	P	pH	Silte	Zn
Al	1,00															
Areia	-0,29	1,00														
Argila	0,33	-0,95	1,00													
Ca	-0,72	0,65	-0,70	1,00												
CTC	0,15	0,09	-0,19	0,34	1,00											
Cu	-0,05	-0,50	0,44	-0,17	0,34	1,00										
Fe	0,17	0,22	-0,16	-0,25	-0,43	-0,44	1,00									
K	-0,18	0,21	-0,29	0,50	0,65	0,11	-0,17	1,00								
Mg	-0,61	0,70	-0,72	0,91	0,30	-0,27	-0,14	0,42	1,00							
Mn	-0,48	0,44	-0,44	0,58	0,13	-0,16	-0,09	0,36	0,49	1,00						
MO	-0,08	0,12	-0,26	0,34	0,58	0,23	-0,36	0,15	0,22	0,15	1,00					
NT	-0,46	-0,18	0,06	0,27	0,16	0,25	-0,44	0,23	0,16	0,29	0,20	1,00				
P	-0,39	0,37	-0,43	0,63	0,51	0,12	-0,28	0,45	0,44	0,52	0,66	0,25	1,00			
pH	-0,85	0,44	-0,51	0,84	0,03	-0,24	-0,08	0,28	0,75	0,63	0,11	0,36	0,44	1,00		
Silte	0,07	-0,78	0,60	-0,33	0,05	0,52	-0,12	0,00	-0,39	-0,29	0,20	0,19	-0,13	-0,18	1,00	
Zn	-0,22	0,31	-0,43	0,61	0,83	0,25	-0,34	0,67	0,48	0,43	0,76	0,21	0,80	0,32	0,03	1,00

Fonte: Própria autora.

6.6 ANÁLISES DE AGROTÓXICOS NOS SEDIMENTOS

As análises de agrotóxicos em amostras de sedimentos do reservatório do ribeirão João Leite, no período chuvoso e de estiagem, de todos os compostos selecionados nessa pesquisa, apresentaram resultados abaixo do limite de detecção da análise.

Ressalta-se que, a degradação dos agrotóxicos pode ocorrer por processos químicos, físicos e biológicos, sendo que a velocidade de degradação das moléculas dependerão das condições de temperatura, turbulência, umidade, natureza dos solos, acidez, presença de espécies vegetais, entre outras, formando metabólitos menos tóxicos ou mais tóxicos que a molécula original (CARNEIRO *et al.*, 2011).

Embora, tenha sido identificada a presença de uma lavoura de soja na área de influência do reservatório do ribeirão João Leite, esta não esboçou reflexo direto nos resultados analíticos de agrotóxicos, talvez por se localizar em uma região com menor declividade e mais distante dos pontos de amostragem.

Como os agrotóxicos estão sujeitos a inúmeros processos ao percorrerem os diferentes compartimentos ambientais, tais como: decomposição química, degradação biológica, fotodecomposição vindo a se transformar em outros compostos com maior ou menor toxicidade e persistência (SPADOTTO, 2006), verificou-se, que, essas características associadas à persistência dos grupos químicos de agrotóxicos estudados, podem ter contribuído para a menor probabilidade de acúmulo e conseqüente não detecção nos sedimentos.

Dessa forma, as características intrínsecas dos compostos analisados associados aos aspectos climáticos, topográficos da região e condições físicas (temperatura, turbulência) e químicas das amostras (pH ácido, natureza do sedimento), bem como do período em que as coletas foram realizadas (não foi possível identificar o período de aplicação dos agrotóxicos/herbicidas na lavoura de soja), podem ter influenciado nas propriedades de volatilidade e solubilidade dos agrotóxicos, impossibilitando a sua identificação nas amostras coletadas.

A não detecção dos agrotóxicos, também, pode estar relacionada à sensibilidade do método de análise empregado.

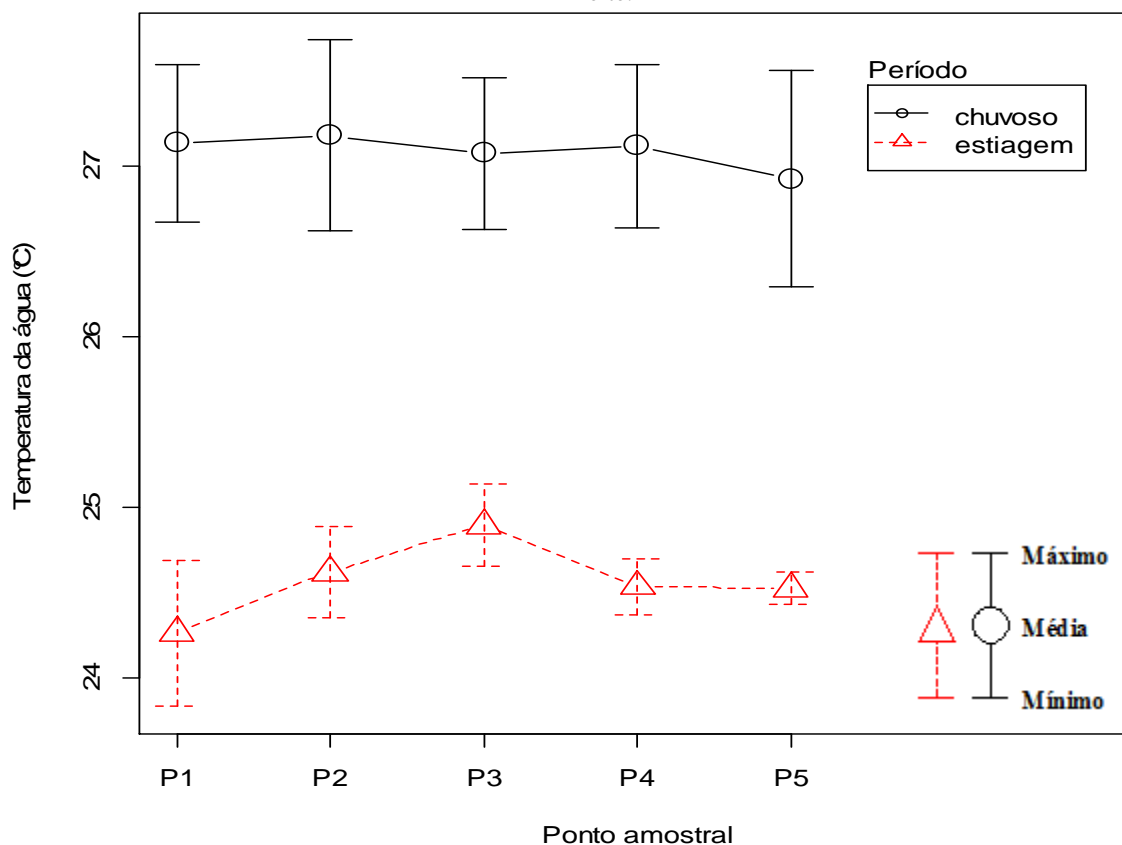
6.7 ANÁLISES FÍSICO-QUÍMICAS DA ÁGUA

Para se caracterizar a qualidade da água do reservatório do ribeirão João Leite realizou-se uma análise estatística descritiva relativa ao número de dados coletados, sendo que os resultados monitorados para todas as estações de amostragem foram apresentados em forma de gráficos, a fim de possibilitar uma melhor visualização da variabilidade dos dados durante o período chuvoso e de estiagem, e a discussão dos resultados foram expressas como a média da variável e seu respectivo desvio padrão. Os resultados das análises estão descritos no Apêndice B.

6.7.1 Temperatura da água

Os resultados de temperatura da água no reservatório do ribeirão João Leite demonstraram variação de $24,57^{\circ}\text{C} \pm 0,35$, no período de estiagem, e de $27,09^{\circ}\text{C} \pm 0,56$, no período chuvoso (Figura 31). Sendo que, a temperatura máxima da água, registrada no período de estudo, foi de $27,74^{\circ}\text{C}$, e a temperatura mínima da água de $23,83^{\circ}\text{C}$. A resolução CONAMA 357/2005 não estabelece limites para essa variável.

Figura 31 – Gráfico da variação da temperatura da água no reservatório do ribeirão João Leite.



O comportamento desse parâmetro evidenciou o padrão climático da região, que segundo a classificação de *Köpen*, é caracterizado como do tipo AW, tropical úmido, com predomínio de duas estações bem definidas: inverno seco e verão chuvoso.

Resultados semelhantes foram encontrados por Buzelli e Cunha-Santino (2013), no reservatório de Barra Bonita (SP), cuja temperatura média da água foi influenciada pela sazonalidade, com o registro de $20,9 \pm 0,05^{\circ}\text{C}$, no período de estiagem, e de $29,66 \pm 0,05^{\circ}\text{C}$, no período chuvoso.

Fernandes *et al.*, (2009) destaca que, em temperaturas superiores a 25°C , há o favorecimento da taxa de crescimento das cianobactérias, logo a incidência de florações se dá especialmente durante o verão. Tal situação foi observada por Santos (2012), em estudos realizados no reservatório do ribeirão João Leite, onde verificou em março de 2010, a ocorrência de florações de *Cylindrospermopsis raciborskii*.

Arantes, Silva e Oliveira (2015), constataram que, no período chuvoso, a população de cianobactérias no reservatório do ribeirão João Leite, apresentaram uma densidade média de 232.974 células/mL, tendo seu crescimento influenciado, dentre outros parâmetros, pela temperatura da água.

Assim, verifica-se que a ocorrência de temperaturas mais elevadas durante o período chuvoso, associado a presença de radiação solar mais intensa, disponibilidade de nutrientes pode favorecer o crescimento da população fitoplancônica no reservatório do ribeirão João Leite, especialmente durante o verão, o que pode produzir um incremento no pH pela atividade fotossintética, situação esta observada neste estudo com o registro de pH neutro a alcalino, com média de $7,67 \pm 0,23$, no período chuvoso.

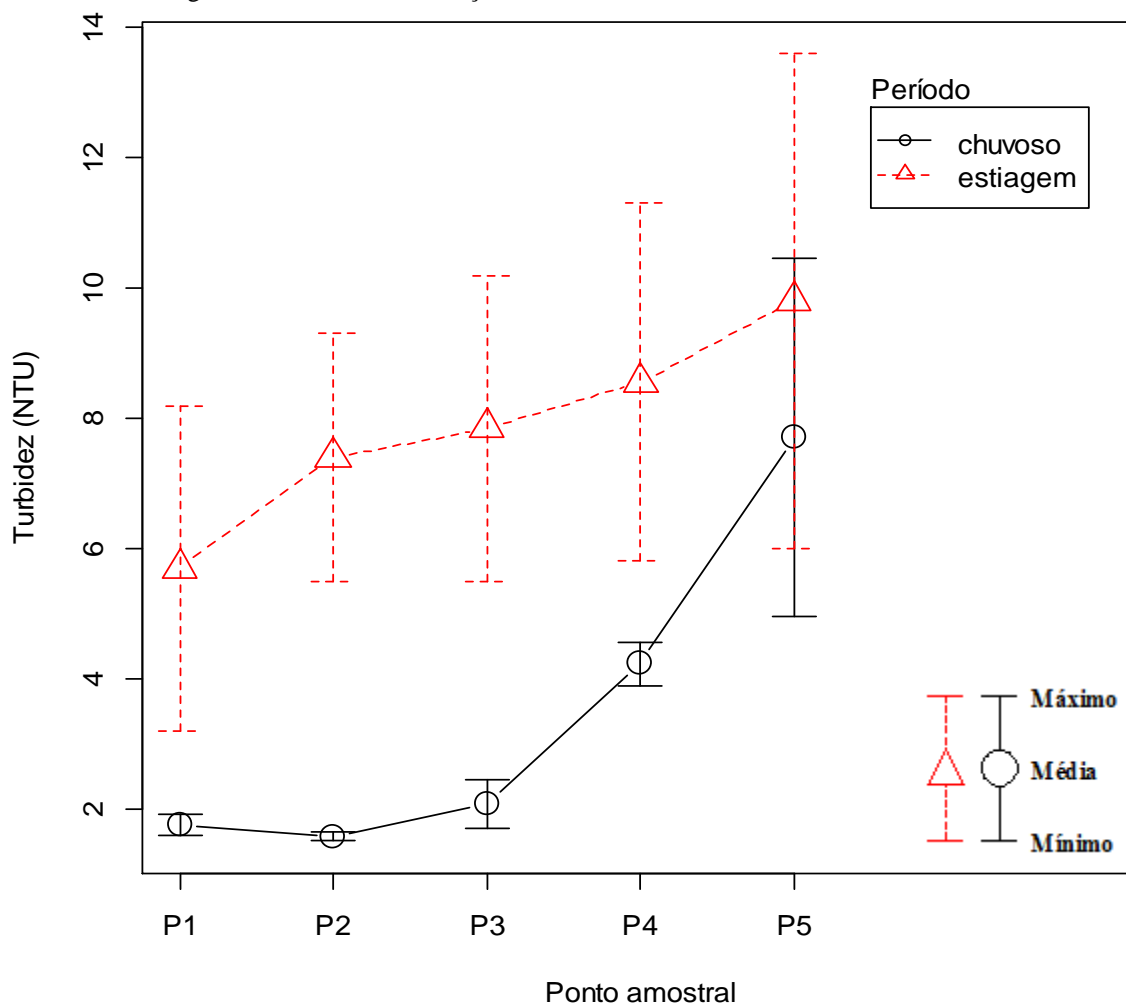
Ressalta-se, ainda que, a temperatura da água apresenta relação direta com os processos de estratificação e circulação, especialmente em decorrência de variações na temperatura do ar, fazendo com que as temperaturas ao longo da coluna d'água, tornem-se semelhantes, afetando inicialmente as camadas superiores. Desse modo, a massa líquida passa a apresentar uma densidade aproximadamente uniforme, podendo facilmente entrar em processo de circulação, desde que, exista alguma força externa (ventos) capaz de superar a fraca estabilidade física da coluna d'água (SPERLING, 2013).

Em países tropicais, onde as variações de temperatura da água são menos significativas, nota-se que, essa variável apresenta vantagens em relação aos processos de tratabilidade, especialmente na eficiência da coagulação, visto que, em baixas temperaturas, essa etapa tende a ter sua eficiência reduzida. Todavia, como essa variável não ocasiona efeitos adversos à saúde, a Organização Mundial da Saúde e os padrões de potabilidade brasileiro não estabelecem valor máximo para a água de consumo (LIBÂNIO, 2016).

6.7.2 Turbidez

Os valores de turbidez obtidos na superfície foram baixos, não ultrapassando 15 NTU nos pontos amostrais avaliados. No período chuvoso, a turbidez foi de $3,46 \pm 2,78$ NTU e no período de estiagem de $7,86 \pm 3,21$ (Figura 32). Todavia, os resultados de turbidez obtidos foram relativamente baixos tanto na chuva quanto na estiagem.

Figura 32 – Gráfico da variação da turbidez no reservatório do ribeirão João Leite.



Os pontos P1 e P2, que se encontram localizados próximos ao barramento, foram os que apresentaram os menores valores de turbidez no conjunto das estações de amostragem, tanto no período chuvoso, com 1,6 e 1,5 NTU, como no período de estiagem registrando, 3,2 e 5,5 NTU, respectivamente. Tal fato, pode ser devido a sedimentação do material particulado ao longo do eixo longitudinal da represa.

Enquanto que, os pontos P4 e P5, localizados na entrada do reservatório (zona de transição de lótico para lântico), foram os que esboçaram os maiores valores de turbidez, com máximo de 11,3 e 13,6 NTU, respectivamente. Todavia, os valores medidos se encontraram bem abaixo do limite estabelecido pela resolução CONAMA 357/2005 para águas doces de Classe 2, que é de 100 NTU.

Os resultados obtidos para a turbidez indicaram uma relação inversa em relação ao padrão sazonal, onde se observou que, os maiores valores foram registrados, principalmente, durante o período de estiagem.

Cabe destacar que no período de estiagem, especialmente nos meses mais frios, verifica-se a ocorrência de circulação vertical da massa de água, a qual pode promover um incremento da turbidez na região superficial devido à ressuspensão do material particulado presente no fundo do reservatório do ribeirão João Leite. Tal fato pode ter favorecido a ocorrência de valores mais elevados no período da estiagem.

Bucci *et al.* (2015), observaram valores reduzidos de turbidez na zona lacustre da represa Dr. João Penido (MG), com mínimo de 0,54 NTU e máximo de 4,29 NTU. Na zona intermediária, a turbidez variou entre 0,10 e 5,70 NTU, e na zona fluvial entre 0,11 e 7,73 NTU.

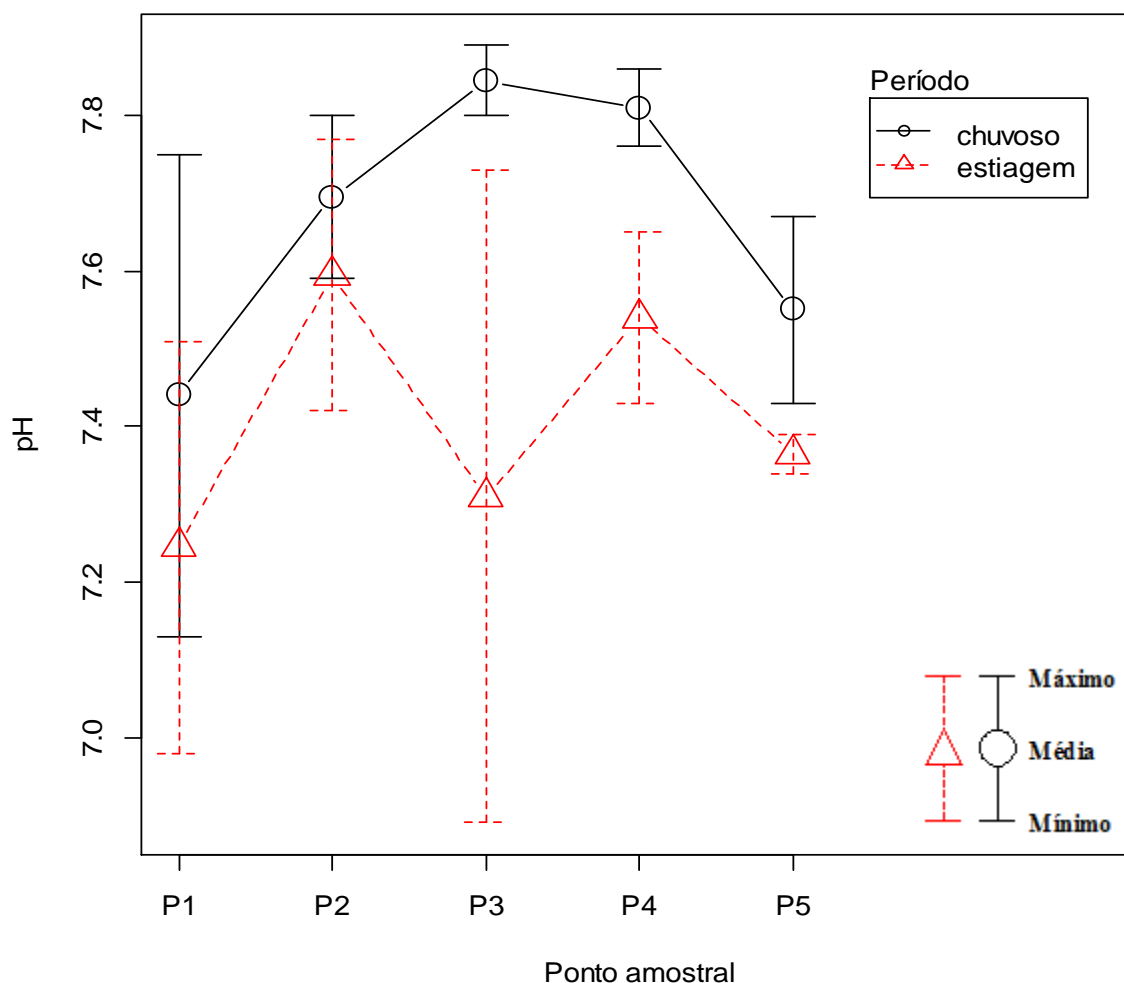
Costa, Oliveira e Santos (2012), registraram, semelhantemente, em estudos realizados no reservatório de Manso (MT), baixos valores de turbidez, que oscilaram entre 0,2 e 14,3 NTU.

De acordo com Sperling (2016), a maior parte da turbidez da água no reservatório do ribeirão João Leite, não estaria associada à influência do carreamento pelas chuvas, não sendo, portanto, de origem mineral, mas sim biótica. Isto é, o crescimento do fitoplâncton poderia influenciar a turbidez em uma maior magnitude do que a presença de partículas minerais, principalmente na região mais profunda da represa.

6.7.3 Potencial hidrogeniônico (pH)

O potencial hidrogeniônico no reservatório do ribeirão João Leite variou $7,41 \pm 0,29$ no período de estiagem, e no período chuvoso $7,67 \pm 0,23$. Sendo que, o maior valor de pH, registrado no período de estudo, foi de 7,89 e o menor de 6,89 (Figura 33).

Figura 33 – Gráfico da variação do pH no reservatório do ribeirão João Leite.



Os resultados de pH revelaram um teor levemente alcalino e dentro dos limites preconizados pela resolução CONAMA 357/2005, que estabelece valores de pH entre 6,0 e 9,0 para águas doces de Classe 2.

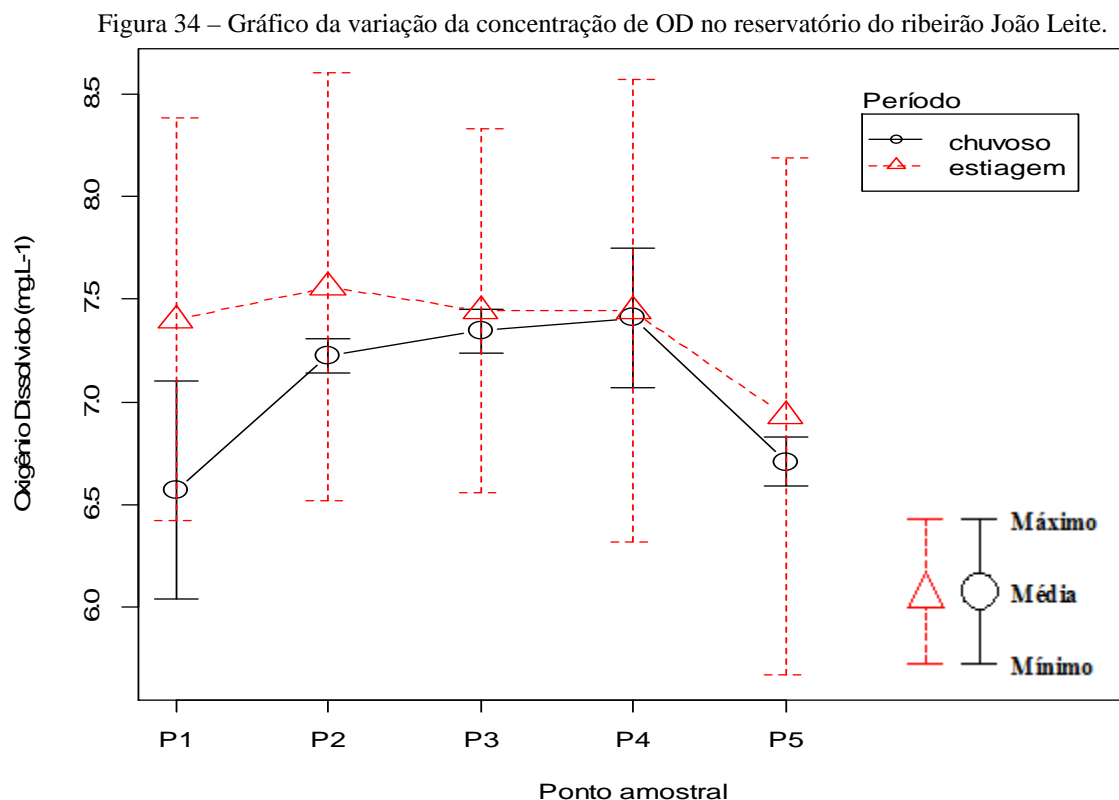
Resultados semelhantes foram observados por Pedrazzi *et al.* (2014), no reservatório de Itupararanga (SP), verificando valores mais elevados de pH no período chuvoso (7,30 – 8,00), em comparação ao período de estiagem (6,50 – 7,70), com o registro de pH alcalino nas amostras coletadas na sub-superfície relacionando à intensa atividade fotossintética.

No reservatório de Barra Bonita (SP), o valor médio e desvio padrão encontrado para o pH foi $8,10 \pm 0,14$ no período chuvoso, e $6,33 \pm 0,026$ no período de estiagem, indicando condições alcalinas, especialmente no período das chuvas, decorrente da fotossíntese fitoplanctônica (BUZELLI; CUNHA-SANTINO, 2013).

Bucci *et al.* (2015) verificaram na zona lacustre, na represa de abastecimento público de água Dr João Penido, valores de pH entre 6,34 e 8,35. Todavia, na zona fluvial, registraram valores entre 5,90 e 7,99, não atendendo a Resolução CONAMA 357/2005. Os resultados encontrados demonstraram que o manancial está submetido à influência do uso e ocupação das terras na área de contribuição da bacia de drenagem, a qual se reflete nos parâmetros de qualidade da água da represa.

6.7.4 Oxigênio dissolvido

As concentrações de oxigênio dissolvido (Figura 34) foram de $7,05 \pm 0,48 \text{ mg.L}^{-1}$, no período chuvoso, e de $7,35 \pm 1,15 \text{ mg.L}^{-1}$, no período de estiagem, sendo que, a menor concentração foi registrada no ponto P5, localizado na entrada do reservatório, no período de estiagem ($5,67 \text{ mg.L}^{-1}$). Os resultados permaneceram dentro do limite estabelecido pela resolução CONAMA 357/2005 que é de $5,0 \text{ mg.L}^{-1}$.



Nogueira *et al.* (2014) verificaram no reservatório de Jurumirim (SP), diferenças sazonais nas concentrações de oxigênio dissolvido na água, sendo que, próximo ao barramento, foram observadas na superfície valores acima de 7 mg.L^{-1} . Os autores constataram, que os perfis de OD apresentaram um perfil clinogrado no mês de março (fim do período chuvoso), e em maio (período de estiagem), as concentrações de OD permaneceram homogêneas, indicando circulação vertical completa do sistema.

Costa, Oliveira e Santos (2012), avaliando a qualidade da água no reservatório de Manso (MT), observaram concentrações de oxigênio dissolvido entre 4,5 e $8,64 \text{ mg.L}^{-1}$, com os menores valores registrados no período de seca.

Dentre os gases dissolvidos na água, o oxigênio (O_2) possui uma relevância indiscutível no que se refere à dinâmica e a caracterização dos ecossistemas aquáticos (ESTEVES, 2011). Fiorucci e Filho (2005) destacam que, o comportamento do oxigênio dissolvido adquire uma posição central, uma vez que, além da importância para o subsídio à sobrevivência dos peixes e demais organismos aeróbios, a presença deste elemento, também, condiciona a disponibilidade de nutrientes, interferindo diretamente no processo de eutrofização.

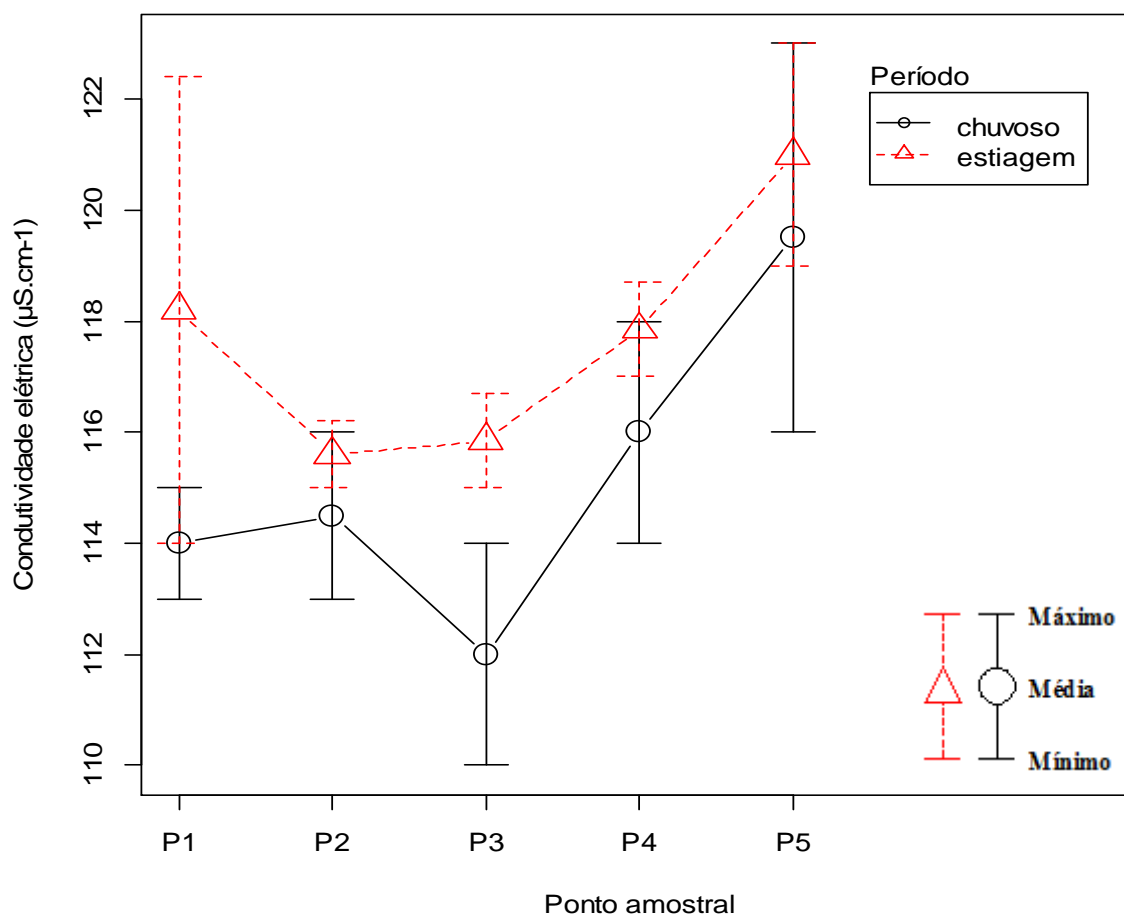
De modo geral, a obtenção de concentrações mais elevadas de OD na superfície da água do reservatório do ribeirão João Leite podem estar relacionadas a atividade fotossintética e a reaeração atmosférica.

6.7.5 Condutividade elétrica

Todos os pontos amostrais apresentaram valores de condutividade elétrica abaixo de $130 \mu\text{S.cm}^{-1}$. No período de estiagem, a condutividade elétrica foi de $117,7 \pm 3,49 \mu\text{S.cm}^{-1}$, e no período chuvoso de $115,2 \pm 3,49 \mu\text{S.cm}^{-1}$. O ponto P5, situado na entrada do reservatório João Leite, foi o que apresentou o maior valor de condutividade elétrica ($123 \mu\text{S.cm}^{-1}$), o qual foi registrado no período chuvoso, demonstrando a sensibilidade desse ponto aos efeitos da sazonalidade, conforme pode ser observado na Figura 35.

Ressalta-se que, o registro de valores discretamente mais elevados, geralmente no início da estação chuvosa, pode ser decorrente de algum carreamento mineral e orgânico para as águas do reservatório. Todavia, não há limites estabelecidos para esta variável na Resolução CONAMA 357/2015.

Figura 35 - Variação da condutividade elétrica da água no reservatório do ribeirão João Leite.



Wengrat e Bicudo (2011) verificaram, no reservatório de Rio Grande (SP), que a condutividade elétrica da água no período de estiagem, oscilou entre 141,57 e 225,95 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$, e no período chuvoso, entre 43 e 51,67 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$. Os autores ressaltaram que, a sazonalidade do período foi atípica, com um inverno e verão mais chuvoso, marcado por precipitação pluviométrica acima da média da região. Essas alterações climáticas podem ter influenciado no comportamento, tanto da condutividade elétrica, como nas outras variáveis estudadas.

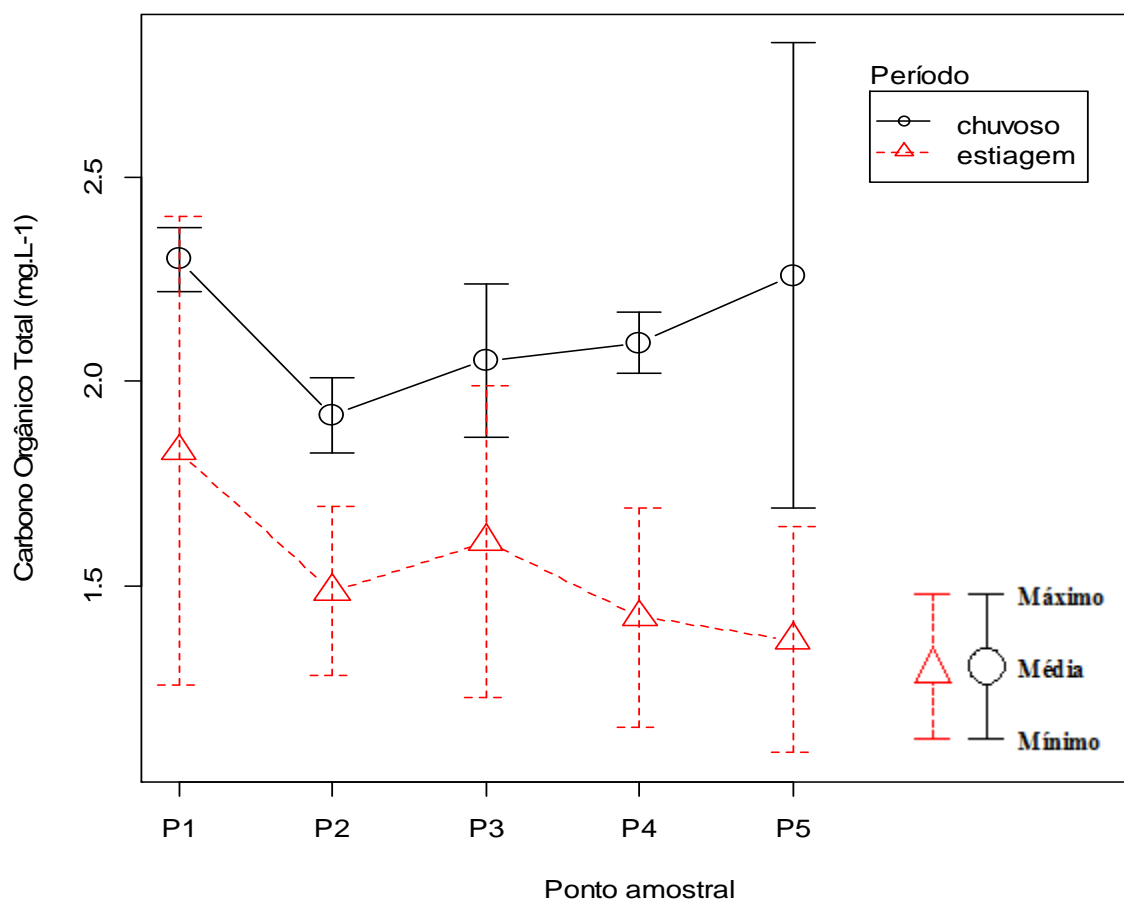
Esteves (2011) enfatiza que, em regiões tropicais, os valores de condutividade elétrica variam em função das características geoquímicas da região de estudo, das condições climáticas (estiagem e chuva), do estado trófico, especialmente quando submetidos a influências antrópicas, e com o padrão de estratificação térmica da coluna d' água.

Deste modo, constata-se que os valores de condutividade elétrica da água, registrados no reservatório do ribeirão João Leite, podem apresentar relação com o tipo de solo, sazonalidade, perfil de estratificação térmica da coluna d' água e contribuições antropogênicas da bacia drenagem.

6.7.6 Carbono Orgânico Total (COT)

As concentrações de COT variaram de $2,13 \pm 0,33 \text{ mg.L}^{-1}$, no período chuvoso e de $1,54 \pm 0,42 \text{ mg.L}^{-1}$, no período de estiagem. De modo geral, os resultados analíticos no período chuvoso foram superiores aos de estiagem, com destaque para o ponto P5, com valor máximo de $2,83 \text{ mg.L}^{-1}$ (Figura 36). Na resolução CONAMA 357/2005 não estão apresentados limites para a concentração de carbono orgânico total para águas doces de Classe 2.

Figura 36 – Gráfico da variação da concentração de COT no reservatório do ribeirão João Leite.



Carmo (2012), avaliando a eficiência de diferentes coagulantes na remoção de turbidez, cor verdadeira e compostos orgânicos naturais da água do reservatório do ribeirão João Leite, registrou para o ponto localizado junto ao barramento, valores médios de COT de $6,4 \text{ mg.L}^{-1}$, $8,4 \text{ mg.L}^{-1}$ e de $10,5 \text{ mg.L}^{-1}$, a aproximadamente 13 m, 18 m e 27 m de profundidade, respectivamente. Evidenciando, assim, o processo de sedimentação de carbono e o seu fluxo ao longo da coluna d'água, o qual tende a se depositar no sedimento, podendo ser devolvido para a coluna d'água por ressuspensão física ou bioturbação (VIDAL *et al.*, 2005).

De acordo com Esteves (2011), as fontes de carbono orgânico dissolvido e particulado para os ecossistemas aquáticos, podem ser autóctones (fitoplâncton, perifíton, macrófitas aquáticas) ou alóctones (contribuições da bacia de drenagem superficial).

Destaca-se que, as concentrações de carbono orgânico em ecossistemas aquáticos, sejam influenciadas pelas características do ambiente em estudo (morfologia, produtividade, tempo de residência da água), além de fatores climáticos (chuva, vento e temperatura ambiente), decomposição da vegetação circundante, liberação de compostos no sedimento e lixiviação das margens (VIDAL *et al.*, 2005).

Em relação a ciclagem de elementos, o ambiente terrestre, a atmosfera e o sedimento possuem relação direta com a coluna d' água. Segundo Vidal *et al.* (2005), o processo de transporte de carbono orgânico particulado para o sedimento, promove a remoção de nutrientes inorgânicos e a adsorção de minerais de fina granulometria. Desse modo, a interface sedimento-água, caracteriza-se como uma região de deposição de material orgânico particulado.

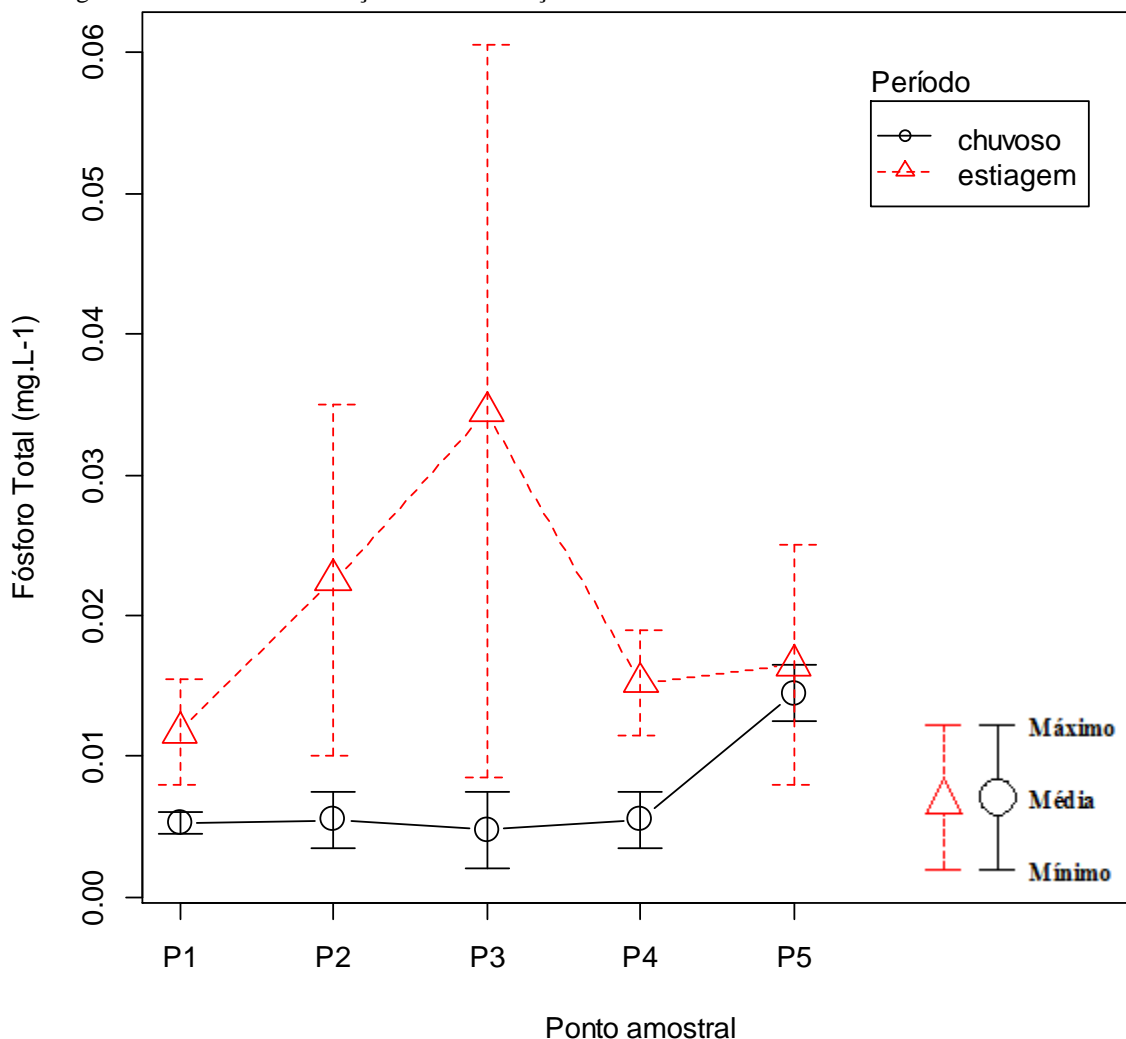
O COT influencia o desenvolvimento algal, atua na fotossíntese e como agente precipitador de nutrientes, seu monitoramento apresenta significativa importância por apresentar-se associado à formação de trihalometanos e subprodutos durante a etapa de desinfecção (LIBÂNIO, 2016).

Assim, evidenciou-se que os teores mais elevados de COT se correlacionaram positivamente com os elevados valores de temperatura da água e de potencial hidrogeniônico, registrados no período chuvoso no reservatório do ribeirão João Leite, evidenciando as contribuições da população fitoplanctônica nesse período.

6.7.7 Fósforo total

As concentrações de fósforo total na água do reservatório do ribeirão João Leite foram geralmente baixas, não excedendo a $0,07 \text{ mg.L}^{-1}$, considerando-se todos os pontos amostrais (Figura 37). No período chuvoso, a variação foi de $0,0071 \pm 0,004 \text{ mg.L}^{-1}$, e no período de estiagem de $0,02 \pm 0,012 \text{ mg.L}^{-1}$. O valor máximo para essa variável foi registrado para o ponto P3 ($0,06 \text{ mg.L}^{-1}$), seguido pelo ponto P2 ($0,035 \text{ mg.L}^{-1}$), durante o período de estiagem, superando o limite estabelecido pela resolução 357/2005 do CONAMA para águas de Classe 2, ambientes lênticos ($0,03 \text{ mg.L}^{-1}$).

Figura 37 – Gráfico da variação da concentração de fósforo total no reservatório do ribeirão João Leite.



Em reservatórios tropicais urbanos eutrofizados, como é o caso do braço Rio Grande, Complexo Billings (SP), as concentrações de fósforo total registraram valores bem mais elevados, variando entre, 0,004 e 0,109 mg.L⁻¹, no período chuvoso, e 0,69 e 2,14 mg.L⁻¹ no período de estiagem.

Buzelli e Cunha-Santino (2013), observaram no reservatório de Barra Bonita (SP) que, o valor médio encontrado para esta variável, para o período de estiagem, foi 0,21 mg P.L⁻¹ e para as chuvas foi 0,08 mg P.L⁻¹. Os autores destacaram que, esse nutriente intensificou os processos de eutrofização, sendo registrado concomitantemente o aumento da concentração de clorofila devido ao crescimento fitoplanctônico, registrando-se 214,94 µg.L⁻¹, no período de estiagem e 87,61 µg.L⁻¹ nas chuvas.

O fósforo é um elemento extremamente importante, especialmente para a produção primária em ecossistemas aquáticos, sendo apontado, por muitos autores, como um dos responsáveis pela eutrofização artificial (BUZELLI; CUNHA-SANTINO, 2013).

As fontes de fósforo para o ecossistema aquático podem ser de origem natural (rochas da bacia de drenagem), e artificial (esgotos domésticos e industriais, fertilizantes agrícolas, dentre outras), as quais contribuem para o aumento da disponibilidade desse nutriente, para o estímulo da produção primária e o crescimento da comunidade fitoplanctônica, acelerando assim o processo de eutrofização (ESTEVES, 2011).

Considerando que na área de influência do reservatório do ribeirão João Leite foram identificadas a prática de pecuária e nas proximidades de alguns de seus tributários diretos verificou-se a ocorrência de tanques de piscicultura, evidencia-se que estas atividades podem ser fontes potenciais de N e P para a represa.

Na represa Dr. João Penido, principal fonte de abastecimento público de água para o município de Juiz de Fora (MG) foram registrados, por Bucci *et al.* (2015), concentrações elevadas de fósforo total, variando entre 0,010 e 0,0713 mg.L⁻¹. Os autores destacaram, entre os principais problemas de degradação ambiental do reservatório, a ausência de áreas florestadas e vegetação ripária, ocupação desordenada e ilegal do entorno do manancial, e lançamentos clandestinos de esgotos domésticos nos tributários e na própria represa.

Vidal *et al.* (2005) ressaltaram que, o fosfato de origem alóctone e que não foi decomposto no epilimínio, se deposita no sedimento por meio da formação de complexos com íons férricos e adsorção a argilas. Sendo que, na presença de oxigênio e em pH neutro, o fosfato tende a ser adsorvido aos hidróxidos de ferro hidratado, precipitando-se. Todavia, quando há o predomínio de anoxia e de sedimento reduzido é facilitada a liberação do fosfato para a coluna d' água.

Os sedimentos do reservatório do ribeirão João Leite apresentaram baixos valores de P, todavia, predominaram nas camadas de fundo, especialmente, próximo ao barramento, condições de anoxia, as quais podem favorecer a liberação de fosfato.

Cabe destacar que, no reservatório do ribeirão João Leite, observou-se tendência à circulação das águas, nos meses de julho e agosto, principalmente, após a ocorrência de quedas bruscas de temperatura (SPERLING, 2013). Desse modo, esse fenômeno, em conjunto com outras

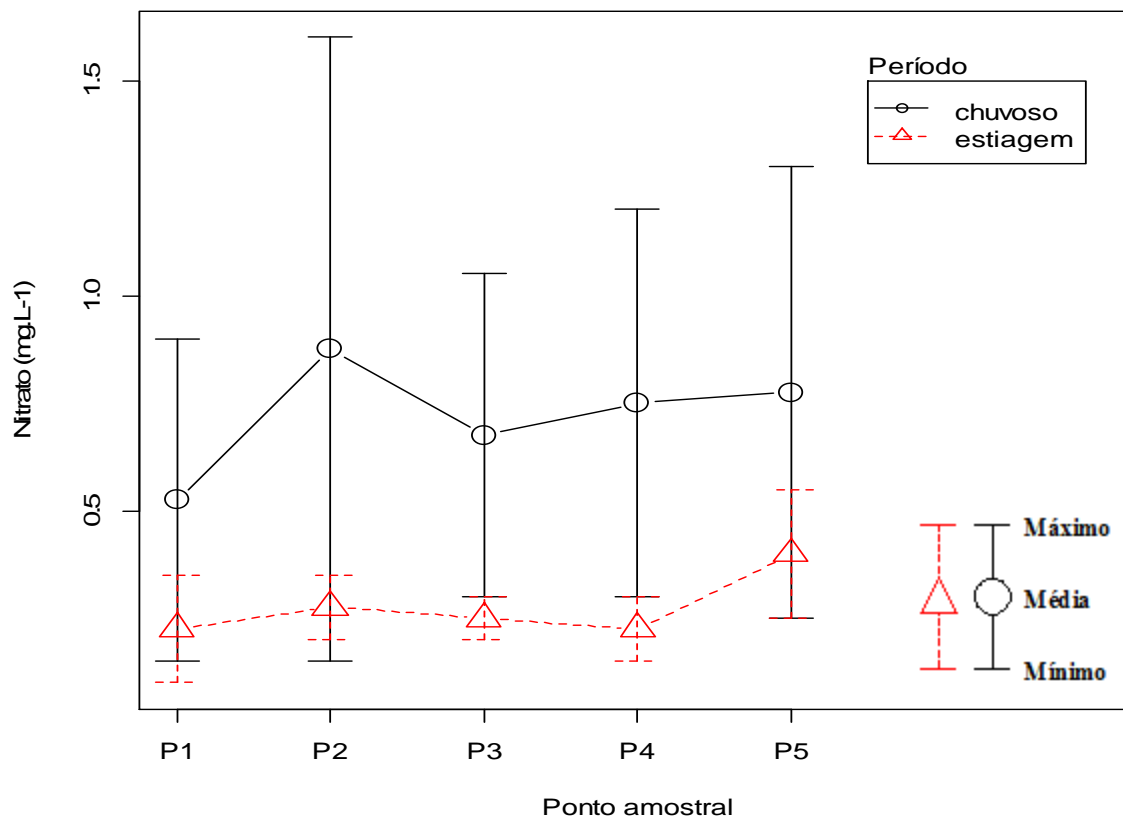
variáveis, pode influenciar a distribuição dos compostos de fósforo na massa líquida e consequentemente, no estado de trofia da represa.

6.7.8 Série nitrogenada (Nitrato, Nitrito e Nitrogênio Amoniacal)

O nitrogênio pode se apresentar no ambiente aquático na forma inorgânica como íon amônio (NH_4^+), nitrato (NO_3^-), nitrito (NO_2^-), amônia (NH_3), óxido nitroso (N_2O) e nitrogênio molecular (N_2), e na forma orgânica (aminoácidos, bactérias, fitoplâncton, zooplâncton etc.), dos quais, as suas principais fontes são as chuvas e o aporte de efluentes domésticos e industriais sem tratamento ou parcialmente tratados (ESTEVES, 2011). Deste modo, o nitrogênio é considerado um nutriente de relevância para a eclosão de processos de eutrofização.

As concentrações de nitrato (NO_3^-) foram de $0,720 \pm 0,55 \text{ mg.L}^{-1}$, no período chuvoso, e de $0,275 \pm 0,13 \text{ mg.L}^{-1}$, no período de estiagem. O valor máximo foi registrado no P2 ($1,6 \text{ mg.L}^{-1}$), no mês de outubro (período chuvoso), conforme pode ser observado na Figura 38. Todavia, os resultados foram bem abaixo do limite estabelecido pela resolução CONAMA 357/2005 para águas doces de Classe 2, que é de 10 mg.L^{-1} .

Figura 38 – Gráfico da variação da concentração de nitrato no reservatório do ribeirão João Leite.

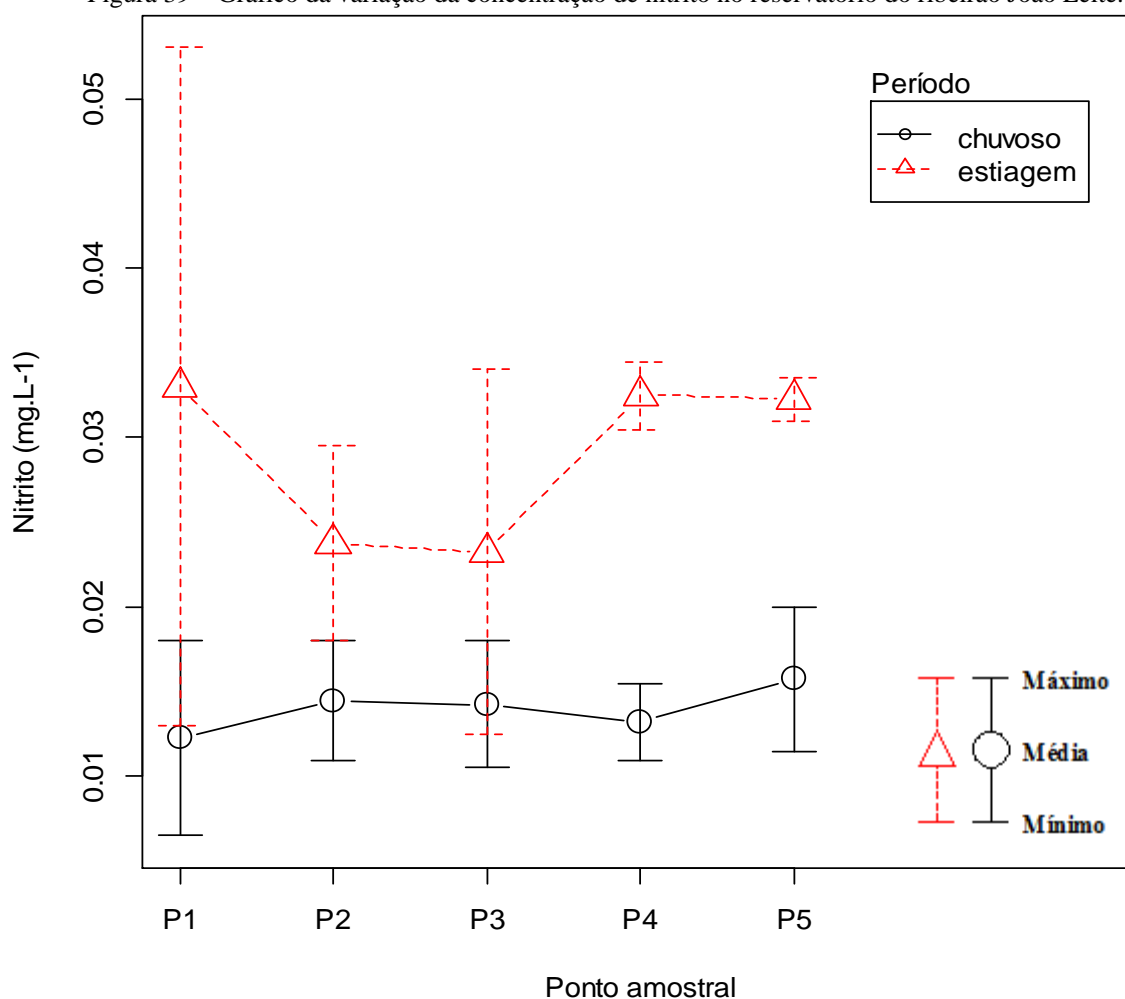


Buzelli e Cunha-Santino (2013), verificaram no reservatório de Barra Bonita (SP) que, no período de estiagem, os valores de nitrato foram menores ($0,20 \text{ mg.L}^{-1}$), enquanto que, no período chuvoso, a concentração foi de $0,80 \text{ mg.L}^{-1}$, evidenciando o efeito da sazonalidade sobre o comportamento deste parâmetro.

Bucci *et al.* (2015), pesquisando o reservatório de abastecimento público de água Dr. João Penido, obtiveram, na zona lacustre, valores de nitrato que oscilaram entre $0,331$ e $0,816 \text{ mg.L}^{-1}$. Esses resultados, apesar de que, se apresentem dentro dos limites estabelecidos pela resolução CONAMA 357/2005, evidenciam o aporte de nutrientes para a represa e, também, de poluição remota.

Em relação ao nitrito (NO_2^-) foram obtidas concentrações de $0,014 \pm 0,004 \text{ mg.L}^{-1}$, no período chuvoso, e de $0,029 \pm 0,012 \text{ mg.L}^{-1}$, no período de estiagem. O valor máximo foi registrado no P1 ($0,053 \text{ mg.L}^{-1}$), no mês de agosto (estiagem), conforme pode ser observado na Figura 39.

Figura 39 – Gráfico da variação da concentração de nitrito no reservatório do ribeirão João Leite.



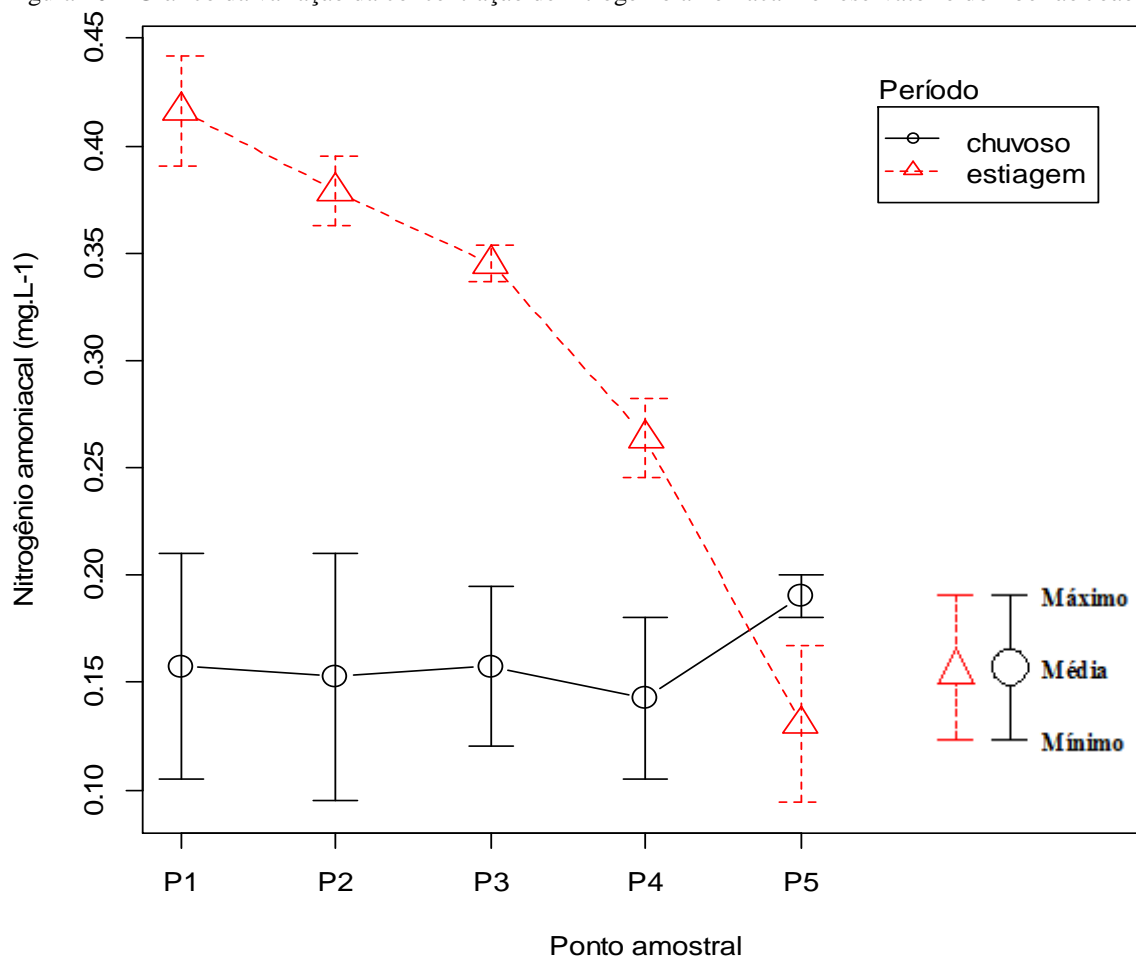
Considerando que, a resolução CONAMA 357/2005, para águas doces de Classe 2, estabelece como limite máximo o valor de $1,0 \text{ mg.L}^{-1}$ para o nitrito, constatou-se que, em todos os pontos amostrais, os valores registrados permaneceram bem abaixo do referido patamar.

Na análise e diagnóstico da qualidade da água e estado trófico do reservatório de Barra Bonita (SP), realizados por Buzelli e Cunha-Santino (2013), foi observado que a média obtida para o nitrito foi de $1,17 \text{ mg.L}^{-1}$, no período de estiagem, e de $0,08 \text{ mg.L}^{-1}$, no período chuvoso, esboçando a influência da sazonalidade sobre este parâmetro.

Na represa Dr João Penido (MG), as concentrações de nitrito oscilaram, na zona lacustre, entre $0,001$ e $0,014 \text{ mg.L}^{-1}$; na zona intermediária, entre $0,0009$ e $0,014 \text{ mg.L}^{-1}$, e na zona fluvial, entre $0,001$ e $0,013 \text{ mg.L}^{-1}$.

Em relação às concentrações de nitrogênio amoniacal no reservatório do ribeirão João Leite constatou-se que, no período chuvoso foi de $0,16 \pm 0,05 \text{ mg.L}^{-1}$, e na estiagem de $0,31 \pm 0,11 \text{ mg.L}^{-1}$ (Figura 40).

Figura 40 – Gráfico da variação da concentração de nitrogênio amoniacal no reservatório do ribeirão João Leite.



O ponto P1 foi o que registrou o valor máximo com $0,4416 \text{ mg.L}^{-1}$. Todavia, os resultados encontrados permaneceram bem abaixo do limite estabelecido pela resolução CONAMA 357/2005 para águas de Classe 2, que é de $3,7 \text{ mg.L}^{-1}$, para valores de pH da água igual ou inferior a 7,5.

Observa-se na Figura 40, o aumento da concentração de nitrogênio amoniacal em direção ao barramento no período de estiagem, sendo mais evidente nos pontos mais profundos (P1, P2 e P3), que apresentam 30, 10 e 11 metros de profundidade, respectivamente. Esse fato, possivelmente, está relacionado à ocorrência do fenômeno de circulação ou desestratificação térmica, em virtude da homogeneização da massa líquida.

De acordo com os resultados do perfil vertical realizado pela SANEAGO em 2016, constatou-se a ocorrência do fenômeno de circulação, sendo observada no mês de agosto, uma marcante homogeneidade nos valores de temperatura da água, variando apenas 1°C entre a superfície e o fundo do reservatório. Os pontos, localizados na zona mais profunda do reservatório, apresentaram temperaturas homogêneas, enquanto que, os locais situados mais próximos à entrada da represa, esboçaram o predomínio de valores mais elevados, sendo menos sensíveis a esse fenômeno (SANEAGO, 2016).

Na região tropical, de maneira geral, as concentrações de nitrogênio amoniacal tendem a serem maiores nas camadas mais profundas, devido à escassez ou ausência de oxigênio (ESTEVEZ, 2011). Desse modo, verificou-se que a desestratificação da coluna d' água, com a consequente mistura das camadas, pode ter colaborado para o incremento desta variável no período de estiagem.

Garcia (2007), em pesquisa desenvolvida no Lago Dom Helvécio (MG), obteve a maior concentração de nitrogênio amoniacal no período de desestratificação ($124,1 \text{ mg.L}^{-1}$), em contrapartida com o valor encontrado no período de estratificação, que foi de $49,7 \text{ mg.L}^{-1}$. O autor constatou que, nos períodos de desestratificação, ocorreu a circulação da coluna d' água e a ressuspensão de sedimentos concentrados no hipolímnio anóxico, levando à diminuição da zona eufótica, ao aumento da condutividade elétrica e das concentrações de nitrogênio total e de fósforo total.

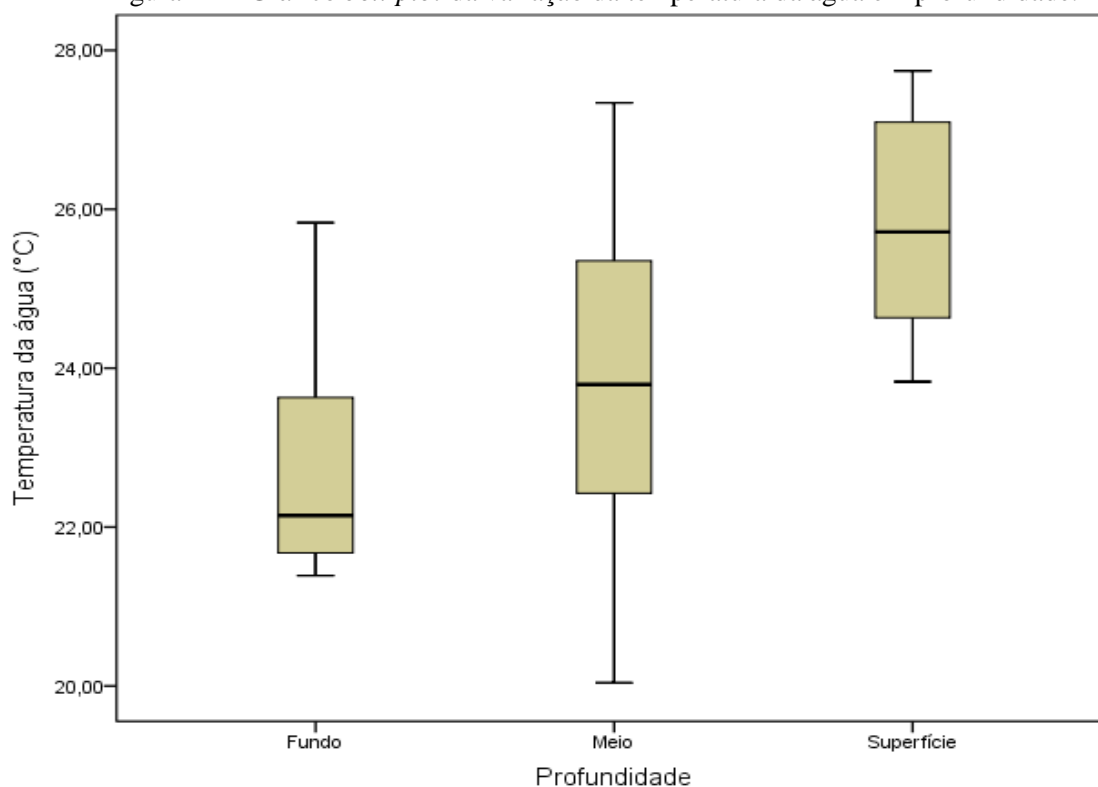
Dessa maneira, verificou-se que, a ocorrência de nitrogênio amoniacal, nitrato e nitrito na coluna d' água e no sedimento é mediada por processos de produção e decomposição, cuja

distribuição pode se dar em função do comportamento térmico (circulação e desestratificação) e da dinâmica de gases (especialmente oxigênio).

6.7.9 Análises das amostras de água com sonda multiparâmetros.

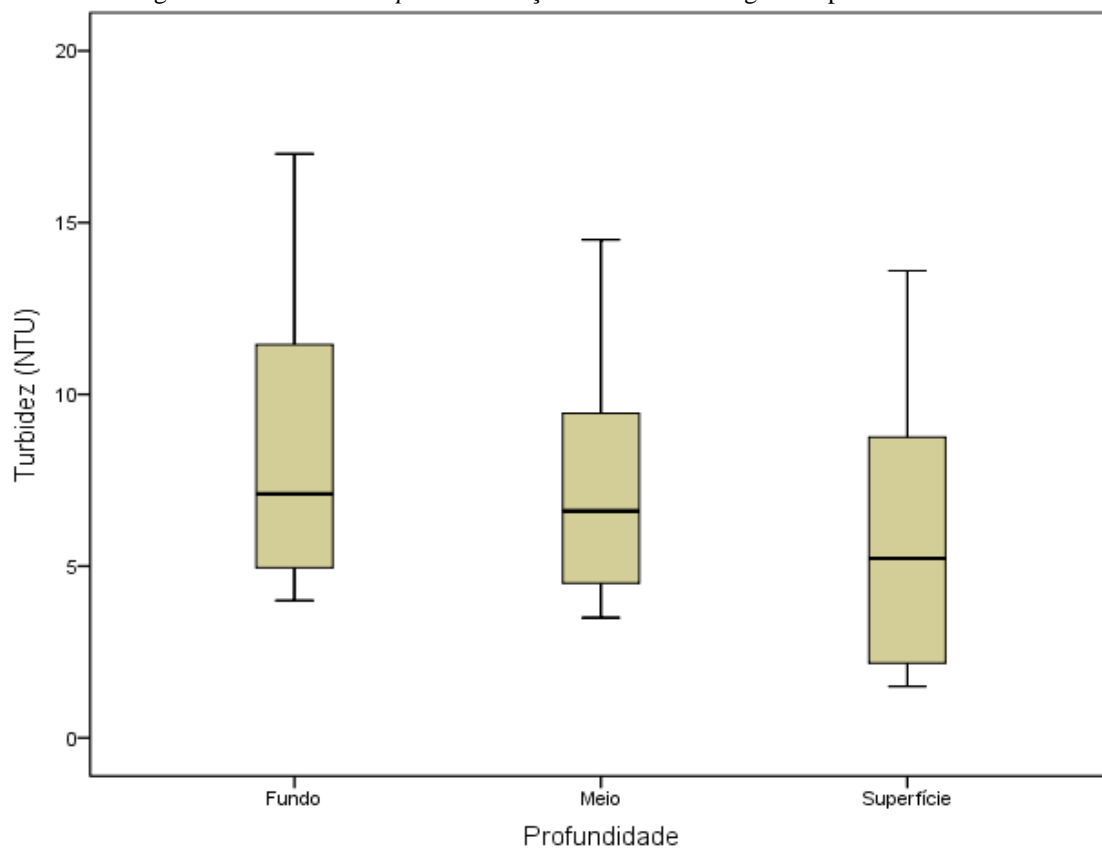
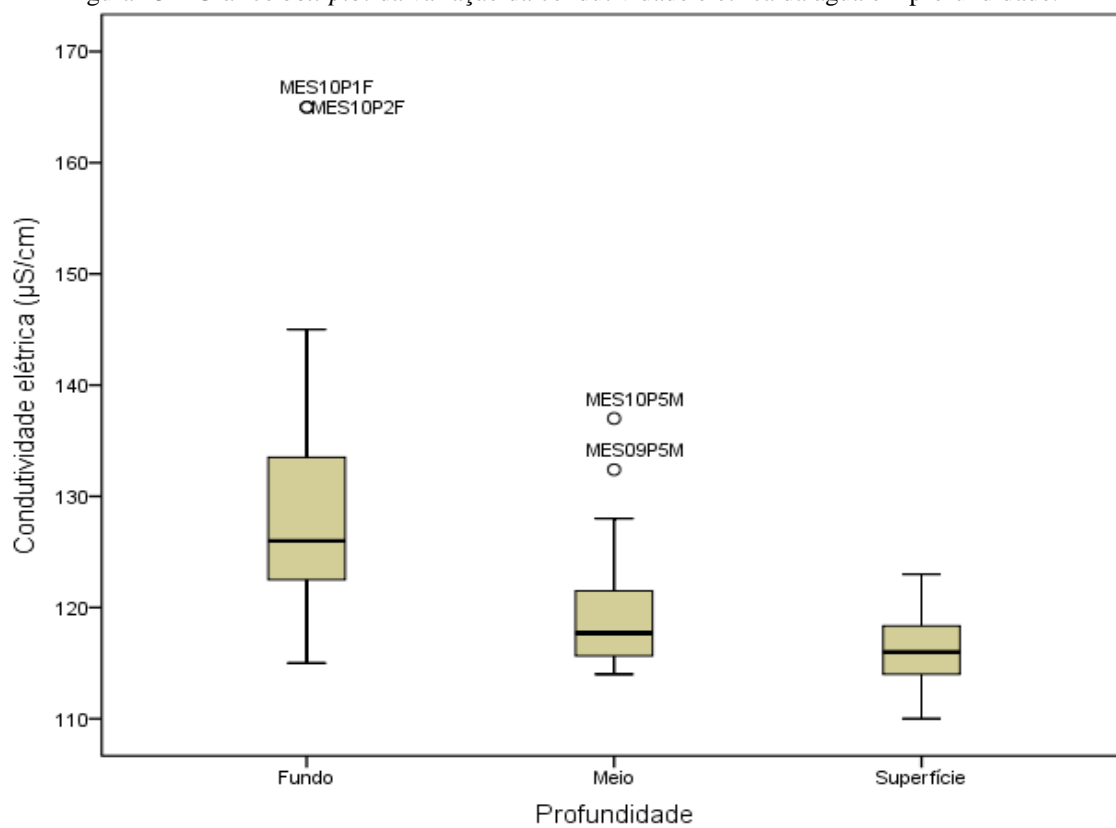
Os valores de temperatura da água determinados na superfície, meio e fundo evidenciaram características de um ambiente estratificado, com o registro de temperaturas mais elevadas na superfície, com média de 25,83°C e valores mais reduzidos em direção ao fundo do reservatório, com média de 22,82°C, conforme pode ser observado na Figura 41.

Figura 41 – Gráfico *box-plot* da variação da temperatura da água em profundidade.



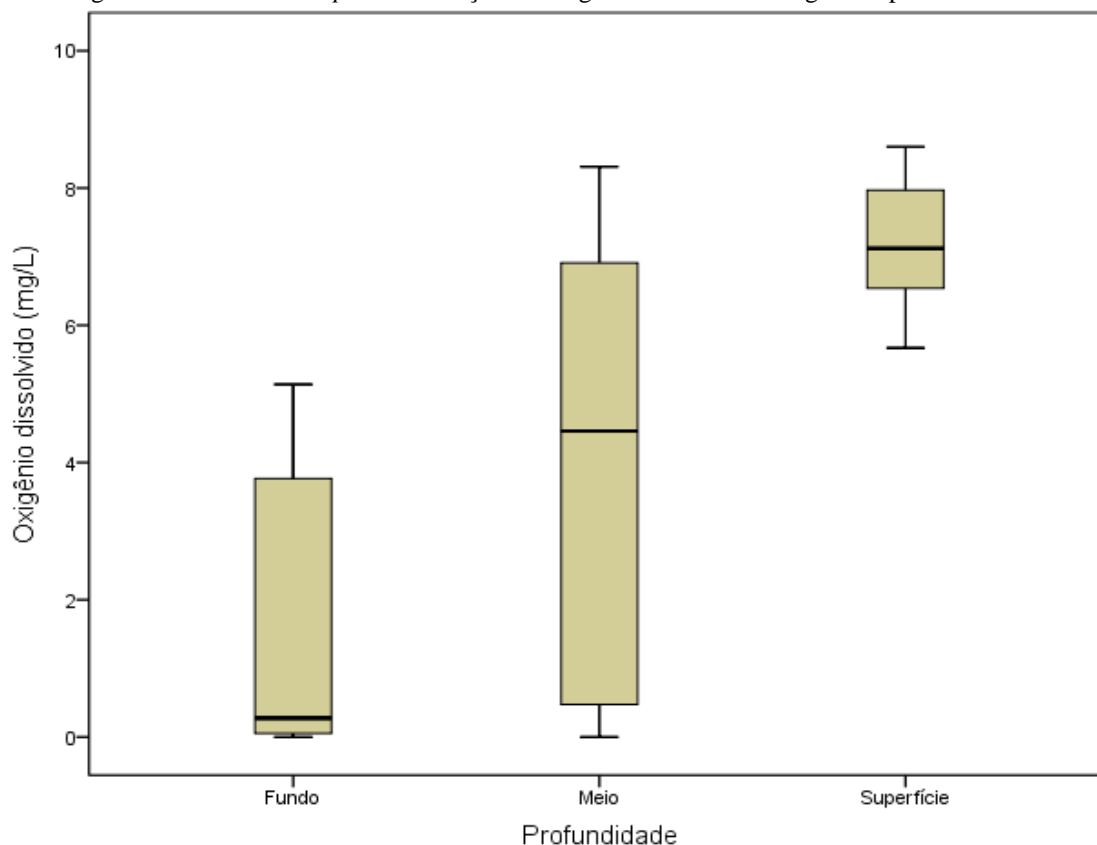
No que se refere à turbidez observou-se que, nas diferentes profundidades (superfície, meio e fundo) e pontos amostrais monitorados, os valores de turbidez obtidos foram baixos, sofrendo um pequeno incremento em direção ao fundo, o qual segundo Sperling (2013) se deve ao processo natural de sedimentação. Os valores na superfície oscilaram entre 1,5 e 13,6 NTU, no meio entre 3,5 e 14,5 NTU, e no fundo entre 4,0 e 17,0 NTU (Figura 42).

Semelhantemente comportou-se a condutividade elétrica, aumentando discretamente em direção ao fundo, com valores variando entre 110 e 123 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ na superfície, no meio entre 114 e 137 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ e no fundo entre 115 e 165 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ (Figura 43).

Figura 42 – Gráfico *box-plot* da variação da turbidez da água em profundidade.Figura 43 – Gráfico *box-plot* da variação da condutividade elétrica da água em profundidade.

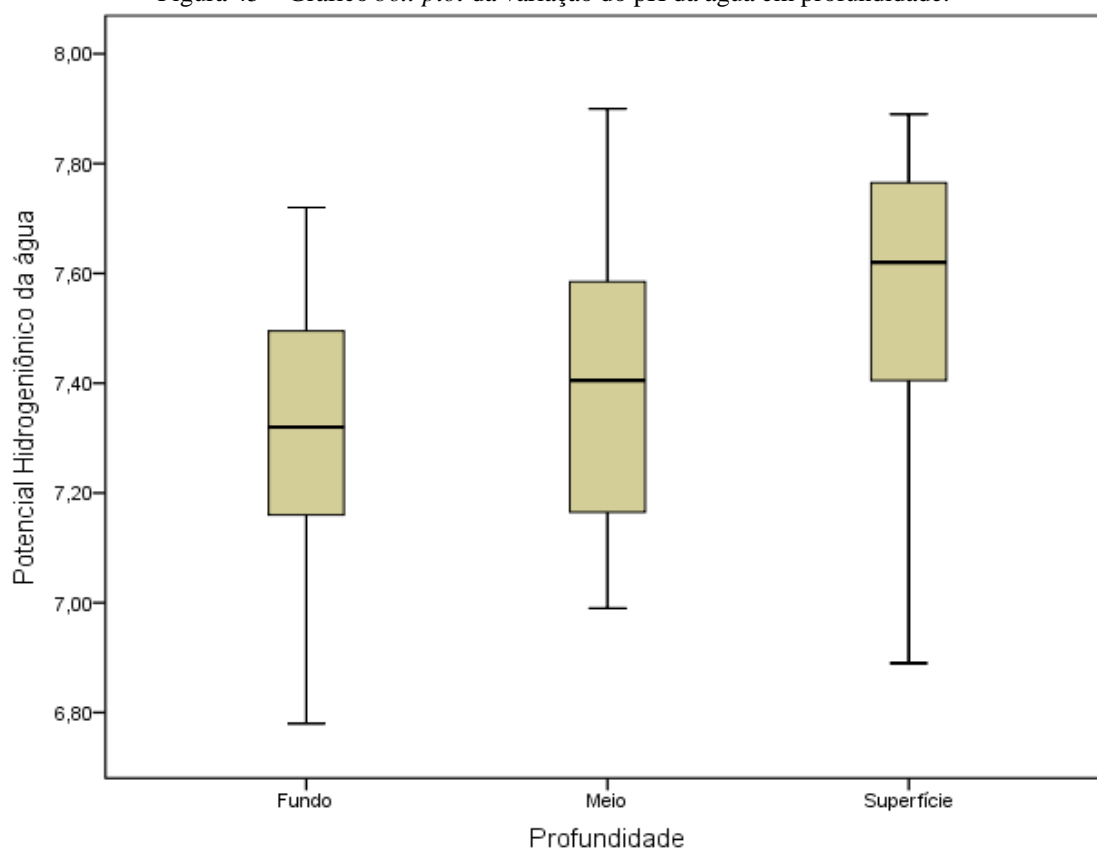
O oxigênio dissolvido mostrou valores elevados na superfície da água (5,67 a 8,60 mg.L⁻¹), com o registro de condições anóxicas no fundo, caracterizando-se como um perfil de oxigênio do tipo clinogrado (inclinado em direção ao fundo) (Figura 44).

Figura 44 – Gráfico *box-plot* da variação do oxigênio dissolvido da água em profundidade.



Em relação à variação do potencial hidrogeniônico notou-se que, as flutuações das medidas realizadas nas diferentes profundidades e pontos amostrais foram menos evidentes, sendo registrados valores na superfície entre 6,89 e 7,89, no meio entre 6,99 e 7,90 e no fundo 6,78 e 7,72 (Figura 45).

Buzelli e Cunha-Santino (2013) pontuam que as variações nas concentrações do pH ao longo da coluna evidenciam os processos de fotossíntese, especialmente na superfície da água. Todavia, devido à presença de matéria orgânica há uma redução do potencial hidrogeniônico em direção ao fundo, ocasionada pela liberação de gás carbônico durante os processos de decomposição.

Figura 45 – Gráfico *box-plot* da variação do pH da água em profundidade.

No que se refere à associação entre as variáveis de qualidade da água e do sedimento, verificou-se que os principais problemas que podem ocorrer no reservatório do ribeirão João Leite, especialmente nos períodos de desestratificação térmica, são a liberação de ferro e manganês dos sedimentos para a coluna d' água, ressuspensão de nutrientes e a liberação de sulfeto de hidrogênio (H_2S), devido as baixas concentrações de oxigênio dissolvido e da redução do pH nas águas de fundo da represa.

Considerando que a ocorrência de alterações na qualidade da água dos mananciais de captação demandam maiores gastos com produtos químicos e exigem o emprego de técnicas mais sofisticadas (CARMO; SAAVEDRA, 2011), verifica-se que o conhecimento das tendências observadas nas características da água quanto do sedimento podem nortear na tomada de decisão.

Carmo e Saavedra (2011), avaliando a remoção de compostos orgânicos naturais na água do reservatório do ribeirão João Leite, constataram a existência de elevadas concentrações de carbono orgânico total, ferro e manganês. Tais características influenciaram negativamente a tratabilidade da água em virtude da incompatibilidade com as tecnologias empregadas para a potabilização.

Di Bernardo (2005), também apontou que o estabelecimento de correlações entre a qualidade da água bruta e a tecnologia empregada é fator primordial para o aumento da eficiência das instalações de tratamento como para a redução dos custos de operação, uma vez que, dependendo dos custos envolvidos a potabilização pode ser inviabilizada.

Desse modo, a adoção de tecnologias sem o conhecimento das características de qualidade da água pode acarretar problemas operacionais, levando à produção de água com qualidade insatisfatória e ocasionar riscos sanitários (DI BERNARDO; DI BERNARDO; MINILO, 2010).

Assim, o conhecimento das características da qualidade da água e do sedimento e as suas relações com a sazonalidade, constatadas nesta pesquisa, em conjunto com os processos operacionais adotados em uma estação convencional de tratamento de água (coagulação, floculação, sedimentação e filtração) auxiliarão na escolha dos oxidantes e coagulantes mais eficientes na tratabilidade da água.

6.8 ANÁLISES DE AGROTÓXICOS NAS AMOSTRAS DE ÁGUA

As análises de agrotóxicos em amostras de água do reservatório do ribeirão João Leite, no período chuvoso e de estiagem, indicaram a presença de atrazina em todas as amostras coletadas no mês de agosto com concentrações variando entre 0,166 e 0,304 $\mu\text{g.L}^{-1}$. No mês de setembro, não foi registrada a ocorrência, apenas no ponto P4. Nos demais pontos as concentrações foram de 0,123 a 0,258 $\mu\text{g.L}^{-1}$. No ponto P2 constatou-se a presença de trifluralina (0,200 $\mu\text{g.L}^{-1}$). Todavia, todos os valores encontrados permaneceram dentro dos valores máximos permitidos pela resolução Conama 357/2005 para águas doces de Classe 2, que estabelece 2,0 $\mu\text{g.L}^{-1}$ para atrazina e 0,2 para trifluralina.

Ressalta-se que, a atrazina é um herbicida utilizado em lavouras de milho, soja, cana-de-açúcar que possui moderada solubilidade em água, moderada adsorção em matéria orgânica e argila, e apresenta meia-vida variável de acordo com o tipo de solo e condições climáticas como: pluviosidade e temperatura (CARMO *et al.*, 2013).

Assim, a ocorrência de atividades voltadas para a agricultura, a identificação de uma lavoura de soja na área de influência do reservatório do ribeirão João Leite, entre outros, no período de menor pluviosidade, podem ter favorecido o registro de níveis mais elevados de atrazina.

Devido a essas características e por apresentarem capacidade de ocasionarem toxicidade crônica, problemas cardiovasculares e no sistema reprodutivo (HELLER; PÁDUA, 2006) esse agrotóxico tem seu monitoramento exigido pela Portaria 2.914/2011, que dispõe sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade.

Cabe destacar que, a presença de atrazina foi identificada em amostras de água coletadas na bacia hidrográfica do ribeirão João Leite em concentrações que variaram entre 0,0082 e 0,434 $\mu\text{g.L}^{-1}$, cuja identificação esteve correlacionada ao impacto da agroindústria sobre a referida bacia (KELLER, 2015).

A trifluralina é um herbicida de amplo espectro que possui reduzida solubilidade em água, sendo empregada em culturas de soja, algodão, cebola, amendoim, feijão, alho, cenoura e quiabo, além de apresentar elevado potencial de contaminação quando associada ao sedimento (LIMA *et al.*, 2005).

Estudos realizados antes do enchimento do reservatório do ribeirão João Leite indicaram, em amostras de água, a presença do fungicida mancozeb com concentrações variando entre 0,03 e 0,05 mg.L^{-1} , provavelmente oriundos de contaminação exógena gerada por cultivos desenvolvidos na bacia hidrográfica, não representando uma contaminação significativa que pudesse comprometer o tratamento da água (ROCHA *et al.*, 2006).

A presença da atrazina e da trifluralina nas amostras de água foi mais evidente no período de estiagem, provavelmente devido ao efeito reduzido de diluição e da relação com os usos do solo, tanto a montante do reservatório do ribeirão João Leite como nos tributários diretos, que são voltados predominantemente para a prática agrícola.

Embora as concentrações encontradas sejam baixas e não comprometam a qualidade da água, não extingue a necessidade de um monitoramento contínuo a fim de promover um gerenciamento mais efetivo do manancial.

6.9 TESTES DE TOXICIDADE AGUDA COM *LACTUCA SATIVA* L.

Os resultados do cálculo de inibição do crescimento radicular e do hipocótilo, a porcentagem de germinação relativa e o índice de germinação se encontram expressos nas Tabelas 13 a 15.

Tabela 13 – Valores médios de comprimento radicular.

	Comprimento radicular (mm)					Controle Negativo
	P1	P2	P3	P4	P5	
Média	0,45	0,07	0	3,30	7,18	6,78
Desvio padrão	1,27	0,18	0	5,79	6,04	2,55

Fonte: Própria autora.

Tabela 14 – Valores de ICR, GR e %IG.

	P1	P2	P3	P4	P5	Controle Negativo
Número de sementes germinadas	12	15	0	33	100	100
%ICR	6,61	1,05	0,00	48,6	105,89	*
GR	11,67	15,00	0,00	33,3	100	*
%IG	0,77	0,16	0,00	16,21	105,89	*

Fonte: Própria autora.

Tabela 15 – Valores médios do comprimento do hipocótilo.

	Comprimento hipocótilo (mm)					Controle negativo
	P1	P2	P3	P4	P5	
Média	0,00	0,03	0,21	3,90	7,92	11,89
Desvio Padrão	0,00	0,07	0,80	7,52	6,61	6,73

Fonte: Própria autora.

Tanto nos valores de crescimento radicular como nos de comprimento do hipocótilo os resultados foram semelhantes, existindo diferenças estatisticamente apenas entre os pontos P4 e P5, os quais apresentaram crescimento superior aos demais pontos, conforme pode ser observado nas Figuras 46 e 47.

No caso do crescimento do comprimento foi excluído o ponto de amostragem P3 das análises devido a falta de variabilidade dos dados (todos valores foram zero). Por esse mesmo motivo, o ponto de amostragem P1 da análise do crescimento do comprimento do hipocólito também foi excluído.

Figura 46 – Gráfico *box-plot* do comprimento radicular.

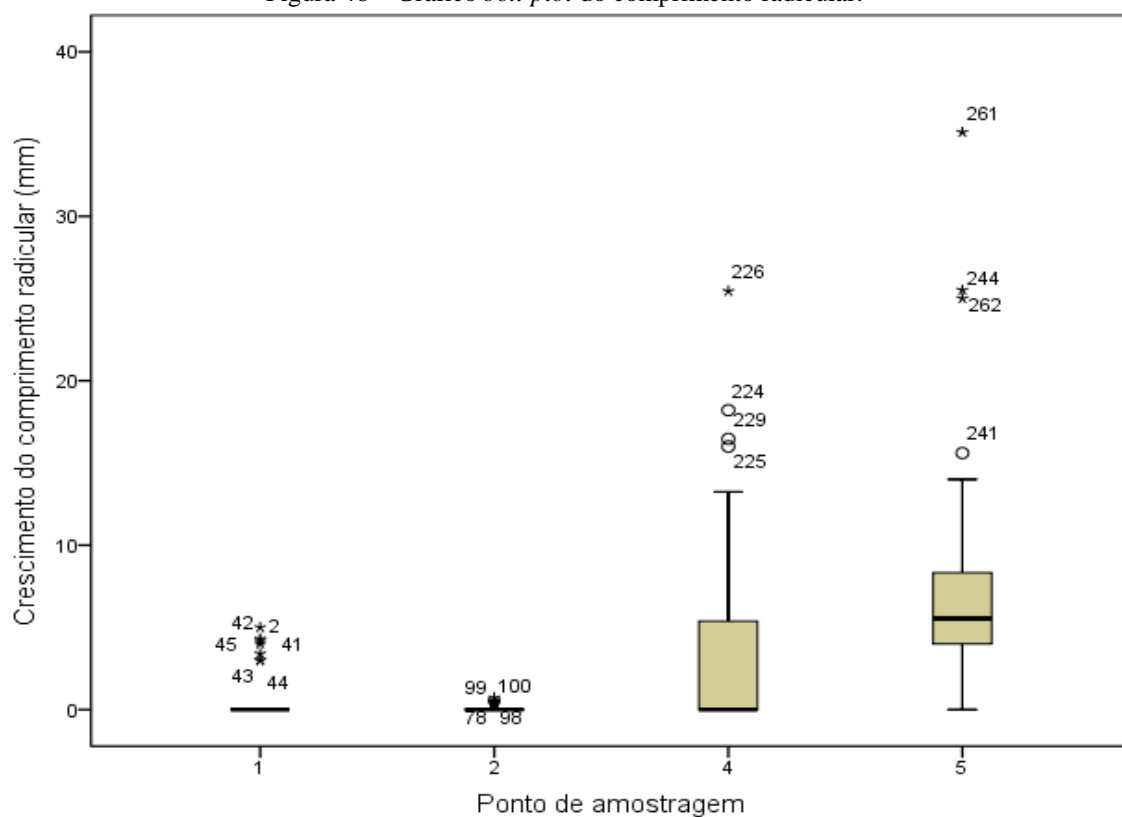
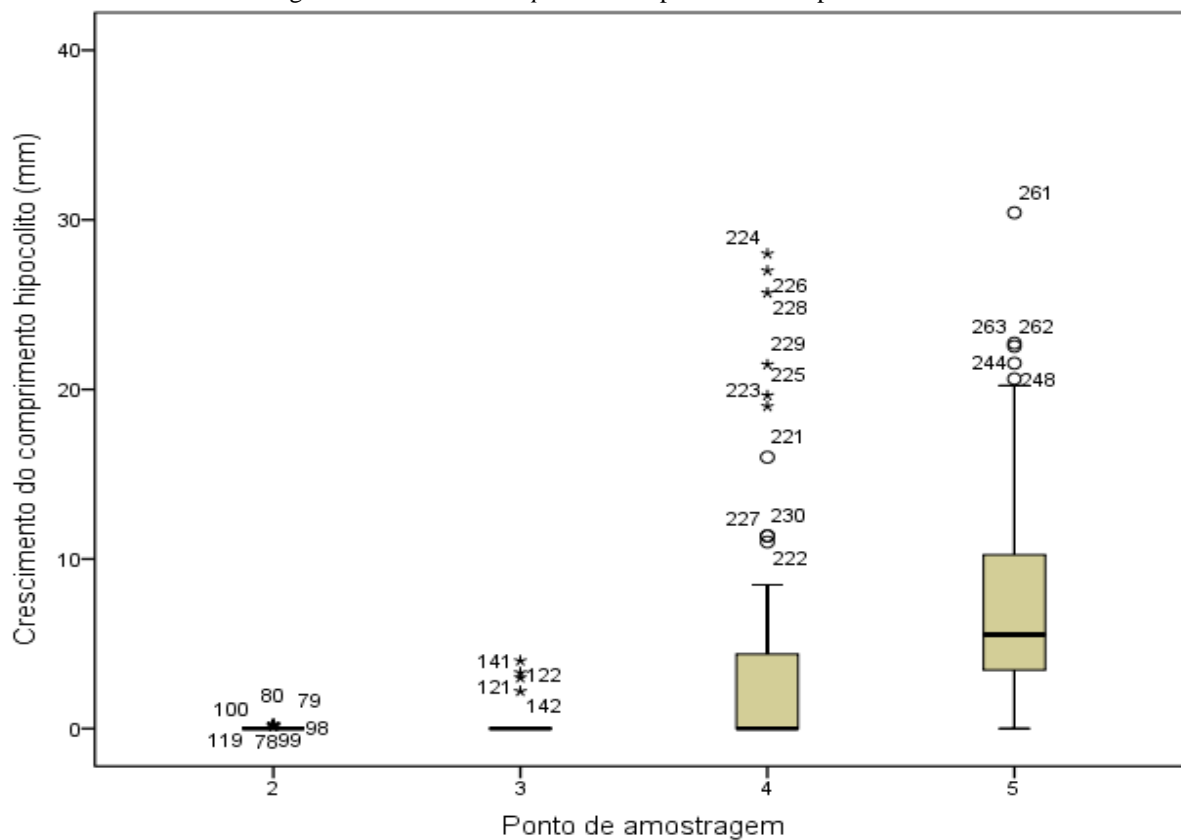


Figura 47 – Gráfico *box-plot* do comprimento do hipocótilo.



Messias (2008) constatou em pesquisa realizada nos rios São Joaquim e Ribeirão Claro (SP), que o estímulo do crescimento das raízes de alface encontrava-se relacionado à presença de compostos contendo nitrogênio e fósforo, enquanto que, o oposto se dava pela presença de resíduos de pesticidas.

Os resultados dos testes de toxicidade demonstraram que, os sedimentos de fundo do reservatório do ribeirão João Leite, amostrados nas regiões mais próximas do barramento (P2 e P3), apresentaram crescimento reduzido tanto da raiz como do hipocótilo. Todavia, não foi identificada a presença de substâncias tóxicas nas análises de agrotóxicos capazes de ocasionar efeitos nocivos. Ressalta-se, porém, que o alumínio, elemento químico muito comum nos solos, apresenta efeito deletério sob condições de pH inferior a 5,5, condição essa encontrada nos sedimentos amostrados cujo pH variou entre 4,20 e 5,20.

Os sedimentos de fundo apresentaram concentrações de alumínio nos pontos P2 e P3, no período de estiagem, superiores aos demais pontos amostrais, registrando valores médios de 87,68 mg.kg⁻¹ e de 53,96 mg.kg⁻¹, respectivamente. Já no período chuvoso, a maior concentração de alumínio foi obtida nos sedimentos coletados no ponto P4 registrando 71,94 mg.kg⁻¹. Desse modo, entende-se que esta característica dos sedimentos em associação com outras variáveis, podem ter influenciado nos resultados obtidos nos testes de toxicidade aguda utilizando sementes de alface

Já os pontos P4 e P5, localizados na porção inicial do reservatório do ribeirão João Leite, demonstraram um significativo estímulo do crescimento em comparação aos demais pontos amostrais. Rodrigues *et al.* (2013), ao avaliarem a fitotoxicidade e citogenotoxicidade da água e do sedimento do córrego do Pântano (MG), verificaram que o estímulo do crescimento das raízes de alface poderiam estar correlacionados com o aporte de nutrientes e matéria orgânica em detrimento da presença de contaminantes.

Observou-se nos sedimentos do reservatório do ribeirão João Leite que as maiores concentrações de matéria orgânica foram registradas na entrada da represa com 8,5 % no P5 e 9,6% no P4, bem como o registro de teores mais elevados de nitrogênio total no P5 (13,4 mg.kg⁻¹), os quais podem ter contribuído para o estímulo do crescimento radicular e do hipocótilo nesses pontos amostrais.

6.10 ANÁLISE DE COMPONENTES PRINCIPAIS (ACP) APLICADAS AS VARIÁVEIS MONITORADAS

Para os dados monitorados com sonda multiparâmetro obteve-se um componente principal explicando em torno de 75% da variabilidade dos dados, composto por apenas três variáveis que apresentaram carga fatorial acima de 0,80: temperatura da água, oxigênio dissolvido e potencial hidrogeniônico conforme apresentado na Tabela 16.

Tabela 16 – ACP aplicada aos dados de sonda multiparâmetro.

Componente	Autovalores iniciais			Matriz de componente ^a	
	Total	% de variância	% cumulativa	Variáveis	Componente 1
1	2,262	75,411	75,411	Temp. água	0,919
2	0,490	16,327	91,738	OD	0,846
3	0,248	8,262	100,000	pH água	0,838

Legenda: a. 1 componentes extraídos. Fonte: Própria autora.

A aplicação da ACP aplicada aos dados físico-químicos da água resultou em dois componentes explicando aproximadamente 76% da variância nos dados. O primeiro fator foi composto por potencial hidrogeniônico, nitrito e carbono orgânico com cargas fatoriais acima de 0,85 e o segundo fator por turbidez e fósforo total com cargas fatoriais acima de 0,75 (Tabela 17).

Tabela 17 – ACP aplicada aos dados físico-químicos da água.

Componente	Autovalores iniciais			Matriz de padrão ^a		
	Total	% de variância	% cumulativa	Variáveis	Componente 1	Componente 2
1	2,529	42,143	42,143	ZTurb		0,924
2	2,031	33,843	75,987	ZCDT		0,755
3	0,668	11,130	87,117	ZpHágua	-0,862	
4	0,384	6,405	93,522	ZNO ₂	0,945	
5	0,307	5,122	98,644	ZPágua		0,827
				ZCOT	-0,872	

Fonte: Própria autora.

No que se refere a granulometria foi encontrado um componente principal que explicou 86% da variância dos dados, composto pelas três variáveis da dimensão: argila, silte e areia; cada uma com carga fatorial acima de 0,85 (Tabela 18).

Tabela 18 – ACP aplicada aos dados de granulometria.

Componente	Autovalores iniciais			Matriz de componente ^a	
	Total	% de variância	% cumulativa	Variáveis	Componente 1
1	2,579	85,971	85,971	Argila	0,912
2	0,421	14,029	100,000	Silte	0,866
3	3,778E-17	1,259E-15	100,000	Areia	-0,998

Fonte: Própria autora.

Para os outros dados dos sedimentos foram encontrados dois componentes principais que explicaram aproximadamente 77% da variância dos dados. Esses dois componentes foram compostos pelas seguintes variáveis, com cargas fatoriais superiores a 0,75: fator 1 (cobre, ferro e oxigênio consumido), e fator 2 (zinco e potencial hidrogeniônico), conforme pode ser observado na Tabela 19.

Tabela 19 – ACP aplicada aos dados de sedimentos.

Componente	Autovalores iniciais			Matriz de padrão		
	Total	% de variância	% cumulativa	Variáveis	Componente 1	Componente 2
1	2,440	48,796	48,796	ZCu	0,886	
2	1,434	28,690	77,486	ZFe	-0,934	
3	0,534	10,675	88,161	ZZn		0,885
4	0,392	7,842	96,003	ZpHsedimento		0,799
5	0,200	3,997	100,000	ZOC	0,772	

A análise de correlação de *Pearson* entre os componentes principais estimados corroboram com as relações e considerações estabelecidas nas discussões anteriores, evidenciando a existência de correlação positiva entre os variáveis cobre, ferro e oxigênio consumido dos sedimentos e a granulometria ($r=0,605$), sugerindo uma maior influência de adsorção destes componentes em relação a composição granulométrica, correlação negativa entre as variáveis zinco e pH monitoradas nos sedimentos e a granulometria ($r=-0,676$), correlação positiva entre os dados de sonda e a granulometria ($r=0,448$) e correlação negativa entre os dados físico-químicos da água compostos pela turbidez e fósforo total com os de sedimentos representados por cobre, ferro e oxigênio consumido ($r=-0,726$). A Tabela 20 apresenta os coeficientes de correlação linear de *Pearson* para todos os atributos monitorados.

Tabela 20 – Correlação de *Pearson* aplicada aos componentes principais estimados.
Correlações de Pearson entre os componentes principais estimados (n=20)

		(1)	(2)	(3)	(4)	(5)	(6)
ACP Granulometria (1)	ρ	1					
	p-valor						
ACP Sedimentos fator 1 (2)	ρ	0,605	1				
	p-valor	0,005					
ACP Sedimentos fator 2 (3)	ρ	-0,676	-0,158	1			
	p-valor	0,001	0,505				
ACP Água dados sonda (4)	ρ	0,448	0,205	-0,388	1		
	p-valor	0,047	0,387	0,091			
ACP Água dados FQ fator 1 (5)	ρ	-0,103	0,043	0,161	-0,292	1	
	p-valor	0,667	0,856	0,499	0,212		
ACP Água dados FQ fator 2 (6)	ρ	-0,152	-0,726	-0,127	0,171	0,075	1
	p-valor	0,524	0,000	0,593	0,470	0,753	

7. CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

Em relação aos diferentes usos do solo na área de influência do reservatório do ribeirão João Leite verificou-se que, embora existam áreas de cobertura vegetal nativas, principalmente, nas áreas das unidades de conservação, há o predomínio de atividades voltadas para a pecuária e o cultivo agrícola.

Verificou-se a necessidade da realização da recomposição florística no entorno do reservatório do ribeirão João Leite, visando contribuir para a redução do carreamento de material alóctones para o interior do reservatório, o qual propiciará a melhoria tanto da qualidade da água como do sedimento.

Os resultados demonstraram que os sedimentos do reservatório do ribeirão João Leite são compostos predominantemente pelas frações areia (42,75%) e argila (35,45%), apresentando variações ao longo do tempo, refletindo os efeitos da sazonalidade.

Considerando os resultados das análises de agrotóxicos realizadas tanto na água quanto no sedimento, pode-se deduzir que os diferentes tipos de uso do solo na área de influência do reservatório do ribeirão João Leite não contribuem com cargas poluidoras significativas capazes de comprometer a qualidade da água. Porém, cabe destacar que, entre os 14 agrotóxicos analisados, foi registrada a ocorrência, em amostras de água, de atrazina e trifluralina.

Os testes de toxicidade aguda do sedimento por meio dos testes de germinação de sementes e alongamento de raiz utilizando *Lactuca sativa* não apresentaram resultados que indicassem algum tipo de contaminação. Todavia, os resultados encontrados indicaram a inibição tanto do crescimento radicular como do hipocótilo em direção ao barramento, sendo que na entrada do reservatório do ribeirão João Leite o desenvolvimento foi favorecido, tal característica pode estar associada ao enriquecimento de nutrientes nessa região.

Entre os parâmetros monitorados nos sedimentos de fundo, verificou-se que as concentrações elevadas de ferro e manganês, podem influenciar nos padrões de qualidade da água bruta do reservatório João Leite, especialmente nos períodos de desestratificação, durante o qual pode ocorrer, completa ou parcialmente, a mistura da massa líquida, podendo alterar a turbidez e a cor da água, bem como promover a ressuspensão de nutrientes e a oxidação de substâncias presentes nos sedimentos.

Os dados obtidos nesta pesquisa contribuíram para o entendimento da variação sazonal e das correlações existentes entre as variáveis monitoradas na água e no sedimento do reservatório do ribeirão João Leite. Desse modo, os resultados encontrados nessa pesquisa forneceram informações adicionais, complementando por meio da avaliação da qualidade dos sedimentos, o monitoramento da qualidade da água, evidenciando a necessidade de se monitorar periodicamente esse compartimento, visto que o mesmo reflete as características atuais e remotas dos eventos que ocorreram no ecossistema aquático.

Os resultados dos parâmetros monitorados, tanto na água como nos sedimentos, demonstraram que o reservatório do ribeirão João Leite se encontra em boas condições de preservação ambiental, por ser destinado exclusivamente ao abastecimento público de água.

Para estudos futuros, recomenda-se o estudo da quantificação de metais presentes nos sedimentos do reservatório do ribeirão João Leite e o desenvolvimento de estudos de toxicidade que envolva diferentes níveis tróficos.

Sugere-se, também, com vistas à manutenção da qualidade da água no interior do reservatório do ribeirão João Leite, que seja realizado o diagnóstico qualitativo e quantitativo das fontes poluidoras existentes na bacia hidrográfica de forma a identificar os pontos de vulnerabilidade.

8. REFERÊNCIAS

- ABESSA, D. M. S.; SOUSA, E. C. P. M.; TOMMASI, L. R. Utilização de testes de toxicidade na avaliação da qualidade de sedimentos marinhos. **Revista de Geologia**, v. 19, n. 2, p. 253-261, 2006.
- ABNT. Associação Brasileira de Normas Técnicas. **NBR 9898**. Preservação e técnicas de amostragem de efluentes líquidos e corpos receptores. Rio de Janeiro, 1987. Disponível em: <<https://engenhariacivilfsp.files.wordpress.com/2015/03/nbr-7181.pdf>>. Acesso em: 06 jun. 2015.
- AGUIAR, L.; DELDUQUE, M.; SCHARF, R. **Como cuidar da nossa água**. São Paulo: BEI Comunicação, 2014. 144 p.
- ALBUQUERQUE, A. R. C. Bacia hidrográfica: unidade de planejamento ambiental. **Revista Geonorte**, Edição Especial, v. 4, n.4, p. 201-209, 2012.
- ALMEIDA, C. A.; ROCHA, O. Estudo Comparativo da Qualidade dos Sedimentos dos Reservatórios do Rio Tietê (SP). **J. Braz. Soc. Ecotoxicol.**, v. 1, n. 2, p. 141-145, 2006.
- ALVES, M. I. R.; ANTONIOSI-FILHO, N. R.; OLIVEIRA, L. G.; FURTADO, S. T. F. Avaliação da contaminação por pesticidas organoclorados em recursos hídricos do Estado de Goiás. **RBRH**, v. 15, n. 1, p. 67-74, 2010.
- AMARAL, A. B. **Avaliação de mananciais subterrâneos e superficiais da bacia do córrego sossego considerando uso para abastecimento doméstico e irrigação – contaminação por agrotóxicos**. 2011. 178f. Dissertação – (Mestrado em Engenharia Ambiental). Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 2011.
- ANA. Agência Nacional das Águas. **Atlas Brasil: Abastecimento urbano de água**. Brasília: ANA, 92f, 2010.
- APHA. American Public Health Association. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. Washington: SC, 22th ed., 2012.
- ARANTES, A. G. S.; SILVA, R. C.; OLIVEIRA, W. A. Avaliação da qualidade da água do futuro ponto de captação no reservatório para abastecimento público ribeirão João Leite. In: XXI Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, Brasília. **Anais...** Brasília: SBRH, 2015, pp. 1-8.
- ARAÚJO, R. P. A.; SHIMIZU, G. Y.; BOHRER, M. B. C.; JARDIM, W. Avaliação da qualidade de sedimentos. In: ZAGATTO, P. A.; BERTOLETTI, E. **Ecotoxicologia aquática: princípios e aplicações**. São Carlos: Rima, 2006. cap. 13.
- ASSIS, J. M. O.; CALADO, L. O.; SOUZA, W. M.; SOBRAL, M. C. Mapeamento do uso e ocupação do solo no município de Belém de São Francisco – PE nos anos de 1985 e 2010. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 7, n. 5, p. 859-870, 2014.
- BAUMGARTEN, A.; SPIEGEL, H. **Phytotoxicity** (Plant tolerance). Vienna: Agency for Health and Food Safety, 2004, 34 p.

BELTRAMI, M.; ROSSI, D; BAUDO, R. Phytotoxicity assessment of Lake Orta sediments. **Aquatic Ecosystem Health and Management**, v. 2, p. 391–401, 1999.

BERNARDI, E. C. S.; PANZIERA, A. G.; BURIOL, G. A.; SWAROWSKY, A. Bacia hidrográfica como unidade de gestão ambiental. **Disciplinarum Scientia**, v. 13, n. 2, p. 159-168, 2012.

BLAIS, J. M.; KALFF, J. The influence of lake morphometry on sediment focusing. **Limnol. Oceanogr.**, v. 40, n. 3, 582-588, 1995.

BORTOLUZZI, E. C.; PETRY, C. Partículas minerais: da rocha ao sedimento. In: POLETO, C. **Ambiente e Sedimentos**. Porto Alegre: ABRH, 2008, Cap.1.

BRANDÃO, D.; SILVA, J. Q; JACÓ, M. G.; RIZZO, M. R.; MARTINS JR., O. P.; PINHEIRO, R. C. D.; MATTOS, S. C. **Diagnóstico Ambiental da Bacia hidrográfica e Possibilidades de Uso Sustentável do Entorno do Reservatório João Leite (Relatório)**. Goiânia: Neotrópica - Roriz Tecnologia Ambiental, 2008. 134p.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). **Resolução nº 357, 17 de março de 2005**. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Ministério do Meio Ambiente: CONAMA. Brasília: DF, 2005.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). **Resolução nº 454, 01 de novembro de 2012**. Estabelece as diretrizes gerais e os procedimentos referenciais para o gerenciamento do material a ser dragado em águas sob jurisdição nacional. Ministério do Meio Ambiente: CONAMA. Brasília: DF, 2012.

BRASIL. Casa Civil. **Lei nº 9.433 de 8 de janeiro de 1997**. Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, regulamenta o inciso XIX do art. 21 da Constituição Federal e alerta o art. 1º da Lei nº 8.001, de 13 de março de 1990, que modificou a Lei nº 7.990, de 28 de dezembro de 1989. Brasília: DF, 1997.

BRASIL. Conselho Nacional de Recursos Hídricos (CNRH). **Resolução nº 32, 15 de outubro de 2003**. Brasília: CNRH, 2003.

BRASIL. Ministério da Saúde. **Portaria MS nº 2914 de 12 de dezembro de 2011**. Dispõe sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade. Secretaria de Vigilância em Saúde. Brasília: DF, 2011b.

BRIGANTE, J; ESPINDOLA, E. L. G; POVINELLI, J; NOGUEIRA, A. M. Caracterização física, química e biológica da água do rio Mogi-Guaçu. In: **Limnologia Fluvial: um estudo do rio Mogi-Guaçu**. São Carlos: RiMa Editora, 2002.

BRYMAN, A.; CRAMER, D. **Análise de dados em ciências sociais. Introdução às técnicas utilizando o SPSS para Windows**. Oeiras: Celta Editora, 2003.

BUCCI, M. M. H. S.; DELGADO, F. E. F.; SANTOS, C. S.; OLIVEIRA, L. F. C. Análise de metais, agrotóxicos, parâmetros físico-químicos e microbiológicos nas águas da Represa Dr. João Penido, Juiz de Fora, MG. **Rev. Ambient. Água**, v. 10 n. 4, 2015.

BUZELLI, G. M.; CUNHA-SANTINO, M. B. Análise e diagnóstico da qualidade da água e estado trófico do reservatório de Barra Bonita, SP. **Ambi-Água**, v. 8, n. 1, p. 186-205, 2013.

CABRAL, J. B. P.; FERNANDES, L. A.; BECEGATO, V. A.; SILVA, S. A. Concentração de sedimentos em suspensão: Reservatório de Cachoeira Dourada – GO/MG, Brasil. **Revista de Geografia da UFC**, n. 16, 2009.

CABRERA, L.; COSTA, F. P.; PRIMEL, E. G. Estimativa de risco de contaminação das águas por pesticidas na região sul do estado do RS. **Quim. Nova**, v. 31, n. 8, p. 1982-1986, 2008.

CALIJURI, M. C.; CUNHA, D. G. F. **Engenharia ambiental: Conceitos, Tecnologia e Gestão**. Rio de Janeiro: Elsevier, 2013, 987 p.

CARMO, W. G. S. **Tratabilidade da água da barragem do Ribeirão João Leite visando à remoção de cor, turbidez e compostos orgânicos naturais**. 2012. 206 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia do Meio Ambiente) – Escola de Engenharia Civil, Universidade Federal de Goiás, Goiânia, 2012.

CARMO, W. G. S.; SAAVEDRA, N. K. Avaliação da remoção de compostos orgânicos naturais na água do reservatório da barragem do ribeirão João Leite. In: 63ª. Reunião Anual da SBPC, Goiânia, **Anais...** Goiânia: SBPC, 2011, pp. 1-5.

CARNEIRO, F. F.; AUGUSTO, L. G. S.; RIGOTTO, R. M.; FRIEDRICH, K., BÚRIGO, A. C. **Dossiê ABRASCO: um alerta sobre os impactos dos agrotóxicos na saúde**. São Paulo: Expressão Popular, 2015. 624 p.

CARNEIRO, C.; PEGORINI, E. S.; ANDREOLI, C. V.; NETTO, O. S. M. Caracterização de sedimentos límnicos no reservatório de abastecimento público do Iraí, Curitiba - PR. In: IX Congresso Brasileiro de Limnologia, 2003, Juiz de Fora. **Anais...** Juiz de fora: ABLIMNO, 2003.

CARNEIRO, C.; GUTSEIT, K. C.; ANDREOLI, C. V.; LIMA, R. L. D. Análise do sedimento. In: **Eutrofização em reservatórios: Gestão Preventiva**. Curitiba: Ed. UFPR, 2011. Cap. 11.

CAVALCANTE, T. C.; CARMO, N. C. Monitoramento ambiental da barragem do ribeirão João Leite utilizando ferramentas de geoprocessamento. **Anais. XII Congresso Nacional de Meio Ambiente de Poços de Caldas**, p.1-8, 2015

CAVENAGHI, A. L.; VELINI, E. D.; GALO, M. L. B. T.; CARVALHO, F. T.; NEGRISOLI, E.; TRINDADE, M. L. B.; SIMIONATO, J. L. A. Caracterização da qualidade de água e sedimento relacionados com a ocorrência de plantas aquáticas em cinco reservatórios da bacia do rio tietê. **Planta Daninha**, v. 21, p. 43-52, 2003.

CCME. **Canadian Sediment Quality Guidelines for the Protection of Aquatic Life**. Canadá: CCME, 1999. 35 p.

CETESB. Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. **Relatório de estabelecimento de valores orientadores para solos e águas subterrâneas no Estado de São Paulo**. São Paulo: CETESB, 2001. 245 p.

CETESB. Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. **Guia nacional de coleta e preservação de amostras: água, sedimento, comunidades aquáticas e efluentes líquidos** / Companhia Ambiental do Estado de São Paulo; Organizadores: Carlos Jesus Brandão ... [et al.]. -- São Paulo: CETESB; Brasília: ANA, 2011.

CETESB. Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. **Significado ambiental e sanitário das variáveis de qualidade das águas e dos sedimentos e metodologias analíticas e de amostragem**. São Paulo: CETESB; Brasília: ANA, 2009

CHARLES, J.; SANCEY, B.; MORIN-CRINI, N.; BADOT, P.; DEGIORGI, F.; TRUNFIO, G. CRINI, G. Evaluation of the phytotoxicity of polycontaminated industrial effluents using the lettuce plant (*Lactuca sativa*) as a bioindicator. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 74, p. 2057–2064, 2011.

CHASIN; A. A. M.; AZEVEDO, F. A. As bases ecotoxicológicas da ecotoxicologia. São Carlos: Rima, 2003. 340 p.

CORBI, J. J.; STRIXINO, S. T.; SANTOS, A.; DEL GRANDE, M. Diagnóstico ambiental de metais e organoclorados em córregos adjacentes a áreas de cultivo de cana-de-açúcar (Estado de São Paulo, Brasil). **Quim. Nova**, v. 29, n. 1, p. 61-65, 2006.

COSTA, S. V. **Histórico da Eutrofização do Lago das Garças (Parque Estadual das Fontes do Ipiranga, SP) durante o Século XX com base no Registro de Diatomáceas em Sedimentos**. Tese (Doutorado em biodiversidade vegetal e meio ambiente). 139 f. São Paulo, 2008.

COSTA, I. B. C.; OLIVEIRA, S. M. L.; SANTOS, J. W. M. C. Avaliação da qualidade da água do reservatório de Manso através do sensoriamento remoto orbital (Landsat-5/TM). **Biodiversidade**, v. 15, n.1, p.31-42, 2012.

COSTA, C. R.; OLIVI, P.; BOTTA, C. M. R.; ESPÍNDOLA, E. L. G. A toxicidade em ambientes aquáticos: discussão e métodos de avaliação. **Quim. Nova**, v. 31, n. 7, p. 1820-1830, 2008.

CPRM. Companhia de Recursos Minerais de Goiás. **Programa Levantamentos Geológicos Básicos do Brasil. Folha SE. 22-X-B (Goiânia)**. 1994. Disponível em: <http://www.cprm.gov.br/arquivos/pdf/goiania/goiania_geologia.pdf> Acesso em: 12 nov. 2016.

CREPANI, E.; MEDEIROS, J. S.; FILHO, P. H.; FLORENZANO, T. G.; DUARTE, V.; BARBOSA, C. C. F. **Sensoriamento remoto e geoprocessamento aplicados ao zoneamento ecológico-econômico e ao ordenamento territorial**. São José dos Campos: INPE, 2001, 103 p.

CUNHA E SILVA, D. C.; SALES, J. C. A.; FILHO, J. L. A.; LOURENÇO, R. W. Características morfométricas e suas implicações no acúmulo de sedimentos em reservatórios: o caso da represa Hedberg, Iperó/SP. **RAEGA**, v. 36, p. 225-245, 2016.

DELLAMATRICE, P. M.; COSTA, L. S.; SOUSA, M. V.; ARAÚJO, R. S. Avaliação da toxicidade da água e do sedimento do açude Jaburu (CEARÁ-BR) na região do semi-árido. **Holos Environment**, v.12, n. 2, p.168-178, 2012.

- DELLAMATRICE, P. M.; MONTEIRO, R. T. R. Principais aspectos da poluição de rios brasileiros por pesticidas. **R. Bras. Eng. Agríc. Ambiental**, v. 18, n. 12, p. 1296-1301, 2014.
- DI BERNARDO, L.; DANTAS, A. D.B. **Métodos e Técnicas de Tratamento de Água**. 2ª edição. RIMA: São Paulo, 2005, 792p.
- DI BERNARDO, L.; DI BERNARDO A. D.; MINILO, A. **Florações de algas e de cianobactérias: suas influências na qualidade da água e nas tecnologias de tratamento**. LDiBe: São Carlos, 2010, 536p.
- DICK, D.P.; MARTINAZZO, R. Matéria orgânica em ambientes terrestres e aquáticos: composição, reações e técnicas de caracterização. In: POLETO, C.; MERTEN, G. (Org.). **Qualidade de Sedimentos**. Porto Alegre: 2013.
- DORNFELD, C. B. **Utilização de análises limnológicas, bioensaios de toxicidade e macroinvertebrados bentônicos para o diagnóstico ambiental do reservatório de Salto Grande (Americana, SP)**. 2002. 203 f. Dissertação (Ciências da Engenharia Ambiental) – Universidade de São Paulo, São Paulo, 2002.
- EMBRAPA. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. **Manual de Métodos de Análise de solo**. Rio de Janeiro: Centro Nacional de Pesquisa de Solos, 1997. 212 p.
- EMBRAPA. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos**. Rio de Janeiro: Centro Nacional de Pesquisa de Solos, 2013. 353 p.
- EPA. United States Environmental Protection Agency. **Recognition and management of pesticide poisonings**. Washington: Office of Pesticide Programs, 2013, 277 p.
- ESTEVES, F. A. **Fundamentos de Limnologia**. Rio de Janeiro: Interciência, 2011, 826 p.
- ESTEVES F. A.; CAMARGO, A. F. M. Sedimentos Límnicos. In: ESTEVES, F. A. (Coord.). **Fundamentos de Limnologia**. 3º ed, Rio de Janeiro: Interciência, p. 339-354, 2011.
- FAN, J.; HE, Z.; MA, L. Q.; NOGUEIRA, T. A. R.; WANG, Y.; LIANG, Z.; STOFFELLA, P. J. Calcium water treatment residue reduces copper phytotoxicity in contaminated sandy soils. **Journal of Hazardous Materials**, v. 199– 200, p. 375– 382, 2012.
- FARIA, K. M. S. Análise: soja não é de baixo impacto. **O popular**, Goiânia, 27 nov. 2016. Disponível em: <<http://www.opopular.com.br/editorias/cidade/an%C3%A1lise-soja-n%C3%A3o-de-baixo-impacto-1.1186487>>. Acesso em: 24 jan. 2017.
- FERNANDES, V. O.; CAVATI, B.; OLIVEIRA, L. B.; SOUZA, B. A. Ecologia de cianobactérias: fatores promotores e consequências das florações. **Oecol. Bras.**, v. 13, n. 2, p. 247-258, 2009.
- FERNICOLA, N. A. G. G.; BOHRER-MOREL, M. B. C.; BAINY, A. C. D. Ecotoxicologia. In: AZEVEDO, F. A.; CHASIN, A. A. M. (Org.). **As bases toxicológicas da ecotoxicologia**. São Carlos: RiMa, 2003. cap. 7.
- FIORUCCI, A. R.; FILHO, E. B. A importância do oxigênio dissolvido em ecossistemas aquáticos. **Química nova na escola**, n. 22, p. 10-16, 2005.

FINKLER, R. **Planejamento, manejo e gestão de bacias**. Brasília: ANA, 2016, 55 p.

FLORES, A. V.; RIBEIRO, J. N.; NEVES, A. A.; QUEIROZ, E. L. R. Organoclorados: um problema de saúde pública. **Ambiente & Sociedade**, v. 7, n. 2, 2004.

FONTANA, L.; BICUDO, D. C.; Distribuição das diatomáceas em sedimentos superficiais da Represa de Jurumirim: maior influência do eixo longitudinal ou lateral? In: HENRY, R. **Represa de Jurumirim: ecologia, modelagem e aspectos sociais**. Ribeirão Preto: Holos Editora, 2014. Cap. 14.

FORSTNER, U. Sediment dynamics and pollutant mobility in rivers: An interdisciplinary approach. **Lakes & Reservoirs: Research and Management**, v. 9, p. 25–40, 2004.

FRANKLIN, R. L.; FERREIRA, F. J.; BEVILACQUA, J. E.; FÁVARO, D. I. T. Assessment of metals and trace elements in sediments from Rio Grande Reservoir, Brazil, by neutron activation analysis. **Radioanal Nucl. Chem.**, v. 291, p. 147–153, 2012.

FRASCARELI, D. **Distribuição espacial, biodisponibilidade e toxicidade de metais em sedimentos superficiais de reservatórios do Estado de São Paulo**. 2016. 146 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Ambientais) – Instituto de Ciência e Tecnologia, Universidade Estadual Paulista “Julio de Mesquita Filho”, São Paulo, 2016.

FURLAN, N.; CALIJURI, M. C.; CUNHA, C. A. G. Qualidade da água e do sedimento avaliada a partir da concentração de nutrientes totais. **Minerva**, v. 6, n. 1, p. 91-98, 2011.

GAO, W. **Sediment Quality Analysis and Related Management Approaches in Halifax Harbour**. 2015. 86 f. Dissertação (Mestre em Gestão Marinha) - Universidade de Dalhousie, Nova Escócia, 2015.

GARCIA, F. C. **Estudos ecológicos da cianobactéria *Cylindrospermopsis raciborskii* (Woloszynska) Seenayya et Subba Raju no Lago Dom Helvécio, Parque Estadual do Rio Doce, MG, Brasil**. 2007. 89 f. Tese (Doutorado em Ecologia) – Instituto de Ciências Biológicas, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2007.

GARCIA, J. C.; SIMIONATO, J. I.; ALMEIDA, V. C.; PALÁCIO, S. M.; ROSSI, F. L.; SCHNEIDER, M. V.; SOUZA, N. E. Evolutive Follow-up of the Photocatalytic Degradation of Real Textile Effluents in TiO₂ and TiO₂/H₂O₂ Systems and their Toxic Effects on *Lactuca sativa* Seedlings. **J. Braz. Chem. Soc.**, v. 20, n. 9, p.1589-1597, 2009.

GATTI, A. B.; PEREZ, S. C. J. A.; LIMA, M. I. S. Atividade alelopática de extratos aquosos de *Aristolochia esperanzae* O. Kuntze na germinação e no crescimento de *Lactuca sativa* L. e *Raphanus sativus* L. **Acta bot. bras.**, v. 18, n. 3, p. 459-472, 2004.

GOIÁS. Gabinete Civil da Governadoria. **Decreto nº 5.704 de 27 de dezembro de 2002**. Cria a Área de Proteção Ambiental (APA) João Leite e dá outras providências. GOIÁS, 2002.

GOIÁS. Gabinete Civil da Governadoria. **Lei nº 18.462 de 09 de maio de 2014**. Cria o Parque Estadual do João Leite e dá outras providências. Goiás, 2014.

GOIÁS. Secretaria de Indústria e Comércio. Superintendência de Geologia e Mineração. **Caracterização Climática do Estado de Goiás**. Goiânia, 2006. 133 p.

GOMES, M. A. F.; BARIZON, R. R. M. **Panorama da contaminação ambiental por agrotóxicos e nitrato de origem agrícola no Brasil: cenário 1992/2011**. Jaguariúna, SP: Embrapa Meio Ambiente, 2014. 35 p.

GUSMÃO, C.A.; VALSECCHI, J.C. **Projeto Básico Ambiental da Barragem e do Reservatório de regularização e acumulação do ribeirão João Leite em Goiânia, Goiás – Brasil**. BVSDE. Biblioteca virtual desarrollo sostenible y salud ambiental, 2004. Disponível em <<http://www.bvsde.paho.org/sde/ops-sde/bvsde.shtml>>. Acesso em: 16 maio 2016.

GUSTAVSON, K. E.; SONSTHAGEN, S. A.; CRUNKILTON, R. A.; HARKIN, J. M. Groundwater Toxicity Assessment Using Bioassay, Chemical, and Toxicity Identification Evaluation Analyses. **Environmental Toxicology**, v. 15, n. 5, p. 421–430, 2000.

HELLER, L.; PÁDUA, V. L. **Abastecimento de água para consumo humano**. Belo Horizonte: UFMG, 2006. 859 p.

HOOPER, B. P. Covenant action to facilitate integrated river basin management. **Water SA**, v. 34, n. 4, p. 456-460, 2008.

HOROWITZ, A. J. A Review of Selected Inorganic Surface Water Quality-Monitoring Practices: Are We Really Measuring What We Think, and If So, Are We Doing It Right? **Environ. Sci. Technol**, v. 47, p. 2471–2486, 2013.

HOUAISS, A.; VILLAR, M. S. **Dicionário eletrônico Houaiss da língua portuguesa**. Rio de Janeiro: Objetiva, 2009.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Manual técnico de pedologia** / IBGE, Coordenação de Recursos Naturais e Estudos Ambientais. 3. ed. Rio de Janeiro: IBGE, 2015b.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Atlas de Saneamento 2011**. Disponível em: <http://bit.do/ibge_atlas11>. Acesso em: 12 fev. 2016.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Indicadores de desenvolvimento sustentável: Brasil 2015**. Rio de Janeiro: IBGE, 2015. 352 p. Disponível em: <http://biblioteca.ibge.gov.br/visualizacao/livros/liv94254_.pdf>. Acesso em: 03 fev. 2016.

IRELAND, D. S. An approach for looking at sediment quality on a national perspective. **Aquatic Ecosystem Health & Management**, v.10, n. 1, p. 3–7, 2007.

ISHIKAWA, D. N.; NOALE, R. Z.; OHE, T. H. K.; SOUZA, E. B. R.; SCARMÍNIO, I. S.; BARRETO, W. J.; BARRETO, S. R. G. Avaliação do risco ambiental em sedimento dos lagos do riacho Cambé, em Londrina, pela distribuição de metais. **Quim. Nova**, v. 32, n. 7, p. 1744-1749, 2009.

ISLA. Isla Sementes. Disponível em: < <https://isla.com.br>>. Acesso em 9 ago 2016.

JACOBI, P. R.; FRACALANZA, A. P. Comitês de bacias hidrográficas no Brasil: desafios de fortalecimento da gestão compartilhada e participativa. **Desenvolvimento e Meio Ambiente**, n. 11 -12, p. 41-49, jan./dez., 2005.

KALAJZIC, T.; BIANCHI, M.; MUNTAU, H.; KETTRUP, A. Polychlorinated biphenyls (PCBs) and organochlorine pesticides (OCPs) in the sediments of an Italian drinking water reservoir. **Chemosphere**, v. 36, n. 7, p. 1615-1625, 1998.

KELLER, P. R. **Diagnóstico do estresse hídrico da bacia hidrográfica do ribeirão João Leite**. 2015. 236f. Dissertação – (Mestrado em Engenharia do Meio Ambiente). Universidade Federal de Goiás, Goiânia, 2015.

KRÜGER, R. A. **Análise da toxicidade e da genotoxicidade de agrotóxicos utilizados na agricultura utilizando bioensaios com *Allium cepa***. 2009. 58f. Dissertação – (Mestrado em Qualidade Ambiental). Feevale, Novo Hamburgo - RS, 2009.

LAURENTI, A. A distribuição de poluentes persistentes em ambientes aquáticos urbanos. In: POLETO, C.; MERTEN, G. H. **Qualidade dos Sedimentos**. Porto Alegre: ABRH, 2008. Cap. 5.

LIBÂNIO, M. Fundamentos de qualidade e tratamento de água. Campinas: Editora Átomo, 2016. 640 p.

LIMA, I. O.; SOUZA, R. D. M.; SANTOS, T. C. R.; NUNES, G. S. Avaliação do índice de contaminação de águas superficiais em região de campos de cultivo de soja no município de Balsas-MA pelo herbicida trifluralina. In: 57^a. Reunião Anual da SBPC, 2005, Fortaleza. **Anais...** Fortaleza: SBPC, 2005.

LIMA, G. Cresce pressão sobre João Leite. **O popular**. Disponível em: <<http://www.opopular.com.br/editorias/cidade/cresce-press%C3%A3o-sobre-jo%C3%A3o-leite-1.968653>>. Acesso em: 15 jan. 2017.

LOBATO, E. J. V. Estação **Evaporimétrica de Goiânia - Normais Climatológicas (1975-2004)**. Goiânia: EAEA, 2005. 57f.

LÓPEZ, P.; LÓPEZ-TARAZÓN, J. A.; CASAS-RUIZ, J. P.; POMPEO, M.; ORDOÑEZ, J.; MUÑOZ, I. Sediment size distribution and composition in a reservoir affected by severe water level fluctuations. **Science of the Total Environment**, v. 540, p. 158–167, 2016.

MAIA, P. D.; G. R. BOAVENTURA; PIRES, A. C. B. Distribuição espacial de elementos-traço em sedimentos do Lago Paranoá – DF, Brasil. **Geochimica Brasiliensis**, v. 20, n. 2, p. 158-174, 2006.

MANAHAN, S. E. **Química Ambiental**. Porto Alegre: Bookman, 2013. 944 p.

MANCUSO, M. A.; AZEVEDO, F. C. G.; WASTOWSKI, A. D.; FIOREZE, M. Determinação das propriedades químicas de águas e sedimentos em área agrícola utilizando espectrometria de fluorescência de raios X por energia dispersiva. **Geol. USP**, v. 16, n. 1, p. 8-100, 2016.

MARIANI, C. F.; POMPEO, M. L. M. Sedimento: como avaliar sua contaminação por metais. **Saneas**, São Paulo, v. 12, n. 40, p. 10-13, 2011.

MARINHO, V. L. F.; MORETTI, E. C. Os caminhos das águas: as políticas públicas ambientais e criação dos comitês de bacias hidrográficas. **Geosul**, v. 28, n. 55, p. 123-142, 2013.

- MARKIEWICZ-PATKOWSKA, HURSTHOUSE, A.; PRZYBYLA-KIJ, H. The interaction of heavy metals with urban soils: sorption behaviour of Cd, Cu, Cr, Pb and Zn with a typical mixed brownfield deposit. **Environment International**, v. 31, p. 513–521, 2005.
- MARTINS, C. A. S.; NOGUEIRA, N. O.; RIBEIRO, P. H.; RIGO, M. M.; CANDIDO, A. O. A dinâmica de metais-traço no solo. **R. Bras. Agrocência**, Pelotas, v. 17, n. 3-4, p. 383-391, 2011.
- MARTINS, M. A. N.; SILVA, M. A. A construção da barragem João Leite e os reflexos nas áreas de abrangência do reservatório. In: IV Congresso Brasileiro de Gestão Ambiental, 2013, Salvador. Anais. **IV Congresso Brasileiro de Gestão Ambiental**. Salvador, p. 1- 9 2013.
- MECINA, G. F.; SANTOS, V. H.M.; DOKKEDAL, A. L.; SALDANHA, L. L.; SILVA, L. P.; SILVA, R. M. G. Phytotoxicity of extracts and fractions of *Ouratea spectabilis* (Mart. ex Engl.) Engl. (Ochnaceae). **South African Journal of Botany**, v. 95, p. 174–180, 2014.
- MELLO, N. A. Relação entre a fração mineral do solo e qualidade de sedimentos - o solo como fonte de sedimentos. In: POLETO, C.; MERTEN, G. H. **Qualidade dos Sedimentos**. Porto Alegre: ABRH, 2013. Cap.2.
- MELO, R. F.; BRITO, L. T. L.; PETRERE, V. G.; ANGELOTTI, F.; MIGUEL, A. A. **Pesticidas e seus impactos no ambiente**. Embrapa: Brasília, 2010.
- MENEZES, C. T. **Método para priorização de ações de vigilância da presença de agrotóxicos em águas superficiais: um estudo em Minas Gerais**. 2006. 133f. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) – Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2006.
- MERTEN, G. H.; POLETO, C. (Org.). **Qualidade dos sedimentos**. Porto Alegre: ABRH, 2006. 397 p.
- MERTEN, G. H.; POLETO, C. (Org.). **Ambiente e sedimentos**. Porto Alegre: ABRH, 2008. 404 p.
- MESSIAS, T. G. **Influência da toxicidade da água e do sedimento dos rios São Joaquim e Ribeirão Claro na bacia do Corumbataí**. 2008. 125f. Dissertação (Mestrado em Ciências) – Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2008.
- MINELA, J. P. G.; MERTEN, G. H. The expansion of Brazilian agriculture: soil erosion scenarios. **Int. Soil Water Cons. Res.**, v. 1, p. 37-48, 2013.
- MOURA, L. S. **Avaliação da qualidade ambiental da água e sedimento de quatro mananciais de abastecimento público do estado de Goiás**. 2014. 99f. Dissertação (Mestrado em Engenharia do Meio Ambiente) – Universidade Federal de Goiás, Goiânia, 2014.
- MORRIS, G. L.; FAN, J. **Reservoir sedimentation handbook: design and management of dams**. New York: McGraw-Hill, 2009. 784 p.
- MOZETO, A. A. Sedimentos e particulados lacustres: amostragens e análises biogeoquímicas. In: BICUDO, C. E. M.; BICUDO, D. C. (Org.). **Amostragem em Limnologia**. São Carlos: RiMa, 2004. cap. 18.

- MOZETO, A. A.; SOARES, A. Determinação de fluxos de nutrientes e outras espécies químicas na interface sedimento-água de ambientes aquáticos lênticos e límnicos. In: MOZETO, A. A. UMBUZEIRO, G. A.; JARDIM, W. F. **Métodos de coleta, análises físico-químicas e ensaios biológicos e ecotoxicológicos de sedimentos de água doce**. São Carlos: Cubo multimídia, 2006. cap. 1.
- MOZETO, A. A. UMBUZEIRO, G. A.; JARDIM, W. F. **Métodos de coleta, análises físico-químicas e ensaios biológicos e ecotoxicológicos de sedimentos de água doce**. São Carlos: Cubo multimídia, 2006.
- NASCIMENTO, I. A. Key issues on sediment quality assessment: A review of South American research with emphasis on Brazil. **Aquatic Ecosystem Health and Management**, v. 10, p. 9–22, 2007.
- NETO, M. L. F.; SARCINELLI, P. N. Agrotóxicos em água para consumo humano: uma abordagem de avaliação de risco e contribuição ao processo de atualização da legislação brasileira. **Eng. Sanit. Ambient.**, v. 14, n. 1, P. 69-78, 2009.
- NOGUEIRA, M. G.; POMARI, J.; FERREIRA, R. A. R.; PESSOTTO, M. A.; VIANNA, N. **A represa de Jurumirim como um sistema espacialmente complexo – limnologia, qualidade da água, comunidade fitoplânctônica em uma abordagem inter-década**. In: HENRY, R. (Org.). **Represa de Jurumirim: Ecologia, Modelagem e Aspectos Sociais**. Ribeirão Preto: Holos, 2014. 435 p.
- OECD. Organization for economic cooperation and development. **Terrestrial Plant Test: 208: Seedling Emergence and Seedling Growth Test**. Guideline for the thesting of chemicals proposal for updating guideline 208, 2003.
- OLIVEIRA, W. N.; FERREIRA, N. C. V. Avaliação multitemporal do uso e cobertura do solo da bacia hidrográfica do ribeirão João Leite utilizando imagens Landsat-5. **RBCIAMB**, n.38, p. 46-62, 2015.
- OLIVEIRA-FILHO, E. C. Avaliação da toxicidade. In: SISINNO, C. L. S.; OLIVEIRA-FILHO, E. C. (Org.). **Princípios de Toxicologia Ambiental**. Rio de Janeiro: Interciência, 2013. cap. 8.
- PADIAL, P. R. **Qualidade, heterogeneidade espacial e biodisponibilidade de metais no sedimento de um reservatório tropical urbano eutrofizado (Reservatório Guarapiranga, SP)**. 2008. 120 f. Dissertação (Mestrado em Ciências) - Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2008.
- PALMA, P.; SCHULMEYER, M. K.; ALVARENGA, P.; LEDO, L.; ALDA, M. L.; BARCELÓ, D. Occurrence and potential risk of currently used pesticides in sediments of the Alqueva reservoir (Guadiana Basin). **Environ. Sci. Pollut. Res.**, v. 22, p. 7665-7675, 2015.
- PASCOAL, C.; PINHO, M.; CÁSSIO, F.; GOMES, P. Assessing structural and functional ecosystem condition using leaf breakdown: studies on a polluted river. **Freshwater Biology**, v. 48, p. 2033–2044, 2003.
- PEDRAZZI, F. J. M.; CONCEIÇÃO, F. T.; SARDINHA, D. S.; MOSCHINI-CARLOS, V.; POMPÊO, M. Avaliação da qualidade da água no reservatório de Itapuranga, Bacia do Alto Sorocaba (SP). **Geociências**, v. 33, n. 1, p. 26-38, 2014.

PEREIRA, J. C.; GUIMARÃES-SILVA, A. K.; NALINI JÚNIOR, H. A.; PACHECO-SILVA, E.; LENA, J. C. Distribuição, fracionamento e mobilidade de elementos-traço em sedimentos superficiais. **Química Nova**, v. 30, n. 5, p. 1249- 1255, 2007.

PERES, F.; MOREIRA, J. C. **É veneno ou é remédio?** Rio de Janeiro: Editora Fiocruz, 2003. 367 p.

PINA, R. W. **Avaliação experimental do crescimento da comunidade fitoplanctônica do Reservatório João Leite em diferentes condições de luz e nutrientes.** Goiânia, 122 p., 2013. Dissertação (Mestrado em Engenharia do Meio Ambiente) – Universidade Federal de Goiás, Goiânia, 2013.

POHLING, R. **Reações químicas na análise de água.** Fortaleza: Arte Visual, 2009. 334 p.

POLETO, C. (Org.). **Ambiente e sedimentos.** Porto Alegre: ABRH, 2008. 404 p.

POLETO, C.; LAURENTI, A. Sedimentos urbanos e corpos d' água. In: POLETO, C. (Org.). **Ambiente e sedimentos.** Porto Alegre: ABRH, 2008. 404 p.

POMPÊO, M.; PADIAL, P. R.; MARIANI, C. F.; MOSCHINI-CARLOS, V.; DA SILVA, D. C. V. R.; PAIVA, T. C. B.; BRANDIMARTE, A. L. 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.

PORTO, M. F. A.; PORTO, R. L. Gestão de bacias hidrográficas. **Estud. av.**, São Paulo, v. 22, n. 63, p. 43-60, 2008.

RABELO, C. G. **Mapeamento de áreas vulneráveis para a qualidade das águas superficiais na bacia hidrográfica do ribeirão João Leite (GO) utilizando técnicas de geoprocessamento.** Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Goiás, Escola de Engenharia Civil, Programa de pós-graduação stricto sensu em Engenharia do Meio Ambiente, 111f. 2009.

RABELO, C. G.; FERREIRA, M. E.; ARAÚJO, J. V. G.; STONE, L. F.; SILVA, S. C.; GOMES, M. P. Influência do uso do solo na qualidade da água no bioma Cerrado: um estudo comparativo entre bacias hidrográficas no Estado de Goiás, Brasil. **Ambi-Água**, Taubaté, v. 4, n. 2, p. 172 -187, 2009.

REMAILI, T. M.; SIMPSON, S. L.; AMATO, E. D.; SPADARO, D. A.; JAROLIMEK, C. V.; JOLLEY, D. F. The impact of sediment bioturbation by secondary organisms on metal bioavailability, bioaccumulation and toxicity to target organisms in benthic bioassays: Implications for sediment quality assessment. **Environmental Pollution**., v. 208, p. 590-599, 2016.

RESCK, R. P.; NETO, J. F. B.; COELHO, R. M. P. Nova batimetria e avaliação de parâmetros morfométricos da Lagoa da Pampulha (Belo Horizonte, Brasil). **Belo Horizonte**, v. 3, n. 2, p. 17-23, 2007.

RIGOTTO, R. M.; VASCONCELOS, D. P.; ROCHA, M. M. Uso de agrotóxicos no Brasil e problemas para a saúde pública. **Cad. Saúde Pública**, Rio de Janeiro, v. 30, n.7, p. 1-3, jul, 2014.

RIOS, K. C. R. C. **Avaliação ecotoxicológica do sedimento a montante e a jusante da barragem do ribeirão João Leite – Goiânia – GO**. 2013. Dissertação (Mestrado em Engenharia do Meio Ambiente) – Escola de Engenharia Civil, Universidade Federal de Goiás, Goiânia, 2013.

RIOS, K. C. R.; BARBOSA, D. I.; OLIVEIRA, W. N.; FERREIRA, N. C.; KOPP, K. Caracterização exploratória-espacial da bacia hidrográfica do ribeirão João Leite/Goiás. **HOLOS Environment**, v. 13, n. 2, p. 175-187, 2013.

RIZZO, L. Bioassays as a tool for evaluating advanced oxidation processes in water and wastewater treatment. **Water Research**, v. 45, n. 15, p. 4311-4340, 2011.

ROCHA, M. R.; VELOSO, V. R. S.; NOGUEIRA, E. N.; MACHADO, A. A. **Descarte de embalagens de produtos perigosos e controle de uso de agrotóxicos na bacia do ribeirão João Leite**. Funape: Goiânia, 2006. 62 p.

RODGHER, S.; ESPÍNDOLAS, E. L. G.; ROCHA, O.; FRACÁCIO, R.; PEREIRA, R. H. G.; RODRIGUES, M. H. S. Limnological and ecotoxicological studies in the cascade of reservoirs in the Tietê River (São Paulo, Brazil). **Braz. J. Biol.**, v.65 n. 4, p. 697-710, 2005.

RODRIGUES, P. F. Teste de toxicidade aguda com a bactéria luminescente. – *Vibrio fischeri*. In: MOZETO, A. A. UMBUZEIRO, G. A.; JARDIM, W. F. **Métodos de coleta, análises físico-químicas e ensaios biológicos e ecotoxicológicos de sedimentos de água doce**. São Carlos: Cubo multimídia, 2006. cap. 3.

RODRIGUES, L. C. A.; BARBOSA, S.; PAZIN, M.; MASELLI, B. S.; BEIJO, L. A.; KUMMROW, F.. Fitotoxicidade e citogenotoxicidade da água e sedimento de córrego urbano em bioensaio com *Lactuca sativa*. **Rev. Bras. Eng. Agríc. Ambient.**, Campina Grande, v. 17, n. 10, p. 1099-1108, Oct. 2013.

SABIK, H.; JEANOT, R.; ROUNDEAU, B. Multiresidue methods using solid-phase extraction techniques for monitoring priority pesticides, including triazines and degradation products, in ground and surface waters. **Journal of Chromatography A**, Amsterdam, v. 885, p. 217-236, 2000.

SANCHES, S. M.; SILVA, C. H. T. P.; CAMPOS, S. X.; VIEIRA, E. M. Pesticidas e seus respectivos riscos associados à contaminação da água. **R. Ecotoxicologia e Meio Ambiente**, v. 13, p. 53-58, 2003.

SANEAGO. **Diagnóstico ambiental da bacia hidrográfica e possibilidade de uso sustentável do entorno do reservatório João Leite (Relatório)**. Goiânia, GO, 2008. 134p.

SANEAGO. **Relatório Operacional 2016 (Relatório)**. Goiânia, GO, 2016c. 201 p.

SANEAGO. **Estudo hidrológico e sedimentológico do reservatório da barragem do ribeirão João Leite**. Goiânia: MAGNA, 2016b. 182 p.

SANEAGO. **Relatório de Estudos e Aproveitamento Energético**. Goiânia, GO, 2007, 90p.

SANEAGO. **Terceiro Relatório Anual: Reservatório do ribeirão João Leite**. Goiânia, GO, 2016a. 343 p.

SANEAGO. **Relatório sobre diagnóstico e prognóstico da qualidade da água no reservatório João Leite (Relatório)**. Goiânia, GO, 2013. 94 p.

SANEAGO. **Situação ambiental da bacia do ribeirão João Leite (Relatório)**. Goiânia. 2006. 85 p.

SANEAGO. **Relatório de Levantamento das Classes de Solos e do Uso do Solo no entorno da barragem do ribeirão João Leite**. Magna Engenharia: Goiânia, 2015. 31p.

SANTOS, E. H. M. **Comportamento Hídrico na Bacia Hidrográfica do Ribeirão João Leite, GO**. 2009. Tese (Doutorado em Agronomia) – Universidade Federal de Goiás, Goiânia, 2009.

SANTOS, D. S.; SPAROVEK, G. Retenção de sedimentos removidos de área de lavoura pela mata ciliar, em Goiatuba (GO). **R. Bras. Ci. Solo**, v. 35, p.1811-1818, 2011.

SANTOS, D. R.; SILVA, L. S.; KAMINSKI, J.; CERETTA, C. A.; SANTOS, M. A. S. Poluentes orgânicos e inorgânicos. In: POLETO, C.; MERTEN, G. H. (Org.) **Qualidade dos Sedimentos**: Porto Alegre: ABRH, 2013. 397 p.

SANTOS, E. H. M.; GRIEBELER, N. P.; OLIVEIRA, L. F. C. Relação entre uso do solo e comportamento hidrológico na Bacia Hidrográfica do Ribeirão João Leite. **R. Bras. Eng. Agríc. Ambiental**, v.14, n.8, p.826–834, 2010.

SANTOS, S. M. **Qualidade físico-química e hidrobiológica da água no reservatório do ribeirão João Leite em Goiânia-GO**. Goiânia, 99 p., 2012. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Produção Sustentável) – Pontifícia Universidade Católica de Goiás, Goiânia, 2012.

SARAIVA, V. K.; NASCIMENTO, M. R. L.; PALMIERI, H. E. L.; JACOMINO, V. M. F. Avaliação da qualidade de sedimentos - estudo de caso: Sub-bacia do ribeirão Espírito Santo, afluente do rio São Francisco. **Quim. Nova**, v. 32, n. 8, p. 1995-2002, 2009.

SARTORI, A. C. **Qualidade física e química da água e sedimentos de fundo da porção SW do reservatório de Biritiba-Mirim (SP) e sua implicação ambiental**. 2015. 84 f. Dissertação (Mestrado em Recursos Minerais e Hidrogeologia) - Instituto de Geociências, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2015.

SCHUSSEL, Z.; NETO, P. N. Gestão por bacias hidrográficas: do debate teórico à gestão municipal. **Ambiente & Sociedade**, v. 18, n. 3, p. 137-152, 2015.

SECIMA. Secretaria de Meio Ambiente, Recursos Hídricos, Infraestrutura, Cidades e Assuntos Metropolitanos. **UCs Estaduais**. Disponível em: <<http://www.secima.go.gov.br/post/ver/196928/uc>>. Acesso em: 02 fev. 2016.

SEDNET. Contaminated sediments in European Rivers Basins. The Netherlands: TNO, 2004. 78 p.

SEMARH. Secretaria do Meio Ambiente e Recursos Hídricos. **Plano de Manejo da APA João Leite**. ITCO: Goiânia, 2007. 136f.

SEMARH. Secretaria do Meio Ambiente e Recursos Hídricos. **Área de Proteção Ambiental João Leite - APA João Leite: Plano de Manejo**. Goiânia: SEMARH, 2009. 265 p.

- SILVA, J. M. **Desenvolvimento e validação de método para determinação de agrotóxicos em sedimento por cromatografia gasosa monodimensional e bidimensional abrangente com micro detector por captura de elétrons.** 2009. 132f. Dissertação (Mestrado em Química) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2009.
- SILVA, D. B. **Qualidade de água e sedimento em reservatório.** 2016. 172 f. Dissertação (Mestrado em Ciências) - Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2016.
- SILVA, D. C. V. R. **Toxicidade da água e sedimento dos reservatórios Guarapiranga, Billings e Paiva Castro, na região metropolitana de São Paulo-SP.** 2013. 165 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia) – Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, 2013.
- SILVA, E. E. R.; LOPES, E. S.; SOUSA, L. R. P.; CASTRO, C. Uso do sistema de informações geográficas na estimativa da erosão laminar na bacia hidrográfica do ribeirão João Leite – GO. **Revista SENGE**, v. 1, p.10, 2016.
- SILVEIRA, J. F. A.; MACHADO, J. A. A. Construção das árvores de eventos e análise de risco da barragem João Leite da Saneago. In: XXVI Seminário Nacional de Grandes Barragens, Goiânia, 2005. **Anais...** Goiânia: CBDB, 2005.
- SIMPSON, S. L.; BATLEY, G.; CHARITON, A. A.; STAUBER, J. L.; KING, C. K.; CHAPMAN, J. C.; HYNE, R. V.; GALE, S. A.; ROACH, A. C.; MAHER, W. A. **Handbook for sediment quality assessment.** Austrália: CSIRO, 2005, p. 9-44.
- SOBRERO, M. C.; RONCO, A. Ensayo de toxicidad aguda com semillas de lechuga *Lactuca sativa* L. In: ROMERO, P. R.; CANTÚ, A. M. **Ensayos toxicológicos para la evaluación de sustancias químicas em agua y suelo – La experiencia em México.** México, 2008. p. 55-68.
- SOUSA, S. B. Impactos da implantação da barragem no ribeirão João Leite sobre a oferta de hortifrutí na grande Goiânia. **Bol. Goia. Geogr.**, v. 33, n. 2, p. 313-334, 2013.
- SOUSA, S. B.; FERREIRA, L. G. Mapeamento da cobertura e uso da terra: uma abordagem utilizando dados de sensoriamento remoto óptico multitemporais e provenientes de múltiplas plataformas. **Revista Brasileira de Cartografia**, v. 66, n. 2, p. 321-336, 2014.
- SOUSA, D. T.; NOCITI, L. A. S.; SILVA E CASTRO, L. H. Resíduos de agrotóxicos no solo sobre a germinação e crescimento de alface (*Lactuca sativa*) e rabanete (*Raphanussativus*). **Nucleus**, v. 11, n. 2, 2014.
- SPERLING, E. **Relatório de Diagnóstico e Prognóstico da Qualidade da Água no Reservatório João Leite.** Goiânia, GO, 2013. 96p.
- SPERLING, E. **Atualização do Diagnóstico e Prognóstico da Qualidade da Água no Reservatório João Leite.** Goiânia, GO, 2016. 86p.
- STRAŠKRABA, M.; TUNDISI, J. G. **Diretrizes para o gerenciamento de lagos.** São Paulo: Oficina de Textos, 2013.
- TAM, N. F. Y.; TIQUIA, S. Assessing toxicity of spent pig litter using a seed germination technique. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 11, p. 261-274, 1994.

TEODORO, V. L. I.; TEIXEIRA, D.; COSTA, D. J. L.; FULLER, B. B. O conceito de bacia hidrográfica e a importância da caracterização morfométrica para o entendimento da dinâmica ambiental local. **Revista Uniara**, v.20, p.137-157, 2007.

TOFFOLI, A. L. **Fipronil e produtos de degradação: Adaptação de método analítico e caracterização de amostras de água, solo e sedimento da Bacia Hidrográfica do Turvo/Grande**. 2014. 101f. Dissertação (Mestrado em Química) – Universidade Estadual Paulista, São José do Rio Preto, 2014.

TONISSI, F. B.; ESPÍNDOLA, E. L. G.; DORNFELD, C. B.; PAMPLIN, P. A. Z.; FONSECA, A. L.; MELLETI, P.; BOTTA-PASCHOAL, C. M. R. .; ROCHA, O. Estudos ecotoxicológicos no reservatório de Salto Grande (Americana, SP), utilizando organismos bentônicos, zooplancônicos e peixes. In: ESPÍNDOLA, E. L. G.; LEITE, M. A.; DORNFELD, C. B. (Org.). **Reservatório de Salto Grande (Americana, SP): Caracterização, Impactos e Propostas de Manejo**. São Carlos: RiMa, 2004. Cap.17.

TUCCI, C.E.M. **Hidrologia: Ciência e Aplicação**. Porto Alegre, RS: Editora da Universidade Federal do Rio Grande do Sul – UFRGS: Edups, ABRH, 2001. 943p.

TUNDISI, J. G. **Recursos Hídricos no Século XXI**. São Paulo: Oficina de Textos, 2011.

TUNDISI, J. G. **Bacia hidrográfica do ribeirão João Leite e do futuro reservatório João Leite: perspectivas para a gestão integrada (Relatório)**. Goiânia, GO, 2009. 63 p.

TUNDISI, J. G.; MATSUMURA-TUNDISI, T.; PARESCHI, D. C.; LUZIA, A. P.; HAELING, P. H.; FROLLINI, E. H. A bacia hidrográfica do Tietê/Jacaré: estudo de caso em pesquisa e gerenciamento. **Estudos avançados**, v. 22, n. 63, p. 159 -172, 2008.

TUNDISI, J. G.; MATSUMURA-TUNDISI, T.; TUNDISI, J. Reservoirs and human well being: new challenges for evaluating impacts and benefits in the neotropics. **Braz. J. Biol.**, v. 68, n. 4, p. 1133-1135, 2008.

USEPA. (United States Environmental Protection Agency). **The Incidence and Severity of Sediment Contamination in Surface Waters of the United States**. National Sediment Quality Survey: Second Edition. EPA 823-R-04-007. U.S. Environmental Protection Agency, Office of Science and Technology, Washington, DC, 2004.

USEPA. (United States Environmental Protection Agency). **Toxicity assessment: risk assessment guidance**. 2002. Disponível em: <https://www.epa.gov/sites/production/files/2015-09/documents/rags_a.pdf>. Acesso em: 18 out. 2016.

VALERIO, M. E.; GARCÍA, J. F.; PEINADO, F. M. Determination of phytotoxicity of soluble elements in soils, based on a bioassay with lettuce (*Lactuca sativa* L.). **Science of the Total Environment**, v. 378, p. 63–66, 2007.

VANZELA, L. S.; HERNANDEZ, F. B. T.; FRANCO, R. A. M. Influência do uso e ocupação do solo nos recursos hídricos do Córrego Três Barras, Marinópolis. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola**, v. 14, n. 1, p. 55-64, 2010.

VEIGA, B. V. **Fatores intervenientes na dinâmica do fósforo em ambientes lênticos – investigação sobre o reservatório de alagados no estado do Paraná**. 2010. 114f. Tese

(Doutorado em Engenharia Civil) – Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, São Paulo, 2010.

VIDAL, L.; MENDONÇA, R. F.; MARINHO, M. M.; CESAR, D.; ROLAND, F. **Caminhos do carbono em ecossistemas aquáticos continentais**. In: ROLAND, F.; CESAR, D.; MARINHO, M. **Lições de Limnologia**. São Carlos: Rima, 2005. 532 p.

VISIOLI, G.; CONTI, F. D.; GARDI, C.; MENTA, C. Germination and Root Elongation Bioassays in Six Different Plant Species for Testing Ni Contamination in Soil. **Bull Environ Contam Toxicol**, v. n. 92, p. 490–496, 2014.

WANG, X.; SUN, C.; GAO, S.; WANG, L.; SHUOKUI, H. Validation of germination rate and root elongation as indicator to assess phytotoxicity with *Cucumis sativus*. **Chemosphere**, v. 44, p. 1711-1721, 2001.

WANG, X.; ZHANG, L.; ZHANG, H.; WU, X.; MEI, D. Phosphorus adsorption characteristics at the sediment–water interface and relationship with sediment properties in FUSHI reservoir, China. **Environ Earth Sci.**, v. 67, p. 15–22, 2012.

WANG, X.; FENG, H.; MA, H. Assessment of Metal Contamination in Surface Sediments of Jiaozhou Bay, Qingdao, China. **Clean**, v. 35, n. 1, p. 62 – 70, 2007.

WENGRAT, S.; BICUDO, D. C. Spatial evaluation of water quality in an urban reservoir (Billings Complex, southeastern Brazil). **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 23, n.2, p. 200-216, 2011.

WHATELY, M; CAMPANILI, M. **O século da escassez: uma nova cultura de cuidado com a água: impasses e desafio**. 1. ed. São Paulo: Claro Enigma, 2016, 120 p.

ZAGATTO, P. A.; BERTOLETTI, E. **Ecotoxicologia Aquática: Princípios e Aplicações**. São Carlos: Rima Editora, 2008. p. 293-320.

APÊNDICE A

Valores de normais climatológicas e das variáveis climáticas (temperatura do ar, índices pluviométricos e umidade relativa do ar) para o município de Goiânia durante o período de 1975 a 2004.

Índices pluviométricos registrados pela SANEAGO na área da barragem do ribeirão João Leite entre os anos de 2014 e 2016.

Tabela A.1: Normais Climatológicas (1975-2004) – Temperatura do ar.

Meses	Temperatura do ar (°C)		
	Máxima	Mínima	Média
Janeiro	29,5	18,2	23,2
Fevereiro	30,5	17,7	23,2
Março	30,6	17,9	23,2
Abril	30,6	16,1	22,7
Mai	29,6	13	20,7
Junho	29,1	10,2	18,8
Julho	29,5	9,7	18,9
Agosto	31,5	11,4	21,2
Setembro	32,1	15	23,2
Outubro	31,9	17,2	23,9
Novembro	30,3	18,1	23,4
Dezembro	29,8	18,4	23,2
Média anual	30,4	15,2	22,1

Fonte: Estação Evaporimétrica de Goiânia, Escola de Agronomia – UFG (2016)

Tabela A.2: Normais Climatológicas (1975-2004) – Índices pluviométricos e umidade relativa do ar (médias mensais)

Meses	Umidade Relativa do Ar (%)	Precipitação Pluviométrica(mm)
Janeiro	83,7	244,5
Fevereiro	82,4	202,2
Março	82,4	196,2
Abril	81,1	108,6
Mai	78,8	38
Junho	75,2	10,4
Julho	72,1	5,1
Agosto	68	16,1
Setembro	70,5	57,3
Outubro	76,7	163,1
Novembro	82,8	185,2
Dezembro	84,8	254,4

Fonte: Estação Evaporimétrica de Goiânia, Escola de Agronomia – UFG (2016)

Tabela A.3: Índices pluviométricos disponibilizados pela Saneago.

Meses	Precipitação pluviométrica (mm)		
	2014	2015	2016
Janeiro	112,55	61,9	410
Fevereiro	114,3	128,9	146,7
Março	269,04	209,51	160
Abril	216,6	146,9	1,2
Maiο	0	85,1	55
Junho	0	0	0
Julho	17	1,1	0
Agosto	0	14,3	15,2
Setembro	35,3	22,6	21,6
Outubro	95,4	82,3	186
Novembro	206,1	226,94	125,4
Dezembro	285,5	89,7	180,5
Precipitação acumulada	1.351,79	1.069,25	1.301,6

Fonte: Saneago (2016)

APÊNDICE B

Resultados analíticos das amostras de água e de sedimentos

Tabela B1. Resultados dos parâmetros coletados com sonda multiparamétrica entre agosto e novembro de 2016.

Mês	Profundidade	Ponto amostral	Temperatura da água (°C)	Oxigênio Dissolvido (mg.L ⁻¹)	Turbidez (NTU)	Condutividade elétrica (µS.cm ⁻¹)	Potencial Hidrogeniônico
agosto	Superfície	P1	23,83	8,38	3,2	114,0	6,98
agosto	Meio	P1	21,74	0,00	3,5	118,0	7,10
agosto	Fundo	P1	21,39	0,00	4,0	125,0	6,78
agosto	Superfície	P2	24,35	8,60	5,5	115,0	7,42
agosto	Meio	P2	20,04	1,29	6,3	115,0	7,05
agosto	Fundo	P2	21,56	0,00	6,4	115,0	7,16
agosto	Superfície	P3	24,65	8,33	5,5	115,0	6,89
agosto	Meio	P3	23,37	8,14	7,0	115,0	7,33
agosto	Fundo	P3	22,05	2,73	7,1	122,0	7,12
agosto	Superfície	P4	24,37	8,57	5,8	117,0	7,43
agosto	Meio	P4	23,80	8,31	6,0	117,0	7,47
agosto	Fundo	P4	22,44	5,14	7,1	125,0	7,34
agosto	Superfície	P5	24,43	8,19	6,0	119,0	7,34
agosto	Meio	P5	22,65	5,50	6,6	128,0	7,18
agosto	Fundo	P5	22,24	4,29	10,9	132,0	7,18
setembro	Superfície	P1	24,69	6,42	8,2	122,4	7,51
setembro	Meio	P1	22,17	0,00	8,3	115,3	6,99
setembro	Fundo	P1	21,47	0,00	6,7	116,1	6,88
setembro	Superfície	P2	24,89	6,52	9,3	116,2	7,77
setembro	Meio	P2	22,67	1,28	9,3	117,1	7,43
setembro	Fundo	P2	21,70	0,00	12,0	118,1	7,16
setembro	Superfície	P3	25,14	6,56	10,2	116,7	7,73
setembro	Meio	P3	24,12	5,95	10,7	117,4	7,48
setembro	Fundo	P3	22,04	0,00	13,0	119,8	7,49

Continuação: Tabela B1. Resultados dos parâmetros coletados com sonda multiparamétrica entre agosto e novembro de 2016.

Mês	Profundidade	Ponto amostral	Temperatura da água (°C)	Oxigênio Dissolvido (mg.L ⁻¹)	Turbidez (NTU)	Condutividade elétrica (µS.cm-1)	Potencial Hidrogeniônico
setembro	Superfície	P4	24,70	6,32	11,3	118,7	7,65
setembro	Meio	P4	24,39	5,86	12,1	119,2	7,56
setembro	Fundo	P4	23,79	3,95	17,0	124,9	7,57
setembro	Superfície	P5	24,62	5,67	13,6	123,0	7,39
setembro	Meio	P5	23,31	4,11	14,5	132,4	7,38
setembro	Fundo	P5	22,61	3,58	16,4	134,6	7,52
outubro	Superfície	P1	27,60	7,10	1,9	115,0	7,13
outubro	Meio	P1	22,09	0,09	3,8	117,0	7,03
outubro	Fundo	P1	21,65	0,11	4,6	165,0	7,01
outubro	Superfície	P2	27,74	7,14	1,5	116,0	7,59
outubro	Meio	P2	23,79	0,11	4,6	122,0	7,15
outubro	Fundo	P2	21,98	0,17	5,3	165,0	7,17
outubro	Superfície	P3	27,52	7,45	1,7	110,0	7,80
outubro	Meio	P3	27,10	7,35	3,9	116,0	7,60
outubro	Fundo	P3	23,07	0,32	4,5	127,0	7,40
outubro	Superfície	P4	27,60	7,75	3,9	118,0	7,76
outubro	Meio	P4	27,34	7,56	4,4	118,0	7,60
outubro	Fundo	P4	25,62	2,60	4,5	131,0	7,30
outubro	Superfície	P5	27,56	6,83	5,0	123,0	7,43
outubro	Meio	P5	26,16	2,76	12,1	137,0	7,32
outubro	Fundo	P5	25,69	0,57	13,7	145,0	7,38
novembro	Superfície	P1	26,67	6,04	1,6	113,0	7,75
novembro	Meio	P1	22,20	0,09	3,9	119,0	7,31
novembro	Fundo	P1	21,62	0,16	4,6	130,0	7,30

Continuação: Tabela B1. Resultados dos parâmetros coletados com sonda multiparamétrica entre agosto e novembro de 2016.

Mês	Profundidade	Ponto amostral	Temperatura da água (°C)	Oxigênio Dissolvido (mg.L ⁻¹)	Turbidez (NTU)	Condutividade elétrica (µS.cm-1)	Potencial Hidrogeniônico
novembro	Superfície	P2	26,62	7,31	1,7	113,0	7,80
novembro	Meio	P2	24,54	0,84	4,6	121,0	7,57
novembro	Fundo	P2	22,00	0,21	5,7	133,0	7,38
novembro	Superfície	P3	26,63	7,24	2,5	114,0	7,89
novembro	Meio	P3	26,45	6,81	6,6	114,0	7,86
novembro	Fundo	P3	23,47	0,23	8,2	134,0	7,50
novembro	Superfície	P4	26,64	7,07	4,6	114,0	7,86
novembro	Meio	P4	26,47	7,01	7,4	115,0	7,90
novembro	Fundo	P4	25,83	4,94	8,0	123,0	7,72
novembro	Superfície	P5	26,29	6,59	10,5	116,0	7,67
novembro	Meio	P5	24,39	4,81	9,6	125,0	7,62
novembro	Fundo	P5	24,16	4,43	10,9	125,0	7,55

Tabela B2. Resultados físico-químicos das amostras de água coletadas na superfície.

Mês	Ponto Amostral	Tamb (°C)	Tagua (°C)	Turb (NTU)	N-NH ₃ (mg.L ⁻¹)	NO ₃ ⁻ (mg.L ⁻¹)	NO ₂ ⁻ (mg.L ⁻¹)	P (mg.L ⁻¹)	COT (mg.L ⁻¹)	CDT (mg.L ⁻¹)	OD (mg.L ⁻¹)	pH
agosto	P1	21,50	23,83	3,2	0,4416	0,1	0,053	0,008	1,255	114,0	8,38	6,98
agosto	P2	23,00	24,35	5,5	0,3951	0,2	0,0295	0,010	1,28	115,0	8,60	7,42
agosto	P3	23,00	24,65	5,5	0,3536	0,2	0,034	0,009	1,225	115,0	8,33	6,89
agosto	P4	23,75	24,37	5,8	0,2452	0,15	0,0305	0,012	1,155	117,0	8,57	7,43
agosto	P5	23,00	24,43	6	0,0939	0,25	0,0335	0,008	1,09	119,0	8,19	7,34
setembro	P1	24,75	24,69	8,2	0,3908	0,35	0,013	0,016	2,405	122,4	6,42	7,51
setembro	P2	25,50	24,89	9,3	0,36255	0,35	0,018	0,035	1,695	116,2	6,52	7,77
setembro	P3	25,25	25,14	10,2	0,3368	0,3	0,0125	0,061	1,99	116,7	6,56	7,73
setembro	P4	26,00	24,70	11,3	0,2826	0,3	0,0345	0,019	1,69	118,7	6,32	7,65
setembro	P5	25,50	24,62	13,6	0,16695	0,55	0,031	0,025	1,645	123,0	5,67	7,39
outubro	P1	26,75	27,60	1,9	0,21	0,9	0,018	0,006	2,22	115,0	7,10	7,13
outubro	P2	26,25	27,74	1,5	0,21	1,6	0,018	0,008	1,825	116,0	7,14	7,59
outubro	P3	26,50	27,52	1,7	0,195	1,05	0,018	0,002	1,865	110,0	7,45	7,80
outubro	P4	26,95	27,60	3,9	0,18	1,2	0,0155	0,008	2,02	118,0	7,75	7,76
outubro	P5	26,50	27,56	4,95	0,2	1,3	0,02	0,017	1,69	123,0	6,83	7,43
novembro	P1	24,75	26,67	1,6	0,105	0,15	0,0065	0,0045	2,38	113,0	6,04	7,75
novembro	P2	25,75	26,62	1,65	0,095	0,15	0,011	0,0035	2,01	113,0	7,31	7,80
novembro	P3	26,50	26,63	2,45	0,12	0,3	0,0105	0,0075	2,24	114,0	7,24	7,89
novembro	P4	26,50	26,64	4,55	0,105	0,3	0,011	0,0035	2,17	114,0	7,07	7,86
novembro	P5	26,50	26,29	10,45	0,18	0,25	0,0115	0,0125	2,83	116,0	6,59	7,67
VMP Classe II (Conama 357/2005)		-	-	100	3,7	10	1,0	0,03	-	-	5,0	6,0 a 9,0

Legenda: Sup. – Superfície; Tamb - Temperatura Ambiente; Tagua - Temperatura da Água; Turb - Turbidez; N-NH₃ – Nitrogênio Amoniacal; NO₃⁻ - Nitrato; NO₂⁻ - Nitrito; P – Fósforo Total; COT – Carbono Orgânico Total; CDT – Condutividade elétrica; OD – Oxigênio Dissolvido; pH – Potencial Hidrogeniônico.

Tabela B3. Resultados das análises de agrotóxicos para as amostras de água coletadas na superfície.

Agrotóxicos ($\mu\text{g.L}^{-1}$)								
Mês	Ponto Amostral (Sup.)	Aldrin + Dieldrin	Clordano	DDT + DDD + DDE	Demeton	Endossulfan	Endrin	Lindano
agosto	P1	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
agosto	P2	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
agosto	P3	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
agosto	P4	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
agosto	P5	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
setembro	P1	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
setembro	P2	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
setembro	P3	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
setembro	P4	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
setembro	P5	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
outubro	P1	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
outubro	P2	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
outubro	P3	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
outubro	P4	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
outubro	P5	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
novembro	P1	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
novembro	P2	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
novembro	P3	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
novembro	P4	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
novembro	P5	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
VMP Classe II (Conama 357/2005)		0,005	0,04	0,002	0,1	0,056	0,004	0,02

Legenda: VMP - (Valor máximo permitido); ND – Não detectado.

Continuação: Tabela B3. Resultados das análises de agrotóxicos para as amostras de água coletadas na superfície.

Agrotóxicos ($\mu\text{g.L}^{-1}$)								
Mês	Ponto Amostral (Sup.)	Atrazina	Toxafeno	PCBs	Heptacloro epóxido + Heptacloro	Malation	Trifluralina	Glifosato
agosto	P1	0,304	ND	ND	ND	ND	ND	ND
agosto	P2	0,259	ND	ND	ND	ND	ND	ND
agosto	P3	0,327	ND	ND	ND	ND	ND	ND
agosto	P4	0,283	ND	ND	ND	ND	ND	ND
agosto	P5	0,166	ND	ND	ND	ND	ND	ND
setembro	P1	0,136	ND	ND	ND	ND	ND	ND
setembro	P2	0,123	ND	ND	ND	ND	0,200	ND
setembro	P3	0,205	ND	ND	ND	ND	ND	ND
setembro	P4	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
setembro	P5	0,258	ND	ND	ND	ND	ND	ND
outubro	P1	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
outubro	P2	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
outubro	P3	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
outubro	P4	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
outubro	P5	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
novembro	P1	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
novembro	P2	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
novembro	P3	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
novembro	P4	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
novembro	P5	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
VMP Classe II (Conama 357/2005)		2,0	0,01	0,001	0,01	0,1	0,2	65

Legenda: VMP - (Valor máximo permitido); ND – Não detectado, PCBs – Bifenilas Policloradas.

Tabela B4. Resultados das análises granulométricas dos sedimentos.

Granulometria (%)				
Mês	Ponto Amostral	Argila	Silte	Areia
agosto	P1	19,0	19,0	62,0
agosto	P2	42,0	27,0	31,0
agosto	P3	41,0	21,0	38,0
agosto	P4	35,0	18,0	47,0
agosto	P5	35,0	18,0	47,0
setembro	P1	14,0	12,0	74,0
setembro	P2	35,0	18,0	47,0
setembro	P3	41,0	17,0	42,0
setembro	P4	32,0	19,0	49,0
setembro	P5	36,0	24,0	40,0
outubro	P1	26,0	27,0	47,0
outubro	P2	38,0	24,0	38,0
outubro	P3	49,0	27,0	24,0
outubro	P4	46,0	41,0	13,0
outubro	P5	41,0	24,0	35,0
novembro	P1	18,0	14,0	68,0
novembro	P2	37,0	23,0	40,0
novembro	P3	44,0	22,0	34,0
novembro	P4	38,0	21,0	41,0
novembro	P5	42,0	20,0	38,0

Tabela B5. Resultados das análises de macronutrientes e micronutrientes dos sedimentos.

Mês	Ponto Amostral	Cu (mg.dm ⁻³)	Fe (mg.dm ⁻³)	Mn (mg.dm ⁻³)	Zn (mg.dm ⁻³)	P (mg.dm ⁻³)	K (mg.dm ⁻³)	Ca (cmolc.dm ⁻³)	Mg (cmolc.dm ⁻³)	Al (cmolc.dm ⁻³)
agosto	P1	8,80	176,00	179,50	20,10	24,20	84,50	5,90	2,42	0,10
agosto	P2	10,40	174,00	163,00	9,60	6,60	76,00	3,45	1,80	0,75
agosto	P3	10,10	176,00	163,50	8,05	7,60	71,50	2,45	1,20	0,60
agosto	P4	10,65	173,00	163,50	11,85	10,60	65,00	3,65	1,65	0,80
agosto	P5	10,85	171,50	170,50	9,00	8,50	66,50	4,45	1,93	0,05
setembro	P1	6,00	212,00	175,00	18,40	17,30	93,00	8,30	2,93	0,20
setembro	P2	6,80	216,00	170,00	7,50	6,40	42,00	2,40	1,28	1,20
setembro	P3	7,50	217,00	167,00	7,10	6,10	49,00	2,50	1,49	0,60
setembro	P4	8,10	211,00	156,00	7,70	6,80	53,00	3,90	2,48	0,20
setembro	P5	8,00	210,00	158,00	8,30	8,30	49,00	3,70	1,69	0,10
outubro	P1	11,10	180,00	181,00	20,80	18,90	87,00	6,40	2,38	0,00
outubro	P2	10,20	174,00	166,00	9,20	6,40	69,00	3,50	1,84	0,10
outubro	P3	9,90	177,00	170,00	7,90	7,60	68,00	2,40	1,21	0,70
outubro	P4	11,50	175,00	161,00	12,20	12,90	59,00	2,00	1,04	1,30
outubro	P5	9,90	170,00	171,00	8,30	8,30	64,00	4,60	1,90	0,10
novembro	P1	6,50	172,00	178,00	19,40	29,50	82,00	5,40	2,45	0,20
novembro	P2	10,60	174,00	160,00	10,00	6,80	83,00	3,40	1,75	1,40
novembro	P3	10,30	175,00	157,00	8,20	7,60	78,00	2,50	1,19	0,50
novembro	P4	9,80	171,00	166,00	11,50	8,30	71,00	5,30	2,26	0,30
novembro	P5	11,80	173,00	170,00	9,70	8,70	69,00	4,30	1,95	0,00

Tabela B6. Resultados das análises de matéria orgânica, pH, nitrogênio total e capacidade de troca catiônica dos sedimentos.

Mês	Ponto Amostral	OC (mg.L ⁻¹)	Matéria Orgânica (%)	Potencial Hidrogeniônico	Nitrogênio Total (mg.kg ⁻¹)	Capacidade de Troca Catiônica (cmolc.dm ⁻³)
agosto	P1	1300	7,50	4,90	5,6	13,15
agosto	P2	4900	5,15	4,50	7,3	14,30
agosto	P3	7300	2,70	4,45	5,7	10,45
agosto	P4	5200	7,95	4,40	4,2	13,65
agosto	P5	3500	4,90	4,90	10,5	11,15
setembro	P1	1000	4,60	5,20	7,9	16,30
setembro	P2	700	3,50	4,20	6,5	6,60
setembro	P3	2200	2,30	4,60	4,7	6,90
setembro	P4	1600	2,90	4,70	3,9	10,00
setembro	P5	2700	8,50	4,80	9,5	8,60
outubro	P1	6800	6,70	5,00	9,2	12,90
outubro	P2	5357	4,20	4,80	8,9	10,80
outubro	P3	10300	3,90	4,50	7,3	10,40
outubro	P4	6900	9,60	4,20	6,8	14,30
outubro	P5	4900	4,70	5,10	11,8	10,60
novembro	P1	2500	8,30	4,80	10,9	13,40
novembro	P2	6200	6,10	4,20	9,7	17,80
novembro	P3	9400	1,50	4,40	8,6	10,50
novembro	P4	2900	6,30	4,60	5,7	13,00
novembro	P5	3100	5,10	4,70	13,4	11,70

Tabela B7. Resultados das análises de agrotóxicos para as amostras de sedimentos.

Agrotóxicos ($\mu\text{g.L}^{-1}$)								
Mês	Ponto Amostral (Sup.)	Aldrin + Dieldrin	Clordano	DDT + DDD + DDE	Demeton	Endossulfan	Endrin	Lindano
agosto	P1	<0,001	<0,018	<0,001	<0,01	<0,001	<0,001	<0,001
agosto	P2	<0,001	<0,018	<0,001	<0,01	<0,001	<0,001	<0,001
agosto	P3	<0,001	<0,018	<0,001	<0,01	<0,001	<0,001	<0,001
agosto	P4	<0,001	<0,018	<0,001	<0,01	<0,001	<0,001	<0,001
agosto	P5	<0,001	<0,018	<0,001	<0,01	<0,001	<0,001	<0,001
setembro	P1	<0,001	<0,018	<0,001	<0,01	<0,001	<0,001	<0,001
setembro	P2	<0,001	<0,018	<0,001	<0,01	<0,001	<0,001	<0,001
setembro	P3	<0,001	<0,018	<0,001	<0,01	<0,001	<0,001	<0,001
setembro	P4	<0,001	<0,018	<0,001	<0,01	<0,001	<0,001	<0,001
setembro	P5	<0,001	<0,018	<0,001	<0,01	<0,001	<0,001	<0,001
outubro	P1	<0,001	<0,018	<0,001	<0,01	<0,001	<0,001	<0,001
outubro	P2	<0,001	<0,018	<0,001	<0,01	<0,001	<0,001	<0,001
outubro	P3	<0,001	<0,018	<0,001	<0,01	<0,001	<0,001	<0,001
outubro	P4	<0,001	<0,018	<0,001	<0,01	<0,001	<0,001	<0,001
outubro	P5	<0,001	<0,018	<0,001	<0,01	<0,001	<0,001	<0,001
novembro	P1	<0,001	<0,018	<0,001	<0,01	<0,001	<0,001	<0,001
novembro	P2	<0,001	<0,018	<0,001	<0,01	<0,001	<0,001	<0,001
novembro	P3	<0,001	<0,018	<0,001	<0,01	<0,001	<0,001	<0,001
novembro	P4	<0,001	<0,018	<0,001	<0,01	<0,001	<0,001	<0,001
novembro	P5	<0,001	<0,018	<0,001	<0,01	<0,001	<0,001	<0,001
Limite de quantificação do método		<0,001	<0,018	<0,001	<0,01	<0,001	<0,001	<0,001

Continuação: Tabela B7. Resultados das análises de agrotóxicos para as amostras de sedimentos.

Agrotóxicos ($\mu\text{g.L}^{-1}$)								
Mês	Ponto Amostral (Sup.)	Atrazina	Toxafeno	PCBs	Heptacloro epóxido + Heptacloro	Malation	Trifluralina	Glifosato
agosto	P1	<0,01	<0,01	<0,1	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
agosto	P2	<0,01	<0,01	<0,1	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
agosto	P3	<0,01	<0,01	<0,1	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
agosto	P4	<0,01	<0,01	<0,1	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
agosto	P5	<0,01	<0,01	<0,1	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
setembro	P1	<0,01	<0,01	<0,1	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
setembro	P2	<0,01	<0,01	<0,1	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
setembro	P3	<0,01	<0,01	<0,1	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
setembro	P4	<0,01	<0,01	<0,1	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
setembro	P5	<0,01	<0,01	<0,1	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
outubro	P1	<0,01	<0,01	<0,1	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
outubro	P2	<0,01	<0,01	<0,1	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
outubro	P3	<0,01	<0,01	<0,1	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
outubro	P4	<0,01	<0,01	<0,1	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
outubro	P5	<0,01	<0,01	<0,1	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
novembro	P1	<0,01	<0,01	<0,1	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
novembro	P2	<0,01	<0,01	<0,1	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
novembro	P3	<0,01	<0,01	<0,1	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
novembro	P4	<0,01	<0,01	<0,1	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
novembro	P5	<0,01	<0,01	<0,1	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
Limite de quantificação do método		<0,01	<0,01	<0,1	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01

APÊNDICE C

Análise descritiva de todas as variáveis estudadas

Tabela C1. Água: dados da sonda.

	Período					
	Chuvoso		Estiagem		Total	
	Média	Desvio padrão	Média	Desvio padrão	Média	Desvio padrão
Temperatura da água (°C)	25,22	2,10	23,17	1,34	24,20	2,03
Turbidez (NTU)	6	3	9	4	7	4
Condutividade elétrica ($\mu\text{S.cm}^{-1}$)	124	14	120	6	122	11
Oxigênio dissolvido (mg.L^{-1})	4	3	4	3	4	3
Potencial Hidrogeniônico da água	7,51	0,26	7,31	0,26	7,41	0,28

	Profundidade					
	Fundo		Meio		Superfície	
	Média	Desvio padrão	Média	Desvio padrão	Média	Desvio padrão
Temperatura da água (°C)	22,82	1,47	23,94	1,97	25,83	1,37
Turbidez (NTU)	9	4	7	3	6	4
Condutividade elétrica ($\mu\text{S.cm}^{-1}$)	131	14	120	6	116	3
Oxigênio dissolvido (mg.L^{-1})	2	2	4	3	7	1
Potencial Hidrogeniônico da água	7,30	0,24	7,40	0,26	7,54	0,29

Tabela C2. Água: dados físico-químicos.

	Período					
	Chuvoso		Estiagem		Total	
	Média	Desvio padrão	Média	Desvio padrão	Média	Desvio padrão
Temperatura ambiente (°C)	26,3	0,6	24,1	1,5	25,2	1,6
Nitrogênio amoniacal (mg.L^{-1})	0,1600	0,0477	0,3069	0,1098	0,2335	0,1117
Nitrato (mg.L^{-1})	0,7	0,5	0,3	0,1	0,5	0,4
Nitrito (mg.L^{-1})	0,014	0,004	0,029	0,012	0,021	0,012
Fósforo Total da água (mg.L^{-1})	0,007	0,004	0,020	0,017	0,014	0,014
Carbono Orgânico Total (mg.L^{-1})	2,125	0,326	1,543	0,423	1,834	0,473

Tabela C3. Granulometria.

	Período					
	Chuvoso		Estiagem		Total	
	Média	Desvio padrão	Média	Desvio padrão	Média	Desvio padrão
Argila (%)	38	9	33	9	35	9
Silte (%)	24	7	19	4	22	6
Areia (%)	38	14	48	12	43	14

Tabela C4. Sedimentos

	Período					
	Chuvoso		Estiagem		Total	
	Média	Desvio padrão	Média	Desvio padrão	Média	Desvio padrão
Cobre (mg.kg ⁻¹)	10,2	1,5	8,7	1,7	9,4	1,7
Ferro (mg.kg ⁻¹)	174	3	194	21	184	18
Manganês (mg.kg ⁻¹)	168,0	7,7	166,6	7,3	167,3	7,3
Zinco (mg.kg ⁻¹)	11,7	4,6	10,8	4,7	11,2	4,6
Matéria Orgânica (%)	5,6	2,3	5,0	2,3	5,3	2,3
Potencial Hidrogeniônico sedimentos	4,6	0,3	4,7	0,3	4,6	0,3
Fósforo Total sedimentos (mg.kg ⁻¹)	11,5	7,4	10,2	5,9	10,9	6,5
Potássio (mg.kg ⁻¹)	73,0	9,1	65,0	16,7	69,0	13,7
Cálcio (mg.kg ⁻¹)	797,59	293,28	815,63	365,82	806,61	322,83
Magnésio (mg.kg ⁻¹)	218,443	61,515	229,383	68,117	223,913	63,418
Alumínio (mg.kg ⁻¹)	41,368	46,671	41,368	34,817	41,368	40,075
Capacidade de Troca Catiônica (cmolc.dm ⁻³)	12,54	2,31	11,11	3,23	11,83	2,83
Nitrogênio total (mg.kg ⁻¹)	9,2	2,3	6,6	2,2	7,9	2,6
Oxigênio Consumido (mg.L ⁻¹)	5836	2649	3040	2161	4438	2756

APÊNDICE D

Formulário para dados de campo e ensaios com sonda multiparamétrica

FORMULÁRIO DE COLETA DE SEDIMENTOS

Ponto de Coleta:					
Data:					
Horário:					
Tempo: () ensolarado () nublado () chuvoso () outros					

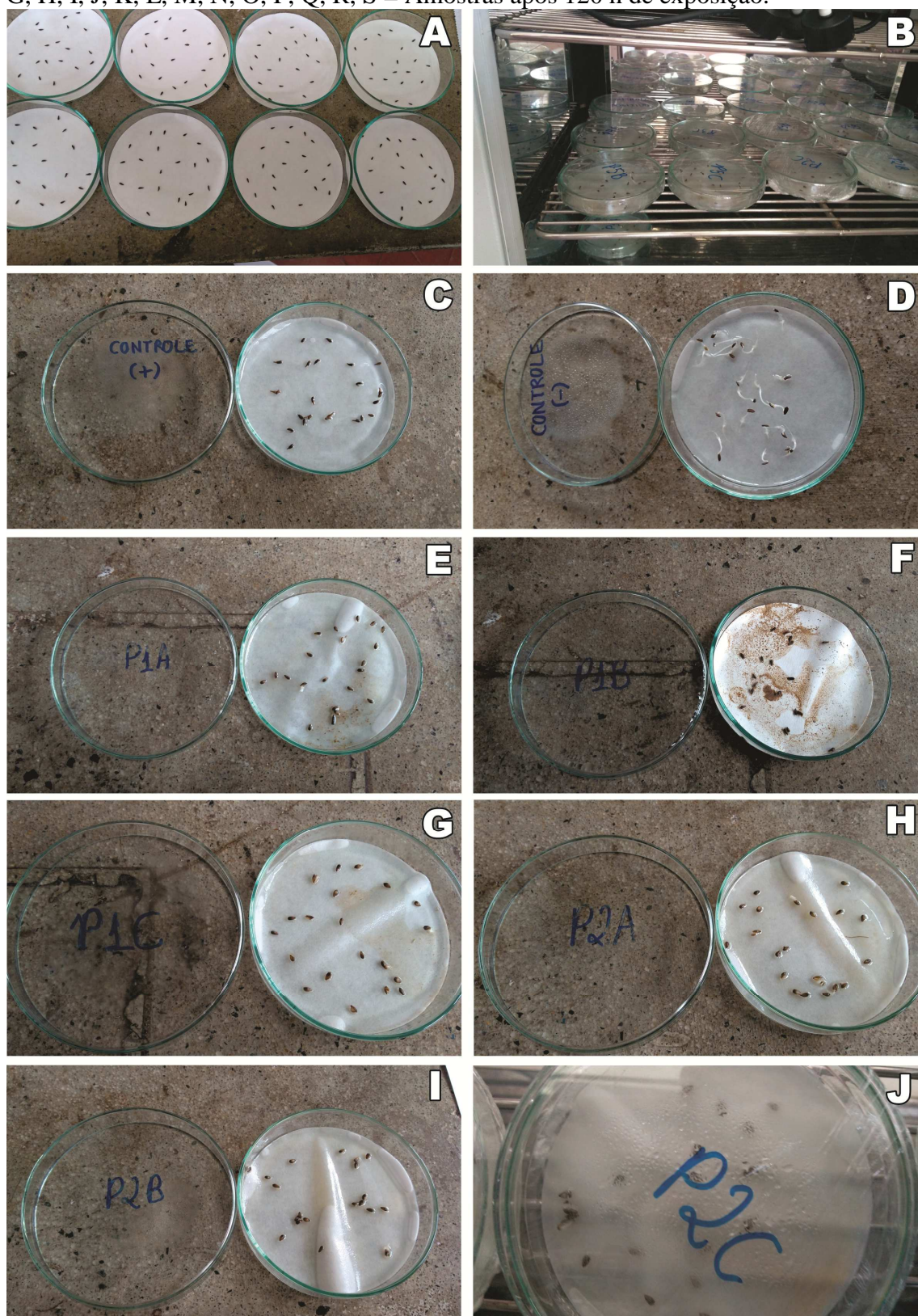
Profundidade total do ponto (m):					
Temperatura ambiente (°C):					
Responsável pela coleta:					
Parâmetros analíticos					
Prof. (m)	pH	Temperatura da água (°C)	Oxigênio dissolvido (mg.L ⁻¹)	Turbidez (NTU)	Condutividade (µS.cm ⁻¹)

Observações gerais:

APÊNDICE E

Fotografias dos ensaios de toxicidade com *Lactuca sativa* L.

Figuras: A= Preparo do teste; B = Amostras acondicionadas na estufa; C = Controle positivo após 120 h de exposição; D = Controle negativo após 120 h de exposição; E, F, G, H, I, J, K, L, M, N, O, P, Q, R, S = Amostras após 120 h de exposição.



Continuação: Figuras: A= Preparo do teste; B = Amostras acondicionadas na estufa; C = Controle positivo após 120 h de exposição; D = Controle negativo após 120 h de exposição; E, F, G, H, I, J, K, L, M, N, O, P, Q, R, S = Amostras após 120 h de exposição.

