

**UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO  
ESCOLA DE ENGENHARIA DE SÃO CARLOS  
DEPARTAMENTO DE HIDRAÚLICA E SANEAMENTO**

**VINÍCIUS DINIZ**

**AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DA ÁGUA E DO SEDIMENTO EM  
DIFERENTES COMPARTIMENTOS DO RESERVATÓRIO DO LOBO (SP)  
COM AUXÍLIO DE TESTES ECOTOXICOLÓGICOS**

**São Carlos (SP)**

**2016**

**UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO  
ESCOLA DE ENGENHARIA DE SÃO CARLOS  
DEPARTAMENTO DE HIDRAÚLICA E SANEAMENTO**

**AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DA ÁGUA E DO SEDIMENTO EM  
DIFERENTES COMPARTIMENTOS DO RESERVATÓRIO DO LOBO (SP)  
COM AUXÍLIO DE TESTES ECOTOXICOLÓGICOS**

Aluno: Vinicius Diniz

Orientador: Prof. Dr. Davi Gasparini Fernandes Cunha

Monografia apresentado ao curso de  
Graduação em Engenharia Ambiental da  
Escola de Engenharia de São Carlos da  
Universidade de São Paulo.

**São Carlos (SP)**

**2016**

AUTORIZO A REPRODUÇÃO TOTAL OU PARCIAL DESTE TRABALHO,  
POR QUALQUER MEIO CONVENCIONAL OU ELETRÔNICO, PARA FINS  
DE ESTUDO E PESQUISA, DESDE QUE CITADA A FONTE.

D585a      Diniz, Vinicius  
            Avaliação da qualidade da água e do sedimento em  
diferentes compartimentos do reservatório do Lobo (SP)  
com auxílio de testes ecotoxicológicos / Vinicius  
Diniz; orientador Davi Gasparini Fernandes Cunha. São  
Carlos, 2016.

Monografia (Graduação em Engenharia Ambiental) --  
Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de  
São Paulo, 2016.

1. Compartimentalização de reservatórios. 2.  
Ecotoxicidade. 3. Eutrofização artificial. 4. Qualidade  
da água. 5. Recursos hídricos. I. Título.

# FOLHA DE JULGAMENTO

---

Candidato(a): **Vinicius Diniz**

Data da Defesa: 10/10/2016

Comissão Julgadora:

Resultado:

**Davi Gasparini Fernandes Cunha (Orientador(a))**

APROVADO

**Simone Pereira Casali**

Aprovado

**Patrícia Bortoletto de Falco**

APROVADO



**Prof. Dr. Marcelo Zaiat**

Coordenador da Disciplina 1800091- Trabalho de Graduação

*Dedico esta monografia ao meu pai Ivogênio e  
à minha mãe Cidinha por todo o  
apoio necessário durante a graduação.*

## AGRADECIMENTOS

Ao meu orientador, Professor Doutor Davi Gasparini Fernandes Cunha, por todo apoio, crítica, paciência e suporte durante o desenvolvimento do trabalho, a quem eu dedico e agradeço por todo meu crescimento acadêmico e pessoal durante a graduação.

À Universidade de São Paulo pela concessão de bolsa de iniciação científica, no Programa Unificado de Bolsas.

À Escola de Engenharia de São Carlos pelos anos de aprendizado e crescimento acadêmico/profissional, em especial aos pesquisadores e funcionários do laboratório de Biotoxicologia de Águas continentais e Efluentes (BIOTACE) pela ajuda e companheirismo durante as coletas e análises realizadas.

Ao Prof. Dr. Juliano José Corbi e ao Daniel pelo apoio e ensinamentos durante as análises de ecotoxicidade realizadas.

Aos técnicos Miro e Betão pelo tempo destinado durante as diversas coletas realizadas no reservatório do Lobo.

Ao Wesley, a Gabi e a Adriana pela ajuda durante as análises laboratoriais e coletas realizadas.

Aos demais professores, amigos e pesquisadores com os quais tive contato durante a graduação pelos ensinamentos acadêmicos e pessoais, os quais levarei para toda à vida.

Aos meus amigos e companheiros da República Feudo por todos os anos de companheirismo, histórias, brigas e vivências, com os quais adquiri conhecimento e experiências que eu levarei para toda à vida, juntamente com a amizade de cada um.

Aos meus amigos, os errados, por todas as festas, brincadeiras e momentos de conversa que passamos. Felipe, Joyce e Juliana agradeço por me fazerem suportar a graduação nos momentos mais difíceis e torna-la mais leve e divertida.

À minha família por todo o apoio, dedicação e confiança depositada em mim, estando sempre dispostos a me ouvir nos momentos difíceis, me cobrar nos momentos certos e comemorar nos momentos de vitória. Em especial a minha irmã por me ligar em todos os momentos de dúvida tornando minha vida um eterno aprendizado e aos meus avós por todos os “conselhos de vó”.

À Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP) pela concessão de auxílio regular à pesquisa (Processo 2014/02088-5) que viabilizou as atividades de campo e laboratório"

À minha cadela Priscila, que mesmo não estando mais entre nós, sempre esteve presente para um abraço e uma brincadeira e ao meu mais novo amigo Chewbacca pelas risadas proporcionadas.

À Amb013 porque sem eles nada seria possível.

A todos, sem exceção, que durante esses anos estiverem presentes na minha vida proporcionando aprendizados e lições, meu muito obrigado.

*"Senhores, devo lembrar-lhes que minhas chances de sucesso aumentam a cada nova tentativa..."*

(Jonh Forbes Nash)

## RESUMO

DINIZ, V. AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DA ÁGUA E DO SEDIMENTO EM DIFERENTES COMPARTIMENTOS DO RESERVATÓRIO DO LOBO (SP) COM AUXÍLIO DE TESTES ECOTOXICOLÓGICOS. 2016. 77 f. TCC (Graduação) - Curso de Engenharia Ambiental, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2016.

A água, em suas diversas formas, é essencial à vida e representa um recurso limitado e dotado de valor econômico. Para a garantia dos múltiplos usos e do equilíbrio ecológico, a gestão dos recursos hídricos deve ocorrer de forma integrada, visando a minimizar os conflitos existentes entre os diferentes usuários. Os reservatórios, ambientes intermediários entre rios e lagos, são utilizados para os mais diversificados fins (e.g. abastecimento público, lazer e produção energética) e estão sujeitos a diversos impactos vinculados às atividades antrópicas. Para uma avaliação completa da qualidade ambiental do reservatório do Lobo (SP), foram associados testes ecotoxicológicos a análises físico-químicas da água e do sedimento em compartimentos distintos do reservatório: zona de Barragem (características mais próxima a um lago), zona de Transição e zona de rio (características mais próximas a de um rio). As coletas foram realizadas nos meses de Outubro de 2014, Janeiro, Abril, Julho e Outubro de 2015 e Maio de 2016. Para cada compartimento, calculou-se o índice de estado trófico (IET) e quantificaram-se as concentrações de nutrientes, sólidos e outras variáveis. Os testes ecotoxicológicos com amostras do sedimento, tanto crônicos como agudos, foram realizados com o organismo *Chironomus xanthus*. As concentrações de clorofila-a variaram de 37 a 99,5 µg/L. O enriquecimento por nutrientes foi observado, com concentrações máximas de fósforo e nitrogênio totais de 104,1 µg/L e 2,5 mg/L, respectivamente. Os valores de IET sugeriram condição hipereutrófica em todos os compartimentos do reservatório durante as quatro primeiras coletas, com uma tendência de melhora a partir da quinta coleta nas zonas de barragem e de transição. Os testes ecotoxicológicos reforçaram o nível de degradação da qualidade do sedimento do ambiente aquático, atingindo níveis "péssimos" de acordo com a classificação da CETESB. Nos teste agudo e crônico, foram observadas porcentagens máximas de mortalidade de 50% e 90%, respectivamente. Não foi observada uma relação evidente entre o aumento da toxicidade no sedimento e a qualidade da coluna d'água. Os usos múltiplos no reservatório do Lobo apresentam-se comprometidos, sendo necessária a implementação de medidas que visem à sua reabilitação, principalmente por meio do disciplinamento das formas de uso e ocupação do solo no entorno do reservatório e do controle dos níveis de poluição em seus principais rios tributários. Espera-se que os dados gerados pela presente pesquisa contribuam para ações de planejamento e recuperação ambiental.

**Palavras-chave:** Compartimentalização de reservatórios, Ecotoxicidade, Eutrofização artificial, Qualidade da água, Recursos hídricos.

## ABSTRACT

DINIZ, V. AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DA ÁGUA E DO SEDIMENTO EM DIFERENTES COMPARTIMENTOS DO RESERVATÓRIO DO LOBO (SP) COM AUXÍLIO DE TESTES ECOTOXICOLÓGICOS. 2016. 77 f. TCC (Graduação) - Curso de Engenharia Ambiental, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2016.

The water in its various forms, is essential to life and represents a limited resource with economic value. To guarantee the multiple uses and ecological balance, the management of water resources should take place in an integrated manner, in order to minimize conflicts between different users. Tanks, intermediate settings between rivers and lakes are used for the most diverse purposes (eg public supply, leisure and energy production) and are subject to various impacts linked to human activities. For a complete assessment of the environmental quality of the Lobo reservoir (SP), were associated ecotoxicological tests the physical and chemical analysis of water and sediment in distinct reservoir compartments: Dam area (closest to the lake features) Transition zone and river zone (nearest the characteristics of a river). Samples were collected from October 2014, January, April, July and October 2015 and May 2016. For each compartment, calculated the trophic state index (IET) and quantified the concentrations of nutrients, solids and other variables. Ecotoxicological tests with sediment samples, both chronic and acute, were performed with the body *Chironomus xanthus*. The concentrations of chlorophyll a ranged from 37 to 99.5 µg/L. The nutrient enrichment was observed with maximum concentrations of phosphorus and total nitrogen 104.1 µg/L and 2.5 mg/L, respectively. The IET values suggested hypereutrophic condition in all compartments of the reservoir during the first four collections, with a trend of improvement from the fifth collection in dam areas and transition. Ecotoxicological tests reinforced the level of degradation of the quality of the aquatic sediment, reaching "very bad" levels according to the classification of CETESB. In acute and chronic test, maximum percentages of mortality observed were approximately 50% and 90%, respectively. There was no a clear link between increased toxicity in the sediment and the quality of the water column. Multiple uses in the Lobo reservoir feature is committed, requiring the implementation of measures aimed at their rehabilitation, mainly through the discipline of the forms of use and occupation of land around the reservoir and control of pollution levels in their main tributaries. It is expected that the data generated by this research will contribute to planning and environmental recovery actions.

**Keywords:** Reservoirs' zonation, Ecotoxicity, Artificial eutrophication, Water quality, Water resources.



## SUMÁRIO

LISTA DE SÍMBOLOS E SIGLAS .....	12
LISTA DE FIGURAS .....	13
LISTA DE TABELAS .....	14
1. INTRODUÇÃO .....	16
2. OBJETIVOS .....	18
3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA .....	18
3.1 Características gerais dos reservatórios: gradientes longitudinais e verticais de qualidade da água .....	18
3.2 Qualidade da água: ênfase em estado trófico .....	22
3.3 Testes ecotoxicológicos .....	28
4. MATERIAL E MÉTODOS .....	30
4.1 Área de Estudo .....	30
4.2 Levantamento de dados, atividades de campo e laboratório .....	32
5. RESULTADOS E DISCUSSÃO .....	35
5.1 Dados Climatológicos .....	35
5.2 Dados da qualidade da água .....	37
5.2.1 Temperatura .....	37
5.2.2 pH .....	40
5.2.3 Condutividade .....	42
5.2.4 Oxigênio Dissolvido .....	44
5.2.5 Potencial Redox .....	46
5.3 Nutrientes e Sólidos .....	48
5.3.1 Formas de Nitrogênio .....	48
5.3.2 Formas de Fósforo .....	51
5.3.3 Sólidos Suspensos .....	54
5.4 Clorofila e Estado Trófico .....	57
5.5 Testes Ecotóxicológicos .....	61
6. Conclusões .....	63
7. Referências Bibliográficas .....	64

## LISTA DE SÍMBOLOS E SIGLAS

®	Marca registrada
APA	Área de Proteção Ambiental
BIOTACE	Laboratório de Biotoxicologia em Águas Continentais e Efluentes
CETESB	Companhia Ambiental do Estado de São Paulo
CL-a	Clorofila - a
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
EESC	Escola de Engenharia de São Carlos
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
IET	Índice de Estado Trófico
IET <sub>rs</sub>	Índice de Estado Trófico para Reservatórios Subtropicais
MG	Minas Gerais
MT	Mato Grosso
N <sub>2</sub>	Nitrogênio gasoso
NTK	Nitrogênio Total Kjeldahl
OD	Oxigênio Dissolvido
S	Sul
SP	São Paulo
TDH	Tempo de detenção hidráulica
TP	Fósforo total
UHE	Usina hidrelétrica
USP	Universidade de São Paulo
W	Oeste

## LISTA DE FIGURAS

<b>Figura 1.</b> Modelo de compartimentalização de reservatórios, identificando as zona de rio, de transição e lacustre. Fonte: Adaptado de Thornton et al. (1990) .....	19
<b>Figura 2.</b> Esquema representando as principais trocas entre os compartimentos do reservatório. (A) Zona de rio; (B) Zona de transição; (C) Zona lacustre; (a) Epilimnion; (b) Hipolimnion. Fonte: extraído de Rodrigues (2002) .....	22
<b>Figura 3.</b> Principais rotas do ciclo do nitrogênio, dividindo-se em processos que ocorrem em condições aeróbias e anóxicas. Fonte: Adaptado de Marafão (2016) .....	26
<b>Figura 4.</b> Critério de Avaliação da qualidade dos sedimentos, adaptado CETESB (2008) .....	29
<b>Figura 5.</b> Localização do Reservatório do Lobo (SP), dentro do Estado de São Paulo .....	31
<b>Figura 6.</b> Pontos de coleta no Reservatório do Lobo (SP): Zona lacustre, Zona de transição e Zona de rio .....	32
<b>Figura 7.</b> Imagem aérea da Zona de Barragem do reservatório, local onde se localizado o ponto 1 (P1) .....	33
<b>Figura 8.</b> Imagem aérea da Zona de Transição do reservatório, local onde se localizado o ponto 2 (P2) .....	34
<b>Figura 9.</b> Imagem aérea da Zona de Rio do reservatório, local onde se localizado o ponto 3 (P3) .....	35
<b>Figura 10.</b> Perfis de temperatura (°C) da Zona de Barragem, Transição e Rio do reservatório do Lobo (SP) em seis coletas entre os anos de 2014 e 2016 .....	39
<b>Figura 11.</b> Perfis de pH da Zona de Barragem, Transição e Rio do reservatório do Lobo (SP) em seis coletas entre os anos de 2014 e 2016 .....	41
<b>Figura 12.</b> Perfis de Condutividade ( $\mu\text{S}/\text{cm}$ ) da Zona de Barragem, Transição e Rio do reservatório do Lobo (SP) em seis coletas entre os anos de 2014 e 2016 .....	43
<b>Figura 13.</b> Perfis de Oxigênio Dissolvido ( $\text{mg}/\text{L}$ ) da Zona de Barragem, Transição e Rio do reservatório do Lobo (SP) em seis coletas entre os anos de 2014 e 2016 .....	45
<b>Figura 14.</b> Perfis de Potencial Redox ( $\text{mV}$ ) da Zona de Barragem, Transição e Rio do reservatório do Lobo (SP) em seis coletas entre os anos de 2014 e 2016 .....	47
<b>Figura 15.</b> Variação temporal da concentração de nitrogênio total ( $\text{mg}/\text{L}$ ) no reservatório do Lobo (SP) em seis coletas entre os anos de 2014 e 2016 .....	48

<b>Figura 16.</b> Variação temporal da concentração de nitrato (mg/L) no reservatório do Lobo (SP) em seis coletas entre os anos de 2014 e 2016 .....	49
<b>Figura 17.</b> Variação temporal da concentração de nitrito ( $\mu\text{g/L}$ ) no reservatório do Lobo (SP) em seis coletas entre os anos de 2014 e 2016 .....	50
<b>Figura 18.</b> Variação temporal (em base logarítmica) da concentração de amônia ( $\mu\text{g/L}$ ) no reservatório do Lobo (SP) em seis coletas entre os anos de 2014 e 2016 .....	51
<b>Figura 19.</b> Variação temporal da concentração de fósforo total ( $\mu\text{g/L}$ ) no reservatório do Lobo (SP) em seis coletas entre os anos de 2014 e 2016 .....	52
<b>Figura 20.</b> Variação temporal da concentração de fosfato total dissolvido ( $\mu\text{g/L}$ ) no reservatório do Lobo (SP) em seis coletas entre os anos de 2014 e 2016 .....	53
<b>Figura 21.</b> Perfis de concentração de ortofosfato ( $\mu\text{g/L}$ ) do reservatório do Lobo (SP) em seis coletas entre os anos de 2014 e 2016 .....	54
<b>Figura 22.</b> Perfis de concentração de sólidos suspensos totais (mg/L) do reservatório do Lobo (SP) em seis coletas entre os anos de 2014 e 2016 .....	55
<b>Figura 23.</b> Perfis de concentração de sólidos suspensos inorgânicos (mg/L) do reservatório do Lobo (SP) em seis coletas entre os anos de 2014 e 2016 .....	56
<b>Figura 24.</b> Perfis de concentração de sólidos suspensos orgânicos (mg/L) do reservatório do Lobo (SP) em seis coletas entre os anos de 2014 e 2016 .....	56
<b>Figura 25.</b> Perfis de concentração de clorofila-a ( $\mu\text{g/L}$ ) do reservatório do Lobo (SP) em seis coletas entre os anos de 2014 e 2016 .....	58
<b>Figura 26.</b> Perfis de índice de estado trófico (CL-a) do reservatório do Lobo (SP) em seis coletas entre os anos de 2014 e 2016 .....	58
<b>Figura 27.</b> Perfis de índice de estado trófico (PT) do reservatório do Lobo (SP) em seis coletas entre os anos de 2014 e 2016 .....	59
<b>Figura 28.</b> Taxa de mortalidade em testes crônicos do organismo <i>Chironomus xanthus</i> no reservatório do Lobo (SP) em três coletas entre os anos de 2014 e 2016 .....	62
<b>Figura 29.</b> Taxa de mortalidade em testes agudos do organismo <i>Chironomus xanthus</i> no reservatório do Lobo (SP) em três coletas entre os anos de 2014 e 2016 .....	63

## LISTA DE TABELAS

<b>Tabela 1.</b> Classificação do estado trófico dos reservatórios de acordo com o resultado do IET <sub>RS</sub> (Índice de Estado Trófico para reservatórios subtropicais) .....	24
<b>Tabela 2.</b> Dados climatológicos médios observados em ponto de monitoramento nas proximidades do reservatório do Lobo (SP) .....	36
<b>Tabela 2(continuação).</b> Dados climatológicos médios observados em ponto de monitoramento nas proximidades do reservatório do Lobo (SP) .....	37
<b>Tabela 3.</b> Valores do Índice de Estado trófico para Reservatório do Lobo (SP) .....	61

## 1. INTRODUÇÃO

A água, na forma sólida, líquida ou gasosa, é essencial à vida e representa um recurso limitado e dotado de valor econômico, imprescindível para muitas atividades humanas (CHAUDHRY, 2000). Os recursos hídricos são determinantes para o desenvolvimento da sociedade nos âmbitos social e econômico.

Tal importância tornou o armazenamento de água uma prática comum desde a antiguidade, assegurando seus múltiplos usos. Desta forma, os reservatórios possuem variados usos e existem na humanidade há cerca de 6.000 anos, aparecendo pela primeira vez no Egito e na Mesopotâmia, junto a projetos de drenagem (XAVIER, 2010). Com o avanço da tecnologia e o crescimento populacional, surgiu a necessidade de construir reservatórios cada vez maiores, que garantissem a exploração hidroenergética e o abastecimento público, entre outros usos.

A concepção de um reservatório envolve variados aspectos de engenharia e deve buscar a otimização dos usos da água em função dos objetivos esperados com a sua construção. No Brasil, os reservatórios possuem usos como abastecimento público, irrigação agrícola, navegação, recreação, diluição de efluentes e resíduos. Um dos principais usos dos reservatórios é a produção de energia. Apesar de iniciativas para diversificar a matriz energética brasileira, cerca de 85% (BERMANN, 2007 e SOARES et al, 2008) de toda a energia produzida provém de hidrelétricas, tornando-as indispensáveis para o desenvolvimento do país.

A produção de hidroeletricidade é utilizada como um indicador de sustentabilidade ambiental se comparada a outras formas (eg termoelétrica, nuclear) de acordo com o Fórum Econômico Mundial, dessa forma o Brasil é considerado um país que caminha para um “desenvolvimento sustentável”, já que praticamente toda sua energia provém de hidroelétricas. As hidrelétricas, apesar de serem uma fonte renovável e não emitirem poluentes diretamente, têm causado impacto ambiental e social, já que necessitam do alagamento de grandes áreas, acarretando problemas à fauna e à flora, deslocando populações ribeirinhas e indígenas.

Para que os usos múltiplos da água sejam assegurados e o seu papel no equilíbrio ecológico garantido os recursos hídricos devem ser geridos de forma integrada com vistas a minimizar os conflitos entre os diferentes usuários. Caso os reservatórios não sejam gerenciados de maneira apropriada, aliado ao crescimento populacional e ao desenvolvimento econômico, as pressões sobre estes tendem a aumentar.

Entre os possíveis problemas a serem enfrentados, a eutrofização artificial é um dos processos que pode colocar em risco os usos múltiplos da água (DODDS et al, 2009). Além dos aspectos qualitativos, faz-se necessária a manutenção de uma vazão ecológica mínima a jusante dos reservatórios e a avaliação de impactos sociais e econômicos para a sua sustentabilidade em longo prazo (FORNARELLI e ANTENUCCI, 2011).

Particularmente no Brasil, os reservatórios vêm sofrendo pressões provenientes da crescente demanda por água para diversos fins, entre eles a intensa demanda industrial (SOARES et al, 2008). Além disso, a falta de saneamento básico pode contribuir para o incremento da concentração de nutrientes nos reservatórios e do seu grau de trofia (TANIWAKI et al, 2011). Segundo o IBGE, até 2009, apenas 58,8% dos municípios possuíam rede coletora de esgoto e tratamento de efluentes domésticos e industriais.

Assim, tornam-se cada vez mais importantes estudos que abranjam e integrem aspectos diversificados para melhor conhecimento da situação de cada região em específico e, estando um reservatório enquadrado em determinadas condições de qualidade, verificar se tais condições atendem aos seus possíveis usos. Um estudo aprofundado desses ecossistemas pode auxiliar no gerenciamento adequado dos recursos hídricos brasileiros.

Estudos realizados na região metropolitana de São Paulo mostraram degradações em reservatórios devido à atividade antrópica (Pompeo et al, 2013). No entanto, são muito mais frequentes os estudos realizados em reservatórios localizados em clima temperado, como as pesquisas de Pinheiro (1998) na Península Ibérica, de Barro (2006) na Europa e de Lindim et al. (2010) na Europa ocidental. São necessárias mais informações sobre reservatórios localizados em climas tropicais e subtropicais, como o Reservatório do Lobo (SP,) alvo desse estudo, um dos mais antigos reservatórios do Brasil, o Reservatório Mourão (PR), Reservatório Segredo (PR), Reservatório Iraí (PR), Reservatório Itupararanga (SP), Reservatório de Barra Bonita (SP).

A presente pesquisa pretendeu contribuir para a avaliação ambiental de tal reservatório hidrelétrico, localizado no interior de São Paulo, por meio da integração entre a heterogeneidade espacial e a variabilidade temporal da água e do sedimento do sistema aquático e análises ecotoxicológicas, utilizando organismos-teste padronizados e com protocolos amplamente descritos na literatura. Espera-se que os dados obtidos ofereçam direcionamentos para o manejo do reservatório e subsídios para compatibilizar os diversos usos da água e a sustentabilidade em longo prazo.

## **2. OBJETIVOS**

O objetivo principal desta pesquisa foi promover uma avaliação integrada da água e do sedimento de diferentes compartimentos do reservatório do Lobo (SP), com auxílio de testes ecotoxicológicos, como subsídio para o manejo do reservatório e a garantia dos usos múltiplos da água. Para isso, foram estabelecidos os seguintes objetivos específicos:

- ✓ Analisar o estado trófico, a qualidade da água e do sedimento do reservatório em coletas em diferentes estações do ano e em três compartimentos longitudinais do sistema aquático (zonas de rio, transição e lacustre);
- ✓ Avaliar a ecotoxicidade de amostras de sedimento das diferentes zonas do reservatório e relacionar os resultados desse estudo ecotoxicológicos com as características limnológicas.

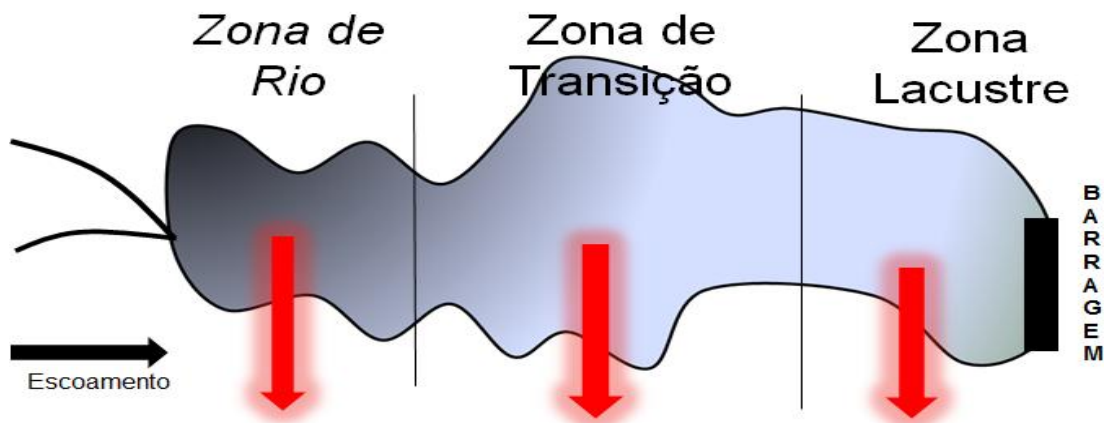
## **3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA**

### **3.1 Características gerais dos reservatórios: gradientes longitudinais e verticais de qualidade da água**

A concepção de um reservatório envolve variados aspectos de engenharia, desde o estudo para realização do barramento até análises socioeconômicas e deve buscar a otimização dos usos da água em função dos objetivos esperados com a sua construção. Os reservatórios alteram a qualidade dos recursos hídricos, o transporte e o equilíbrio ecológico, sendo necessária a manutenção de uma vazão ecológica mínima, entre outros aspectos fundamentais quando se visa à sustentabilidade a longo prazo (FORNARELLI e ANTENUCCI, 2011). A escolha do local onde o reservatório será instalado na bacia é de fundamental importância para seu melhor aproveitamento, além da necessidade de levantamentos socioeconômicos e ambientais, pois a construção do reservatório resulta na inundação de determinada área e é preciso levar em conta, ainda, a geomorfologia do local, como topografia, morfologia do rio e condições geológico-geotécnicas (CARVALHO, 2006).

Os reservatórios são sistemas aquáticos com características de rios e de lagos, nos quais são processados diversificados usos para a água, como abastecimento público, produção de

energia, pesca e lazer. Caso não sejam gerenciados de maneira apropriada, a eutrofização artificial é um dos processos que pode colocar em risco os usos múltiplos (DODDS et al, 2009). Os reservatórios são sistemas complexos e compartimentalizados (RODRIGUES, 2002), nos quais podem ser discriminadas três zonas principais, de acordo com Thornton et al. (1990): Zona de rio, Zona de transição e Zona lacustre, cada qual com suas características (Figura 1).



Mais eutrófica	Intermediária	Mais oligotrófica
Seção estreita e com forma de um canal	Seção mais ampla e profunda	Seção como um lago, ampla e profunda
Fluxo relativamente elevado	Fluxo reduzido	Fluxo pequeno
Elevada concentração de sólidos suspensos, elevada turbidez e menor penetração de radiação solar	Menor concentração de sólidos, turbidez e aumento da penetração solar	Maior sedimentação de sólidos, menor turbidez e maior penetração de radiação solar
Disponibilidade de luz como principal fator limitante à produção primária	Disponibilidade de luz como possível fator limitante à produção primária	Nutrientes como fator limitante à produção primária
Perdas de células principalmente por sedimentação	Perda de células por sedimentação e predação por outros organismos	Perda de células principalmente por predação por outros organismos
Matéria orgânica alóctone	Intermediária	Matéria orgânica autóctone

**Figura 1:** Modelo de compartimentalização de reservatórios, identificando as Zona de rio, de transição e lacustre.

Fonte: Adaptado de Thornton et al. (1990)

I. **Zona de rio:** Zona de menor profundidade e maior turbidez do reservatório, pois neste local ocorre maior transporte de material em suspensão em razão da maior velocidade da água. Conseqüentemente, há menor penetração de luz solar, gerando baixa produção primária. A matéria orgânica presente é predominantemente de origem alóctone. Nessa região, é possível estimar a vazão de entrada no reservatório, relativa ao (s) principal (is) rio (s) formador (es) (é a zona que mais se assemelha a um sistema lótico);

II. **Zona de transição:** apresenta valores intermediários de profundidade e fluxo, pois nela ocorre a transição de rio para lago. Há um aumento nas taxas de sedimentação e, conseqüentemente, maior penetração da luz solar e produção primária, gerando matéria orgânica autóctone;

III. **Zona lacustre:** Zona de maior profundidade e menor turbidez do reservatório, portanto com maior penetração de radiação solar. Assim, a disponibilidade de luz deixa de ser um fator limitante à produção primária, tornando o déficit de nutrientes um possível fator limitante. Nessa região, pode-se ter vazão vertida (relativa ao volume de água que é descartado quando o nível de água no reservatório excede um limite operacional) e, no caso de um reservatório utilizado para produção de energia, vazão turbinada para geração hidrelétrica. Parcela significativa da matéria orgânica é de origem autóctone (Zona mais parecida com um sistema lêntico);

Essa compartimentalização é esperada em um reservatório, pois ocorre sobreposição entre a organização horizontal de um rio e a organização vertical de um lago, gerando uma situação intermediária entre ambas (RODRIGUES, 2002). Assim, os rios formadores do reservatório, juntamente com características de precipitação, temperatura, ventos e demais aspectos climáticos, têm papel fundamental nos aspectos qualitativos e quantitativos da água. O processo de sedimentação em sistemas lênticos é mais efetivo em comparação a ambientes lóticos, tornando-os capaz de reter até metade dos sedimentos que fluem para si, por tal motivo a sedimentação em reservatórios acaba por diminuir o transporte dos materiais a jusante da

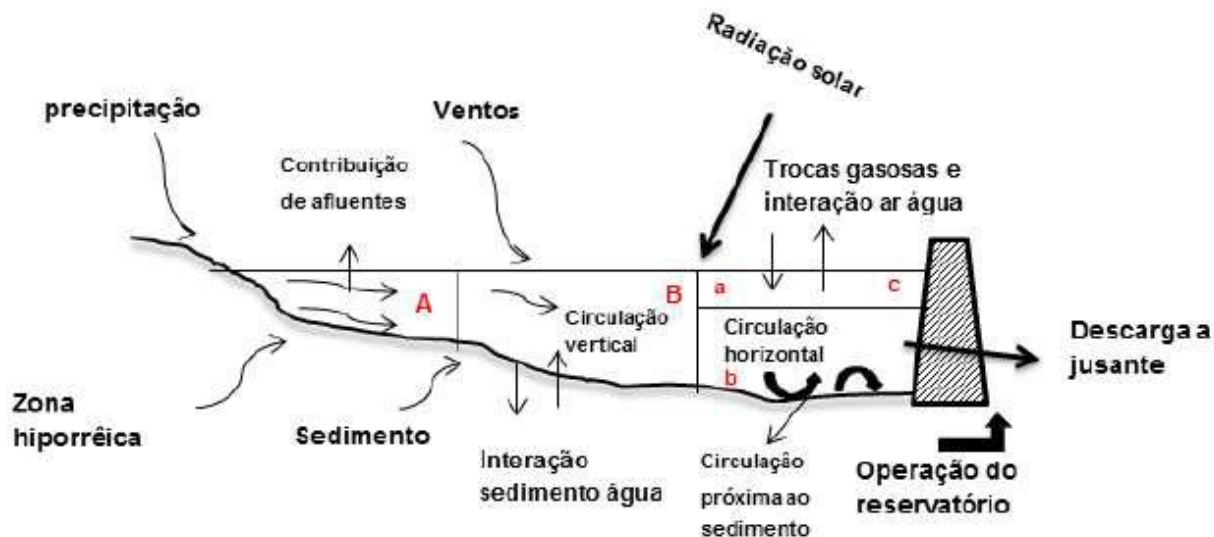
barragem. Os reservatórios, dessa forma, podem atuar como sumidouros de sólidos e nutrientes (CUNHA et al, 2014; CUNHA et al, 2015). Em geral, quanto maior for o tempo de residência da massa de água no reservatório, a tendência é que maiores sejam as taxas de sedimentação. Com o incremento da transparência da água, espera-se que ocorra aumento da disponibilidade de luz e conseqüentemente das concentrações clorofila, pigmento presente em organismos fotoautotróficos (TSE et al, 2015; WANG et al, 2011).

A qualidade da água depende do uso e ocupação do solo na bacia hidrográfica na qual esta inserida e quando relacionados à indicadores de qualidade acabam por refletir a intensidade das possíveis alterações antrópicas (GERGEL et al, 2002). Juntamente com as alterações antrópicas, as condições naturais do local podem interferir na qualidade da água de um curso d'água de determinada região (VON SPERLING, 2007).

Nas últimas décadas, atividades como agricultura, indústrias e até domésticas têm permitido a introdução de materiais nocivos nas águas e nos solos (FUNASA, 2002). Formas de carbono, nitrogênio e fósforo, de origem alóctone ou autóctone, também estão sujeitas aos processos de acumulação, exportação ou ciclagem ao longo dos compartimentos longitudinais de um reservatório. O fósforo, por exemplo, pode ser acumulado por meio da sedimentação, da absorção por organismos e adsorção por materiais em suspensão. Sedimentos mais argilosos podem favorecer a acumulação de fósforo, mas tal nutriente e uma série de contaminantes podem ser disponibilizados novamente à coluna de água devido a alterações químicas (e.g. mudanças no potencial redox ou na concentração de oxigênio dissolvido na interface água-sedimento) ou físicas, como movimento na coluna devido a turbulências (EGGLETON e THOMAS, 2004).

Em relação aos gradientes verticais (Figura 2), merecem destaque os fenômenos de estratificação térmica e química. Em regiões mais quentes, normalmente é possível observar a estratificação térmica no verão, quando ocorre um aquecimento desigual da coluna de água, enquanto no inverno, devido à ação de ventos que provocam maior circulação da massa de água, a coluna se encontra homogeneizada. No entanto, outros fatores como densidade da água, morfometria do reservatório, transferência de energia na interface ar-água (Thornton et al, 1990) e profundidade do sistema aquático também influenciam o processo de estratificação (NHIWATIWA e MARSHALL, 2006). A estratificação química (em relação ao pH ou ao oxigênio dissolvido, por exemplo) está intimamente ligada à estratificação térmica, já que também é influenciada pelas estações do ano, como ressaltado por Lindim et al. (2011). A

disponibilidade de oxigênio no reservatório é afetada pela temperatura da água de maneira inversamente proporcional.



**Figura 2.** Esquema representando as principais trocas entre os compartimentos do reservatório. (A) Zona de rio; (B) Zona de transição (C) Zona lacustre; (a) Epilímnion; (b) Hipolímnion. Fonte: extraído de Rodrigues (2002)

Essa conjunção de gradientes longitudinais e verticais, associada aos impactos antrópicos a que os reservatórios estão submetidos, sobretudo oriundos de fontes pontuais e difusas de poluição, pode favorecer a eutrofização artificial (ou acelerada) do sistema aquático. O aporte excessivo de nutrientes é capaz de estimular a proliferação de organismos fitoplanctônicos e de macrófitas aquáticas que, em uma cadeia de efeitos negativos, acabam por causar uma diminuição nas concentrações de oxigênio dissolvido e consequente mortalidade de organismos aeróbios, além da liberação de toxinas no corpo d'água.

### 3.2 Qualidade da água: ênfase em estado trófico

A eutrofização artificial gera danos ao ecossistema, interfere nos usos da água e traz prejuízos econômicos (DODDS et al, 2009), e por isso vem sendo estudada em diversos ambientes de diferentes países (HUSZAR et al, 2006; WANG, 2006; POTAPOVA e CHARLES, 2007; CALIJURI et al, 2008; SPECCHIULLI et al, 2008; WENGRAT e BICUDO, 2011; KRATINA et al, 2012). Efeitos negativos ligados diretamente ao ecossistema incluem: prejuízo ao equilíbrio ecológico e alteração nas condições físico-químicas e biológicas do meio aquático,

proliferação de cianobactérias potencialmente tóxicas e prejuízos à geração hidroelétrica pelo excesso de macrófitas aquáticas (AZEVEDO et al, 2003; VIEIRA et al, 2005; SOTERO-SANTOS et al, 2008).

As consequências da eutrofização artificial têm sido agravadas pelas condições sanitárias insatisfatórias das bacias hidrográficas. A falta de saneamento básico, como coleta e tratamento de efluentes domésticos e industriais, pode contribuir para o aumento da concentração de nutrientes nos reservatórios e incremento do seu grau de trofia (TANIWAKI et al, 2011). A incidência de doenças como cólera, febres tifóide e paratifóide, shigelose, intoxicações alimentares, amebíase, infecções intestinais devido a outros microrganismos e infecções intestinais mal definidas tem aumentado. Tais doenças se tornaram responsáveis por 5% das internações hospitalares e 2% dos óbitos no Brasil (DATASUS, 2003), embora provavelmente haja subnotificação de casos.

As fontes de água doce, para os diversos fins, estão sujeitas direta e indiretamente, a impactos antropogênicos, como por exemplo, o lançamento de esgoto industrial e doméstico e presença de agrotóxicos. Sendo assim tornaram-se alvo de diversificados estudos no meio acadêmico, buscando entender e fornecer alternativas para prevenção e remediação de eventuais impactos. A engenharia entra como forte aliada nesse processo buscando por meio de seus conhecimentos da física, química e matemática, criar modelos que ajudem a gerir, interpretar e prever o comportamento de determinada fonte hídrica ou algum poluente em específico.

O Índice de Estado Trófico (IET), frequentemente utilizado para orientar a tomada de decisões, auxilia na organização dos dados e fornece subsídios para o manejo dos recursos hídricos, ao levar em consideração a disponibilidade de luz e nutrientes no reservatório, além da resposta biológica a essas condições, aferida indiretamente por meio das concentrações de clorofila-a (Cunha et al, 2013). Assim, o IET é utilizado para classificar um reservatório em relação ao seu grau de trofia. Por meio de equações (1) e (2) e (3), originalmente desenvolvidas por Carlson (1977) e atualizadas para reservatórios localizados em zonas subtropicais por Cunha et al. (2013), é possível calcular o Índice de Estado Trófico para reservatórios subtropicais (IET<sub>RS</sub>).

$$1) \text{ IET}(\text{CL-a})_{\text{RS}} = 10 \left[ 6 - \left( -0.2512 \ln(\text{CL} - a) + \frac{0.842267}{\ln(2)} \right) \right]$$

$$2) \text{ IET}(\text{TP})_{\text{RS}} = 10 \left[ 6 - (-0.2512 \ln(\text{TP}) + \frac{1,329766}{\ln(2)}) \right]$$

$$3) \text{ IET}_{\text{RS}} = \frac{\text{IET}_{\text{RS}}(\text{Cl-a}) + \text{IET}_{\text{RS}}(\text{TP})}{2}$$

Em que:

- ✓ Cl-a é a concentração de clorofila-a ( $\mu\text{g/L}$ );
- ✓ TP é a concentração de fósforo total ( $\mu\text{g/L}$ ) na água;
- ✓  $\text{IET}_{\text{RS}}$  é o Índice de Estado Trófico para reservatórios subtropicais.

Após os cálculos, o  $\text{IET}_{\text{RS}}$  pode ser utilizado para classificar o reservatório em seis diferentes categorias (Tabela 1).

**Tabela 1.** Classificação do estado trófico dos reservatórios de acordo com o resultado do  $\text{IET}_{\text{RS}}$  (Índice de Estado Trófico para reservatórios subtropicais)

<b>Categoria</b>	<b>Concentração de clorofila-a (<math>\mu\text{g/L}</math>)</b>	<b>Concentração de fósforo total (<math>\mu\text{g/L}</math>)</b>	<b>Índice de Estado Trófico</b>
Ultraoligotrófico	$\leq 2,0$	$\leq 15,9$	$\leq 51,1$
Oligotrófico	2,1 – 3,9	16 – 23,8	51,2 – 53,1
Mesotrófico	4,0 – 10,0	23,9 – 36,7	53,2 – 55,7
Eutrófico	10,1 – 20,2	36,8 – 63,7	55,8 – 58,1
Supereutrófico	20,3 – 27,1	63,8 – 77,6	58,2 – 59
Hipereutrófico	$\geq 27,2$	$\geq 77,7$	$\geq 59,1$

Fonte: Adaptado de Cunha et al. (2013)

Além das variáveis que compõem o  $\text{IET}_{\text{RS}}$ , pode ser empregadas variáveis auxiliares na avaliação do estado trófico dos reservatórios, como pH, oxigênio dissolvido, nitrogênio total, sólidos suspensos (e suas frações orgânicas e inorgânicas), Pena et al, (2013), acrescentando variáveis como temperatura e o tempo de detenção hidráulica teórico (TDH), que pode ser estimado a partir da razão entre o volume de água no reservatório e a vazão afluente. Considerando a importância do processo de sedimentação em reservatórios, em função das

particularidades das condições de fluxo, a análise das características do sedimento também pode fornecer evidências importantes para a avaliação do seu grau de trofia (BUENO, 2008; LOPES, 2009).

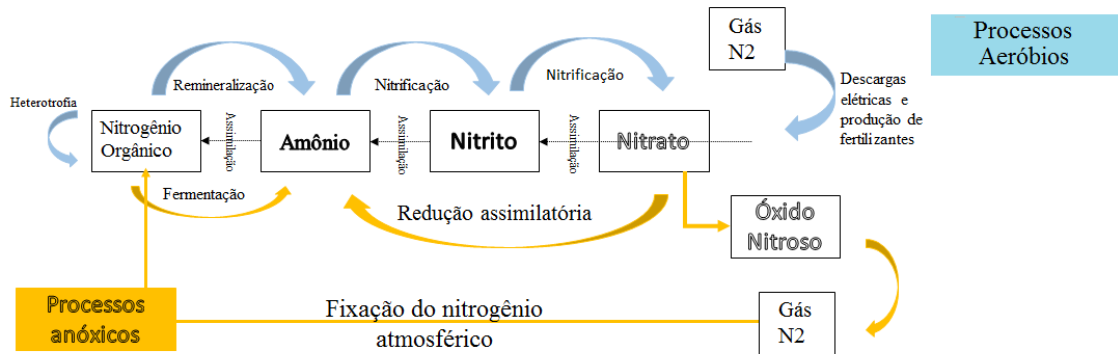
Os principais nutrientes relacionados à eutrofização são o nitrogênio e o fósforo. O nitrogênio é o nutriente mais abundante na natureza, sendo um importante elemento para o metabolismo biológico e a estrutura das moléculas, já que participa da composição de ácidos nucleicos, proteínas e polissacarídeos. O nitrogênio gasoso ( $N_2$ ) encontra-se em uma forma estável, necessitando ser transformado para ser assimilado pelos organismos (HOWARD; REES, 1996; PAERL; ZEHR, 2008). Nos reservatórios, o nitrogênio pode ser encontrado em formas orgânicas e inorgânicas (dissolvidas: amônio, nitrito e nitrato). O nitrogênio é encontrado nas águas nas formas de nitrogênio orgânico, amoniacal, sendo ambas formas de nitrogênio reduzidas e como nitrito e nitrato, que são formas oxidadas de nitrogênio. As etapas de degradação da matéria orgânica podem ser reconhecidas por meio da relação entre as formas de nitrogênio, em que as zonas de autodepuração natural apresentam nitrogênio orgânico na zona de degradação, amoniacal na zona de decomposição ativa, nitrito na zona de recuperação e nitrato na zona de águas limpas. Dessa forma ao se coletar uma amostra de água para verificação da poluição em um corpo d'água, caso as amostras apresentem formas reduzidas de nitrogênio é possível presumir que o foco poluidor está próximo, caso as formas predominantes sejam nitrito e nitrato, o foco poluidor provavelmente pode se encontrar mais distante (CETESB, 2008).

Atualmente, o nitrogênio amoniacal é considerado padrão de qualidade das águas naturais e padrão de emissão de efluentes, pois a amônia é tóxica para os peixes e provoca consumo de oxigênio dissolvido das águas naturais ao ser biologicamente oxidada. Devido a este motivo o nitrogênio amoniacal é utilizado na constituição de muitos índices de qualidade das águas.

A forma oxidada de nitrogênio mais perigosa é o nitrato, podendo causar uma doença chamada metahemoglobinemia infantil, letal para as crianças (o nitrato presente na corrente sanguínea reduz-se a nitrito e passa a competir com o oxigênio livre, tornando o sangue azul), sendo assim seu padrão de potabilidade é 10 mg/L, valor permitido pela portaria 2.914/11 do Ministério da Saúde.

Analisar as etapas do ciclo do nitrogênio (Figura 3) é de fundamental importância para entender a influência das atividades humanas sobre os processos naturais, como na eutrofização artificial dos corpos d'água, por exemplo (MARAFÃO, 2016). A conversão da amônia a nitrato

é um processo aeróbio, ao passo que a desnitrificação ocorre em condições anóxicas, gerando o nitrogênio gasoso, tal etapa que é responsável pela remoção do nitrogênio no reservatório (HARRISON et al, 2009).



**Figura 3.** Principais rotas do ciclo do nitrogênio, dividindo-se em processos que ocorrem em condições aeróbias e anóxicas. Fonte: Adaptado de Marafão (2016)

O fósforo, assim como o nitrogênio, é requerido em significativa quantidade pelas células nos processos biológicos. Sua presença em águas naturais tem como principal fonte os detergentes e matéria orgânica fecal, provenientes dos esgotos sanitários. No entanto, o fósforo também pode ser proveniente de efluentes industriais, como indústrias de fertilizantes, pesticidas, químicas em geral, conservas alimentícias, abatedouros, frigoríficos e laticínios (CETESB, 2008).

Outro fator importante nas análises de qualidade da água é a presença dos sólidos suspensos nos corpos d'água, além de sua fração orgânica ou inorgânica. Os sólidos são muitas vezes provenientes de carboidratos, polissacarídeos, peptídeos e matéria fecal. A presença em excesso nos corpos d'água pode causar o consumo de oxigênio dissolvido e aumento da turbidez, contribuindo para eutrofização devido à mineralização da matéria orgânica. Além disso, de acordo com Buzelli e Cunha-Santino (2013), pode afetar a comunidade aquática, alterando condições de luminosidade, dificultando assim a fotossíntese por organismos autotróficos, afetando desta forma organismos heterotróficos dependente do oxigênio produzido durante a fotossíntese.

O aumento da turbidez pode provocar uma diminuição nas taxas de fotossíntese da vegetação aquática e do fitoplâncton, que pode por sua vez reduzir a produtividade de peixes

devido a menor quantidade de biomassa. A turbidez afeta os usos doméstico, industrial e recreacional da água, além de aumentar significativamente seu custo devido à necessidade de um tratamento mais caro (VARGAS et al, 2015). A turbidez presente na Zona de Rio caracteriza um elevado fluxo de nutriente e uma reduzida produção primária, devido a quantidade de luz absorvida pela mesma. (SOARES et al, 2008).

A condutividade elétrica apesar de não estar determinada na Resolução CONAMA 357/2005 pode ser encontrada nos textos da CETESB, nos quais ocorre a descrição de que para valores acima de 100  $\mu\text{S}/\text{cm}$  existe a possibilidade de entrada de esgoto no ambiente em questão (BUZELLI e CUNHA-SANTINO, 2013).

Segundo Buzelli e Cunha-Santino (2013), a condutividade elétrica está diretamente relacionada à presença de íons, desta forma quanto maior a quantidade de íons dissolvidos no corpo d'água maior será sua condutividade elétrica, além de indiretamente depender dos valores de temperatura e pH. Segundo Cantu et al. (2016), valores elevados de condutividade elétrica podem promover a salinização do solo e comprometer áreas de cultivo por longos períodos.

Os valores de máximo e mínimo de temperatura no corpo d'água se encontram apenas em padrões de emissão (CONAMA 430/2011), tornando de extrema importância seu conhecimento para que se entendam alguns fenômenos químicos e físicos que ocorrem dentro dos reservatórios. De acordo com Buzelli e Cunha-Santino (2013), uma elevação na temperatura possui como consequência a intensificação da taxa de decomposição da matéria orgânica, gerando um aumento da demanda bioquímica de oxigênio, afetando também as liberações de nitrogênio e fósforo que são também intensificados pela lixiviação (processo de dissolução de frações hidrossolúveis que ocorre durante a decomposição).

A temperatura é inversamente proporcional a concentração de oxigênio dissolvido, fazendo com que em épocas de maior intensidade solar ocorra uma maior pressão no balanço tanto pela diminuição da solubilização dos gases quanto pela intensificação dos processos de estabilização da matéria orgânica que demandam oxigênio.

A temperatura, juntamente com a salinidade, influi determina a ocorrência da estratificação térmica, que surge quando as diferenças de temperatura geram camadas d'água com diferentes densidades, formando uma barreira física que impede a mistura entre elas. Em países como o Brasil, é comum a ocorrência de estratificação e desestratificação diárias ou a

ocorrência de uma estratificação no verão, primavera e outono e desestratificação no inverno. Tais camadas passam a possuir diferenças físicas, químicas e biológicas.

### **3.3 Testes ecotoxicológicos**

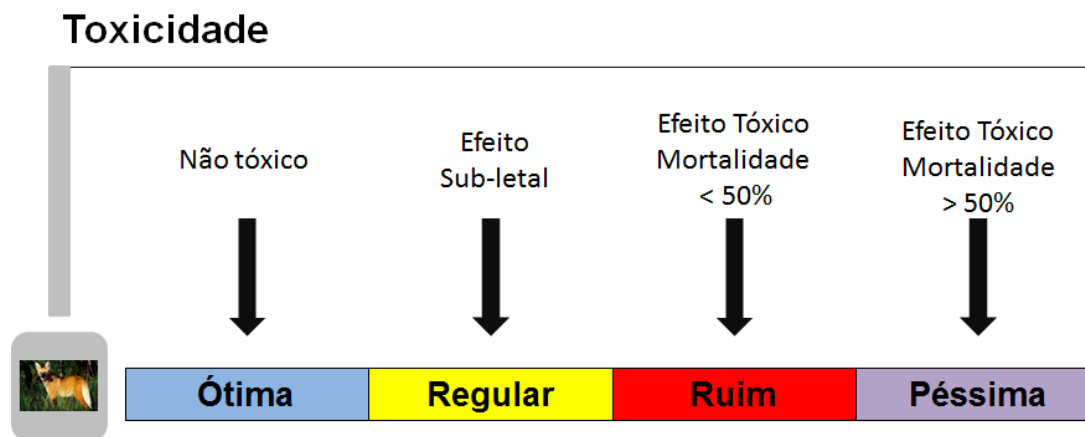
Segundo Londres (2011) o Brasil foi considerado no ano de 2008 o país com maior consumo de agrotóxicos no mundo, se mantendo desde então entre os maiores consumidores mundiais deste produto. A utilização de agrotóxicos na cultura brasileira visa ao aumento da qualidade e da produtividade, além de uma redução na mão de obra, no entanto sua difícil degradação tende a afetar de forma negativa a vida selvagem, a saúde humana e a qualidade do solo e da água (SILVA e FAY, 2004).

A grande dissipação sofrida pelos agrotóxicos no ambiente aliada aos processos de interação entre eles acaba por facilitar seu alcance, de maneira direta ou indireta, ao ar, a água, a biota e ao sedimento (SILVA, 2004). Mesmo com a existência de diversos dados toxicológicos a respeito dos fertilizantes que são obrigatórios para seu registro, ainda é encontrada pouca informação sobre o efeito dessas substâncias a saúde humana e seus possíveis impactos ao meio ambiente (SÍMPLICIO, 2015).

Desta forma, estudos sobre o sedimento acabam por ganhar importância na busca por conhecimento sobre o real impacto dos agrotóxicos. Para isso, podem ser realizados estudos sobre seu potencial de ecotoxicidade a partir dos testes ecotoxicológicos. Os sedimentos interferem diretamente na qualidade da água, pois acumulam ou liberam diversos compostos e substâncias para a água e, conseqüentemente, para a biota (BEVILACQUA, 2009). Outra questão a ser levantada provém de que para um melhor dimensionamento da problemática dos fertilizantes a entrada dos testes ecotoxicológicos passa a ser vantajosa já que estes se caracterizam a partir de bioensaios de baixo custo e rápida execução e trazem uma visão ambiental ao projeto (SÍMPLICIO, 2015).

Os testes ecotoxicológicos podem contribuir para delinear ações para recuperar, monitorar ou manter as características do reservatório avaliado. Tais testes são capazes de gerar conhecimento base para a formulação de dispositivos legais, normas, programas e diretrizes gerenciais que visam enfrentar questões de risco ecotoxicológico geradas, por exemplo, pelo lançamento de efluentes no ambiente (FERNICOLA et al, 2003) e vêm ganhando destaque, pois além de servirem para monitorar locais contaminados, são simples, de baixo custo e podem ser

realizados com diversas espécies, que incluem normalmente microcrustáceos e macroinvertebrados bentônicos. Assim, frequentemente são utilizados o anfípodo *Hyaella azteca*, diversas larvas de inseto, como *Chironomus xanthus*, além de microcrustáceos do gênero *Daphnia* (BERTON, 2014; BORGES, 2009; CHAUMOT et al, 2013). Segundo Fonseca e Rocha (2004), a espécie *Chironomus xanthus* está atualmente restrita ao Brasil e a Argentina, mas é facilmente mantida em laboratório, sendo encontrada na região de São Carlos. Os testes ecotoxicológicos são uma ferramenta para tornar a avaliação ambiental de sistemas aquáticos ainda mais robusta. Tais testes já são mencionados, inclusive, pela legislação ambiental brasileira, como nas Resoluções nº 357/2005 e nº 430/2011 do CONAMA (Conselho Nacional do Meio Ambiente). Pensando-se nos diferentes compartimentos longitudinais de um reservatório, análises ecotoxicológicas nessas diferentes regiões poderiam contribuir para a identificação de áreas que ofereçam maiores riscos à biodiversidade aquática e que estejam, eventualmente, mais suscetíveis aos sintomas da eutrofização artificial. Os resultados do teste são divididos em quatro classes, apresentadas na Figura 4 (CETESB, 2008).



**Figura 4:** Critério de Avaliação da qualidade dos sedimentos, adaptado CETESB (2008)

Os testes de ecotoxicidade podem ser classificados em agudos ou crônicos. Testes agudos são proporcionalmente mais curtos que o tempo de vida dos organismos testes, sendo utilizados para identificar uma capacidade tóxica na amostra que produza uma resposta como letalidade ou imobilidade do organismo. Os testes crônicos, por sua vez, são realizados para abranger praticamente todo ciclo do organismo, sendo utilizados para avaliar exposições prolongadas a doses sub-letais, que podem afetar funções biológicas do organismo (ESPINDOLA et al, 2008).

Estudos realizados no rio Monjolinho por Novelli (2005) mostraram a importância dos testes ecotoxicológicos com sedimento, pois os mesmos trouxeram uma avaliação da real condição do corpo d'água no período amostrado, no entanto outro ponto de destaque trazido por Campagna (2005) é que os organismos testados devem ser homogêneos e que os efeitos tóxicos não dependem unicamente do possível poluente, mas também das características físico-químicas do sedimento. Ainda segundo Zagatto (1999) é possível encontrar dois tipos de toxicidade nos sedimentos: Antagônica, na qual a mistura de poluentes apresenta menor toxicidade do que a esperada pela soma simples da toxicidade de cada composto ou Sinérgica, na qual a mistura de poluentes apresenta toxicidade maior do que aquela esperada pela simples soma da toxicidade de cada composto.

#### **4. MATERIAL E MÉTODOS**

##### **4.1 Área de estudo**

O reservatório do Lobo (SP) (Figura 5) ou Broa, como é conhecido popularmente, foi construído no ano de 1936, visando à produção de energia elétrica. Atualmente, além de função hidrelétrica, o reservatório é frequentemente utilizado para recreação, pesca esportiva, e por pesquisadores para realização de experimentos e atividades de amostragem, pois apresenta várias alterações nas suas condições originais que contribuem para o processo de eutrofização (RIVERA et al, 2014; DELELLO, 2008; VELLUDO, 2007; FREITAS, 2012; LUZIA, 2009; ARGENTON, 2004; MOTHEO, 2005).



**Figura 5.** Localização do Reservatório do Lobo (SP), dentro do Estado de São Paulo.

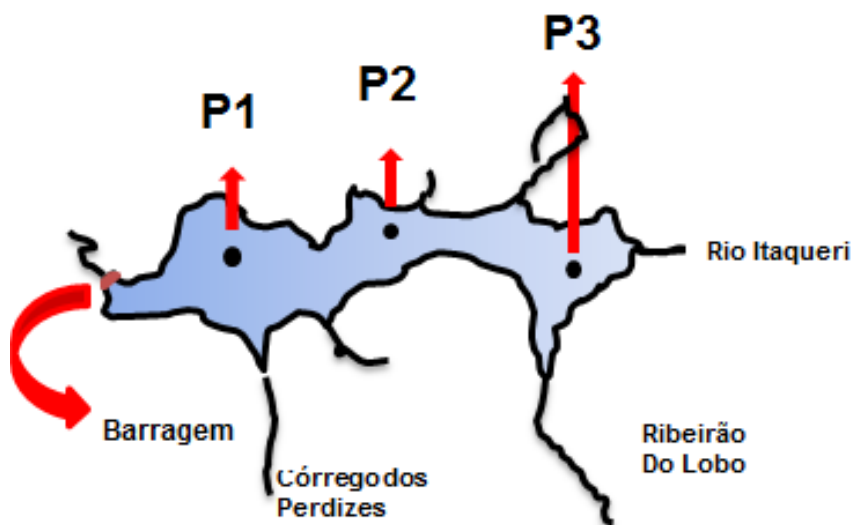
Localizado entre os municípios de Brotas e Itirapina, na sub-bacia do sub-sistema Tietê/Jacaré na região central do estado de São Paulo ( $22^{\circ}15' S$ ;  $47^{\circ}49' W$ ), e possuindo como principais afluentes rios de padrões dendríticos (ribeirão do Lobo, rio Itaqueri, córregos do Geraldo, das Perdizes, do Limoeiro e Água Branca), é um reservatório de dimensões relativamente pequenas, apresentando comprimento e largura máximos de 8 km e 2 km, respectivamente. Apresenta uma profundidade média de 3 m e máxima de 12 m, perímetro de 21 km e área superficial 6 km<sup>2</sup>, perfazendo um volume de 22.000.000 m<sup>3</sup> com tempo de retenção hidráulica de 20 a 40 dias (FREITAS, 2007).

O clima da região é influenciado pelas massas de ar equatoriais e tropicais, com períodos de maior seca e maior umidade, maio a outubro e novembro a abril. A vegetação original no entorno do reservatório era característica do bioma Cerrado. Atualmente, existem áreas de reflorestamento com *Pinus sp.*, além de agricultura temporária. A área do reservatório se encontra na APA (Área de Proteção Ambiental) de Corumbataí.

## 4.2 Levantamento de dados, atividades de campo e laboratório

Foram obtidos dados climatológicos (precipitação em mm, temperatura do ar em °C, velocidade dos ventos em km/h, e umidade relativa) por meio da estação climatológica da Universidade de São Paulo (USP) localizada no entorno imediato da barragem do reservatório do Lobo.

Foram realizadas seis coletas no reservatório, em Outubro de 2014, Janeiro, Abril, Julho e Outubro de 2015 e Maio de 2016. Foram amostrados três pontos no seu eixo longitudinal (Figura 6), Zona de Barragem, Zona de Transição e Zona de Rio. Esses pontos se situam nas diferentes zonas do reservatório, segundo o modelo de compartimentalização de Thornton et al. (1990).



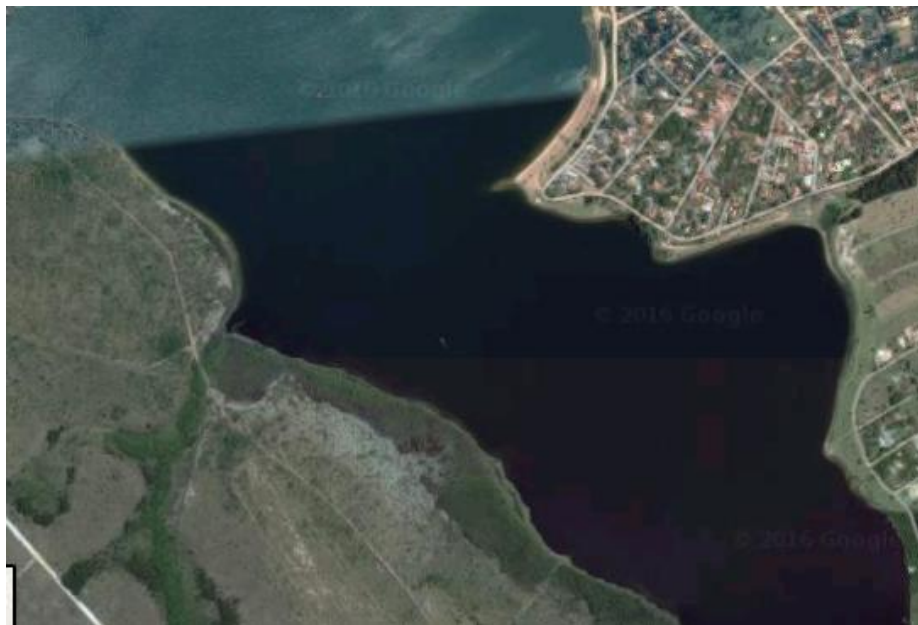
**Figura 6.** Pontos de coleta no Reservatório do Lobo (SP): Zona lacustre, Zona de transição e Zona de rio.

O ponto 1 (P1) localizado próximo a Zona de Barragem, como exemplifica a Figura 7, apresenta em seu torno algumas residências de um dos lados da margem e uma pequena plantação familiar na margem oposta, margem esta em que é feita a entrada da embarcação de coleta no reservatório, outro ponto de destaque desse ponto é que ele é isolado de praticamente de esportes aquáticos devido a proximidade com a barragem para evitar-se acidentes



**Figura 7:** Imagem aérea da Zona de Barragem do reservatório, local onde se localizado o ponto 1 (P1).

O ponto 2 (P2) localizado na Zona de Transição do reservatório, como exemplificado na Figura 8, possui em uma de suas margens casas pertencentes ao Broa Golf Resort e na margem oposta uma mata preservada. Nesta zona do reservatório é comum a prática de esportes aquáticas como passeios de lanche e jet ski.



**Figura 8:** Imagem aérea da Zona de Transição do reservatório, local onde se localizado o ponto 2 (P2).

O ponto 3 (P3) localizado na Zona de Rio do reservatório é cercado por mata, como exemplifica a Figura 9, sendo uma zona de aporte de material no reservatório devido a presença neste compartimento dos afluentes do reservatório.



**Figura 9:** Imagem aérea da Zona de Rio do reservatório, local onde se localiza o ponto 3 (P3).

Em cada um dos pontos de coleta, foram determinados perfis de temperatura ( $^{\circ}\text{C}$ ), oxigênio dissolvido ( $\text{mg/L}$ ), pH, condutividade, ( $\mu\text{S/cm}$ ) e potencial redox ( $\text{mV}$ ) com auxílio de sonda multiparamétrica Yellow Springer 556®. Amostras de água superficiais em cada um dos pontos foram coletadas com garrafa plástica. As amostras para determinação de nutrientes dissolvidos (fósforo total, ortofosfato, fosfato total dissolvido, nitrito e amônia em  $\mu\text{g/L}$ , nitrogênio total e nitrato em  $\text{mg/L}$ ) foram filtradas (membranas GF/C de  $0,45\ \mu\text{m}$ ), acondicionadas em frascos plásticos e congeladas para posterior análise no Laboratório BIOTACE (EESC/USP) seguindo os métodos de APHA (2012).

Os filtros para quantificação de sólidos suspensos totais ( $\text{mg/L}$ , APHA, 2012) e clorofila-a ( $\mu\text{g/L}$ , Nusch, 1980) foram armazenados em dessecador até a análise, também no Laboratório BIOTACE. As concentrações de fósforo total ( $\mu\text{g/L}$ ) e nitrogênio total ( $\text{mg/L}$ ) foram determinadas nas amostras não filtradas, de acordo com os protocolos descritos por APHA (2012). De posse das concentrações de fósforo total e clorofila-a, foi calculado o Índice de Estado Trófico para reservatórios subtropicais proposto por Cunha et al. (2013).

As amostras de sedimento foram coletadas com auxílio de draga Van Veen. Foram coletados cerca de 500g de amostra para realização de testes agudos e crônicos com *Chironomus xanthus*, cultivados com base nas recomendações de Fonseca e Rocha (2004). Esses testes foram realizados com as amostras coletadas nos meses de outubro de 2014, outubro de 2015 e maio de 2016.

Para o teste agudo, foi analisada a sobrevivência de larvas de 10 dias de idade de *Chironomus xanthus* (normalmente entre o 2º ou 3º ínstar) em testes com período de exposição de 96h. Foram utilizadas seis larvas, 60 gramas de sedimento e 0,2 L de água destilada em cada réplica, em um total de três réplicas em cada ponto de coleta. Os testes foram realizados em temperatura controlada ( $23^{\circ}\text{C} \pm 0,5$ ), e seguindo os cuidados sugeridos por Fonseca (1997).

O teste crônico, por sua vez, utilizou organismos em fase de vida ainda mais jovem (1º instar), com período de exposição de 10 dias (para avaliar o efeito do sedimento sobre a emergência dos insetos adultos). Tanto para os testes agudos como para os crônicos, foram utilizados controles com areia previamente lavada e seca em estufa e água destilada.

O cultivo dos organismos empregados, assim como os testes agudos e crônicos com as amostras de sedimento do reservatório do Lobo, foram realizados no laboratório coordenado pelo Prof. Dr. Juliano José Corbi (SHS/EESC/USP), parceiro deste projeto. A escolha da espécie *Chironomus xanthus* se justifica pela sua fácil obtenção e manuseio, além de ter sido alvo de testes ecotoxicológicos anteriores (e.g. DORNFELD, 2002; DORNFELD, 2006; FONSECA, 1997; PAMPLIN, 1999).

## **5. RESULTADOS E DISCUSSÃO**

### **5.1 Dados Climatológicos**

A presente pesquisa ocorreu durante os meses em que a Região Sudeste passou por uma crise hídrica histórica, nos anos de 2014 e 2015 (Soriano et al, 2016) e o início de sua recuperação em 2016. Esperava-se que chovesse na região de São Carlos um total de 1422,8 mm em um ano, segundo sua média histórica.

Na região do Reservatório do Lobo, os dados de precipitação (Tabela 2), deixaram este período de estiagem evidente. Durante os primeiros 13 meses de coleta, que abrangeram os anos de 2014 e 2015, choveu praticamente a mesma quantidade que nos últimos seis, os quais abrangeram o final do ano de 2015 e início de 2016.

**Tabela 2:** Dados climatológicos médios observados em ponto de monitoramento nas proximidades do reservatório do Lobo (SP)

Mês	Ano	Temperatura do ar (°C)			Velocidade do vento (km/h)			Precipitação (mm)	Umidade Relativa (%)
		Máx.	Min.	Média	0,5m	2,0m	10,0m		
Out	2014	31,9	15,9	23,6	3,3	5,9	9,6	38,5	54
Nov	2014	29,7	18,1	23,9	2,9	4,2	8,0	165,3	71
Dez	2014	29,9	18,3	24,1	3,4	4,2	8,3	252,7	74
Jan	2015	31,9	19,9	26,5	2,0	3,1	7,4	146,3	69
Fev	2015	30,2	18,6	24,4	2,2	2,6	6,9	228,2	79
Mar	2015	28,4	18,5	23,5	2,5	2,2	5,8	205,5	83
abr	2015	28,6	16,3	22,5	2,6	3,2	7,0	61,8	78
Mai	2015	24,7	14,0	19,4	2,2	2,7	6,8	98,9	81
Jun	2015	25,4	12,7	19,1	2,6	3,2	6,7	11,1	78
Jul	2015	25,0	13,0	19,0	1,9	2,9	6,5	51,8	81
Ago	2015	28,1	11,9	20,0	1,7	4,0	7,1	16,4	64

**Fonte:** Estação climatológica do Centro de Recursos Hídricos e Estudos Ambientais - Escola de Engenharia de São Carlos - Universidade de São Paulo

**Tabela 2 (continuação):** Dados climatológicos médios observados em ponto de monitoramento nas proximidades do reservatório do Lobo (SP)

Mês	Ano	Temperatura do ar (°C)			Velocidade do vento (km/h)			Precipitação (mm)	Umidade Relativa (%)
		Máx.	Min.	Média	0,5m	2,0m	10,0m		
Set	2015	29,8	15,8	22,8	2,0	4,0	7,6	172,4	75
Out	2015	31,4	18,0	24,7	2,8	4,9	8,7	53,6	73
Nov	2015	29,8	18,9	24,3	2,1	2,9	6,7	293,1	83
Dez	2015	29,9	20,1	25,0	2,1	3,2	6,6	223,6	82
Jan	2016	29,3	19,3	24,3	4,1	4,8	8,5	521,9	84
Fev	2016	30,8	19,9	25,4	1,8	3,1	6,4	153,0	83
Mar	2016	30,0	18,8	24,4	2,1	3,1	6,3	210,5	82
Abr	2016	30,0	16,5	23,3	1,1	2,8	5,8	11,4	73

**Fonte:** Estação climatológica do Centro de Recursos Hídricos e Estudos Ambientais - Escola de Engenharia de São Carlos - Universidade de São Paulo

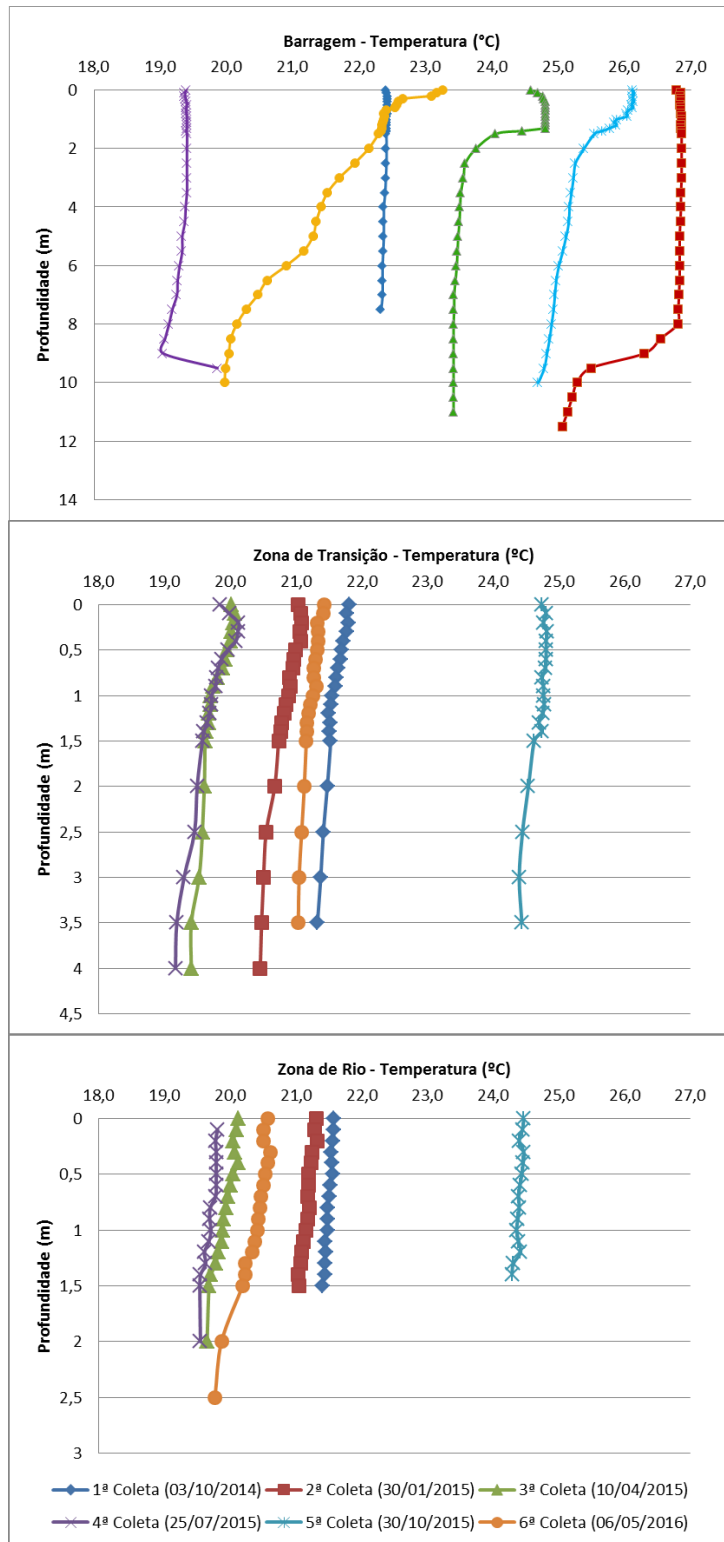
## 5.2 Dados da qualidade da água

### 5.2.1 Temperatura

As temperaturas ao longo da coluna d'água, apresentadas na Figura 10, mostraram maiores variações térmicas na Zona de Barragem, assim como Boyd (1984) observou seus estudos. Foi observado um gradiente de 3,28°C na coleta realizada em Maio de 2016, o que pode ter ocorrido devido ao menor fluxo de água nessa região (THORNTON et al, 1990). No entanto na coleta realizada em Outubro de 2014, não foi perceptível a ocorrência de uma estratificação térmica acentuada na Zona de Barragem, o que pode ser associado às maiores velocidades do vento nesse mês, como mostra a Tabela 2, gerando maior circulação e, conseqüentemente, maior homogeneização da coluna d'água. Isso também foi observado por Angelocci e Villa Nova (1995) e Gunkel et al. (2003) nos reservatórios de Piracicaba – SP e Tapacurá - PE, respectivamente.

As Zonas de Transição e de Rio, com maiores fluxos de água e com maiores influências de energias cinéticas (OGURA, 2015), apresentaram colunas d'água com estratificações térmicas pouco estáveis e, conseqüentemente, mais homogêneas (Figura 9). Tais zonas apresentaram temperaturas inferiores às encontradas na Zona de Barragem na mesma data, o que provavelmente ocorreu devido a maior circulação de água em suas colunas, o que acaba por dificultar o aquecimento do corpo d'água.

Estudos realizados por Cruz et al.(2015) na confluência do rio Bugres e Paraguai em Mato Grosso apresentaram valores de temperatura superiores, chegando a 33°C, aqueles encontrados no Lobo, vale ressaltar que ambos os locais são utilizados como lazer por pessoas que moram próximas a eles. O reservatório do Cajá, localizado no Rio Grande do Norte foi alvo dos estudos de Nascimento e Guedes (2016) e o mesmo apresentou valores de até 37°C em Dezembro de 2015, enquanto o reservatório do Lobo apresentou sua maior temperatura em Janeiro do mesmo ano, no entanto chegando a apenas 27°C.



**Figura 10:** Perfis de temperatura (°C) da Zona de Barragem, Transição e Rio do reservatório do Lobo (SP) em seis coletas entre os anos de 2014 e 2016

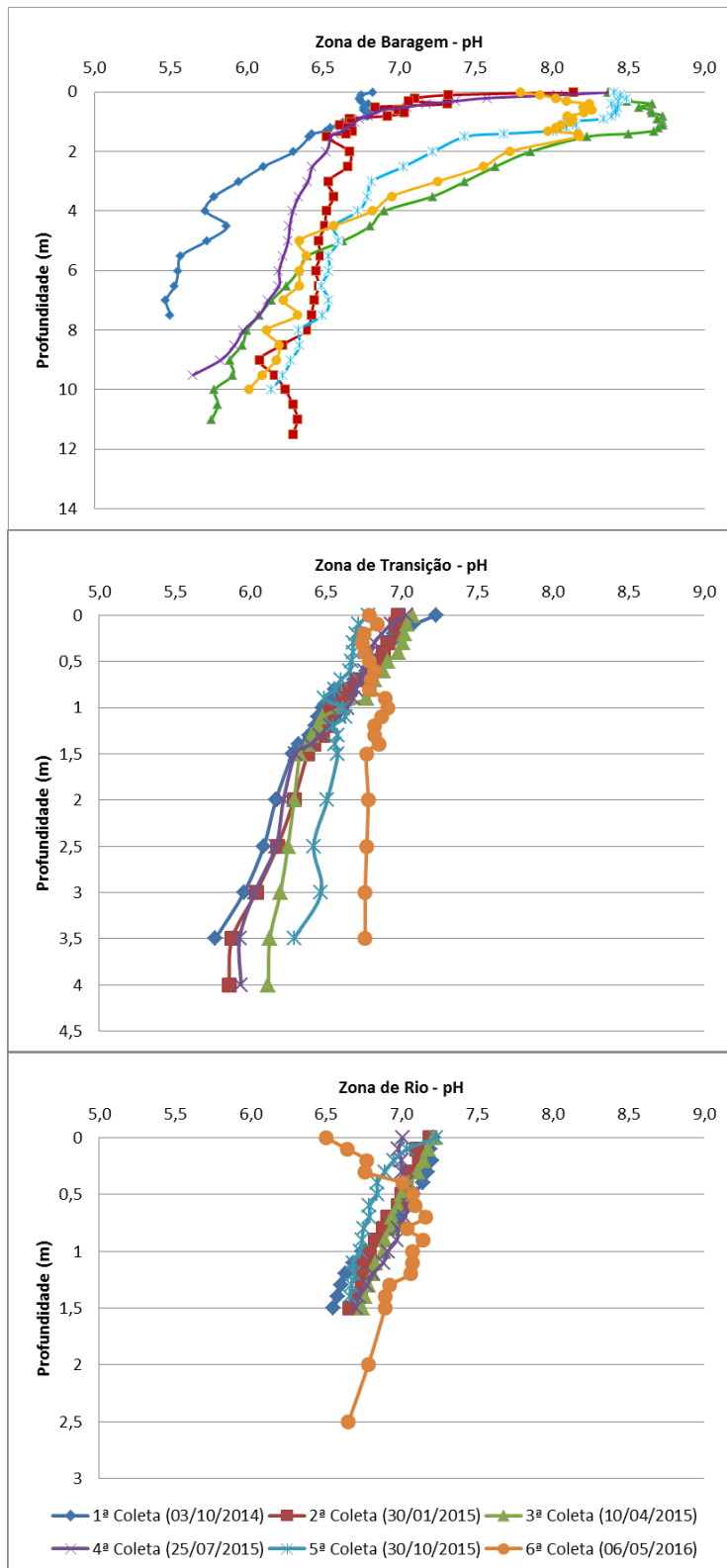
## 5.2.2 pH

Partindo de uma análise espacial da variação do pH no Reservatório do Lobo, ficou evidente, pela Figura 11, a presença, em profundidades parecidas, de valores maiores nas Zona de Barragem, indo ao encontro ao que descreve Soares et al. (2008) em seu trabalho, no qual ocorre um decréscimo no valor de pH a medida que nos afastamos da barragem.

As maiores variações temporais encontradas foram observadas na Zona de barragem, chegando a discrepâncias de 2,96 ao longo do perfil no mês Abril de 2015, no entanto diferentemente do que apresenta Casali (2014) em estudo no reservatório de Itupararanga no qual as maiores variações ocorreram em estações chuvosas e as menores em estações de seca, as maiores variações encontradas no reservatório do Lobo não ocorreram nas épocas mais chuvosas, como pode ser observado na Tabela 2.

Estudos realizados por Nascimento e Guedes (2016) no reservatório do Cajá (RN) apresentaram valores de pH de até 7,84 próximos a Zona de barragem, enquanto o reservatório do Lobo apresentou valores de até 8,73.

Assim como discutido por Silva (2016), alguns pontos do reservatório do Lobo apresentaram valores abaixo daqueles permitidos (6,0) pela resolução CONAMA 357/05, os possíveis motivos para a ocorrência deste evento podem provir do lançamento de esgoto nos afluentes do reservatório, o que gera a liberação de gás carbônico nos pontos de coleta (MAROTTA et al., 2008).



**Figura 11:** Perfis de pH da Zona de Barragem, Transição e Rio do reservatório do Lobo (SP) em seis coletas entre os anos de 2014 e 2016.

### 5.2.3 Condutividade

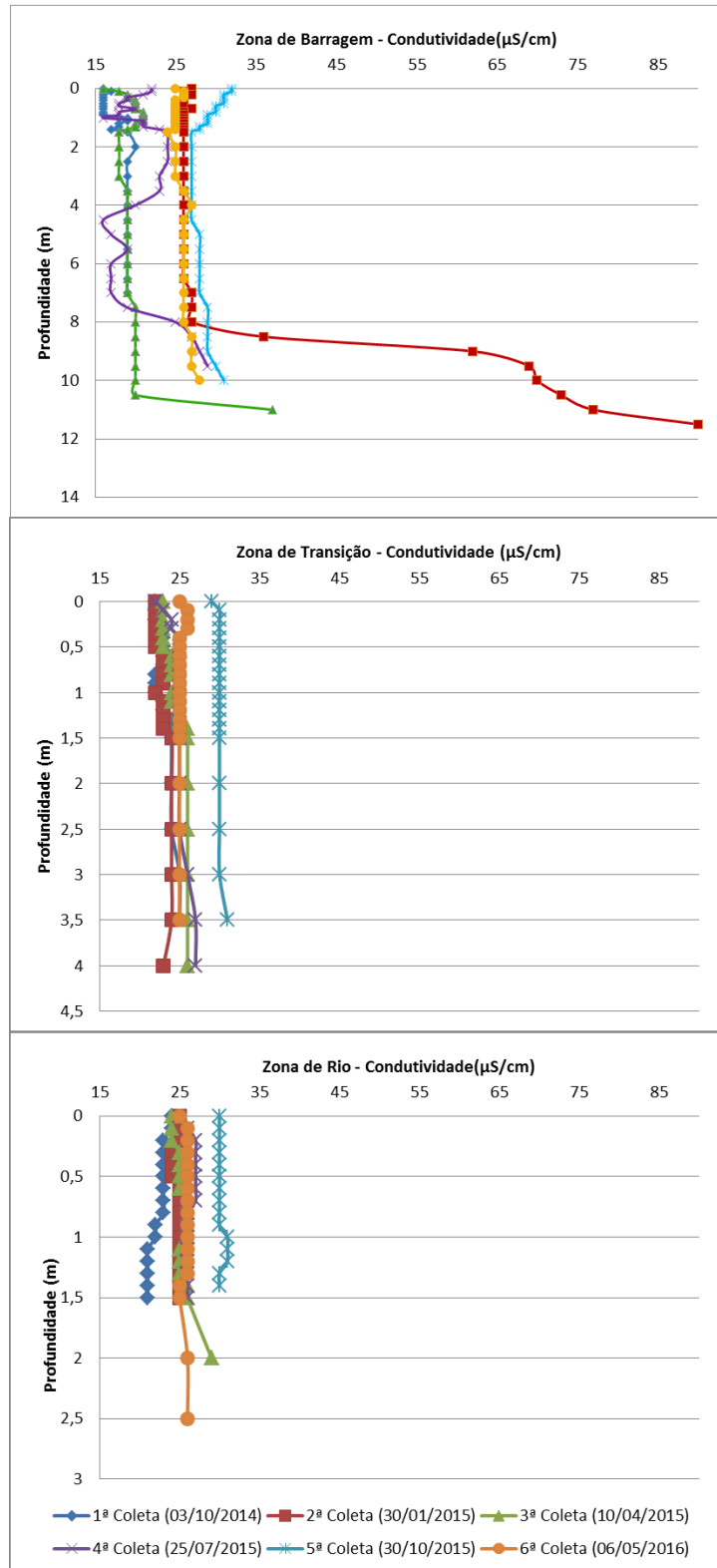
A Zona de Barragem apresentou o menor valor de condutividade, 16  $\mu\text{S}/\text{cm}$ , o qual ocorreu na 1ª e 3ª Coletas, dias 03 de Outubro de 2014 e 10 de Abril de 2015, respectivamente. O maior valor de condutividade encontrado no reservatório também foi aferido na Zona de Barragem na 2ª Coleta, no dia 30 de Janeiro de 2015, com valor de 90  $\mu\text{S}/\text{cm}$ .

Outro ponto de destaque nas Zonas de Barragem, Transição e de Rio foi a presença de valores mais homogêneos na Zona de Transição e na Zona de Rio (Figura 12) respectivamente, diferentemente da Zona de Barragem, em que os valores apresentaram menor estabilidade.

A homogeneidade apresentada nas Zonas de Transição e de Rio vai ao encontro com o apresentado por Silva et al. (2009) e Pinto Coelho et al. (2004), que descrevem uma pequena variação na coluna vertical da água em relação a esse parâmetro em seus trabalhos. Em contrapartida a Zona de Barragem apresentou variações que chegaram a 64  $\mu\text{S}/\text{cm}$ , na segunda coleta em Janeiro de 2015, período este que apresentou elevada precipitação (Tabela 2). No entanto Casali (2014) relatou variações ainda maiores no reservatório de Itupararanga, chegando a distorções de 101  $\mu\text{S}/\text{cm}$  nos períodos chuvosos.

Comparando o reservatório do Lobo com o reservatório hipereutrófico de Macela (SE), estudado por Sena et al. (2014), o Lobo apresentou valores até 10 vezes menores de condutividade, significando uma presença menor de íons dissolvidos em suas águas.

Por fim, as análises realizadas trazem em destaque um gradativo aumento na condutividade da Zona de Barragem a partir de 8,5 m principalmente na coleta realizada em Janeiro de 2015, com valores chegando a 90  $\mu\text{S}/\text{cm}$ , o que pode ser justificado por uma maior proximidade do sedimento.

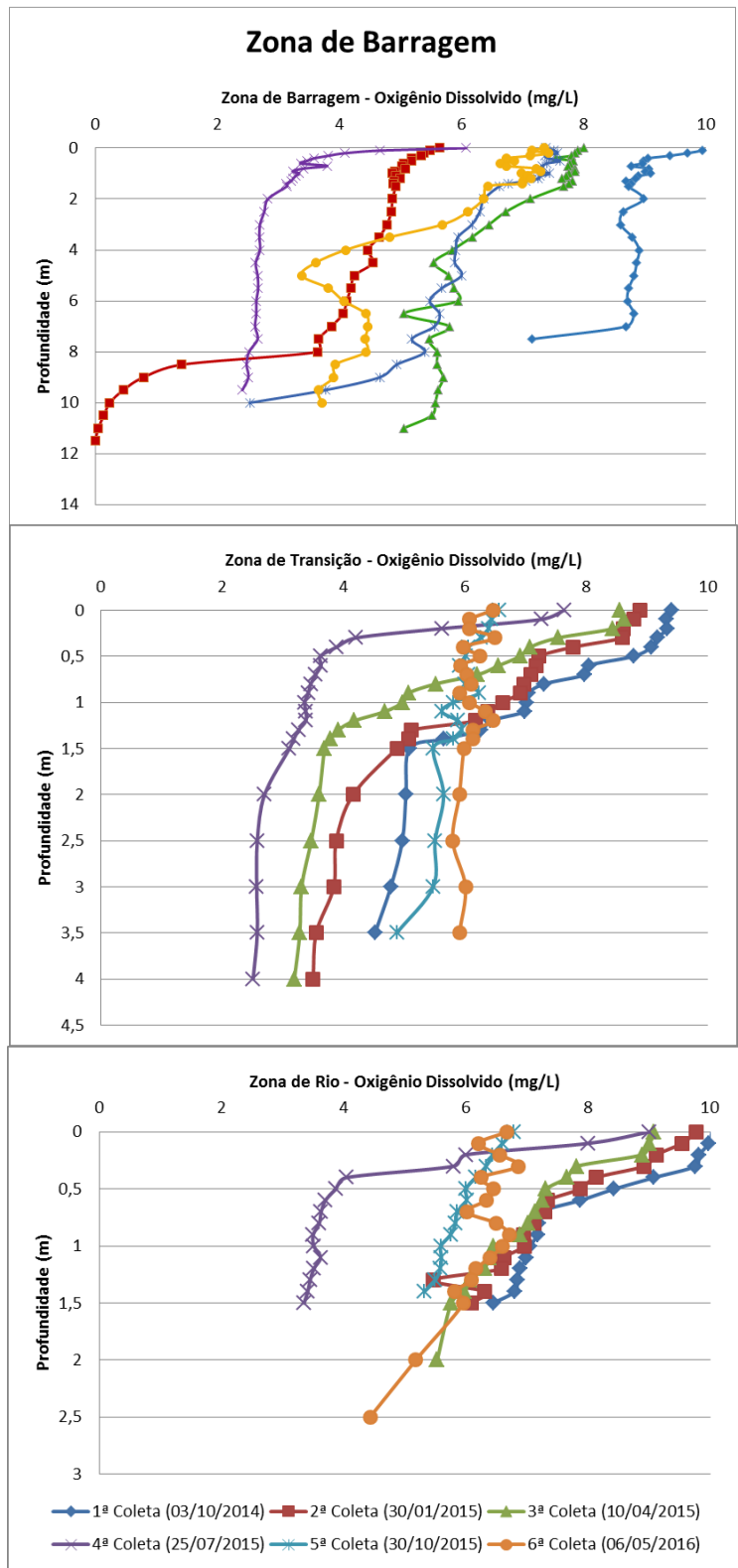


**Figura 12:** Perfis de Condutividade ( $\mu\text{S/cm}$ ) da Zona de Barragem, Transição e Rio do reservatório do Lobo (SP) em seis coletas entre os anos de 2014 e 2016.

#### **5.2.4 Oxigênio Dissolvido**

Diferentemente do que foi obtido por Casali (2014) no reservatório de Itapararanga (SP), as maiores concentrações de OD encontradas ocorreram no período de estiagem com valores chegando a 10,2 mg/L, como observado na Figura 13, enquanto os menores valores encontrados, chegando a condição de anaerobiose (0 mg/L), ocorreram no período chuvoso na Zona de Barragem. Dessa forma o Reservatório do Lobo pode ser comparado ao Reservatório da UHE de Peti (MG), estudado do Silva et al. (2009).

De acordo com Martins e Sperling (1997), a queda da concentração de oxigênio à medida que a profundidade do reservatório aumenta se deve ao crescente consumo na mineralização de detritos da biomassa algal morta que sedimenta. As maiores concentrações de oxigênio dissolvido encontradas no reservatório estão localizadas na Zona de Rio, o que ocorre devido a maior aeração da água proveniente de uma circulação mais intensificada da mesma.



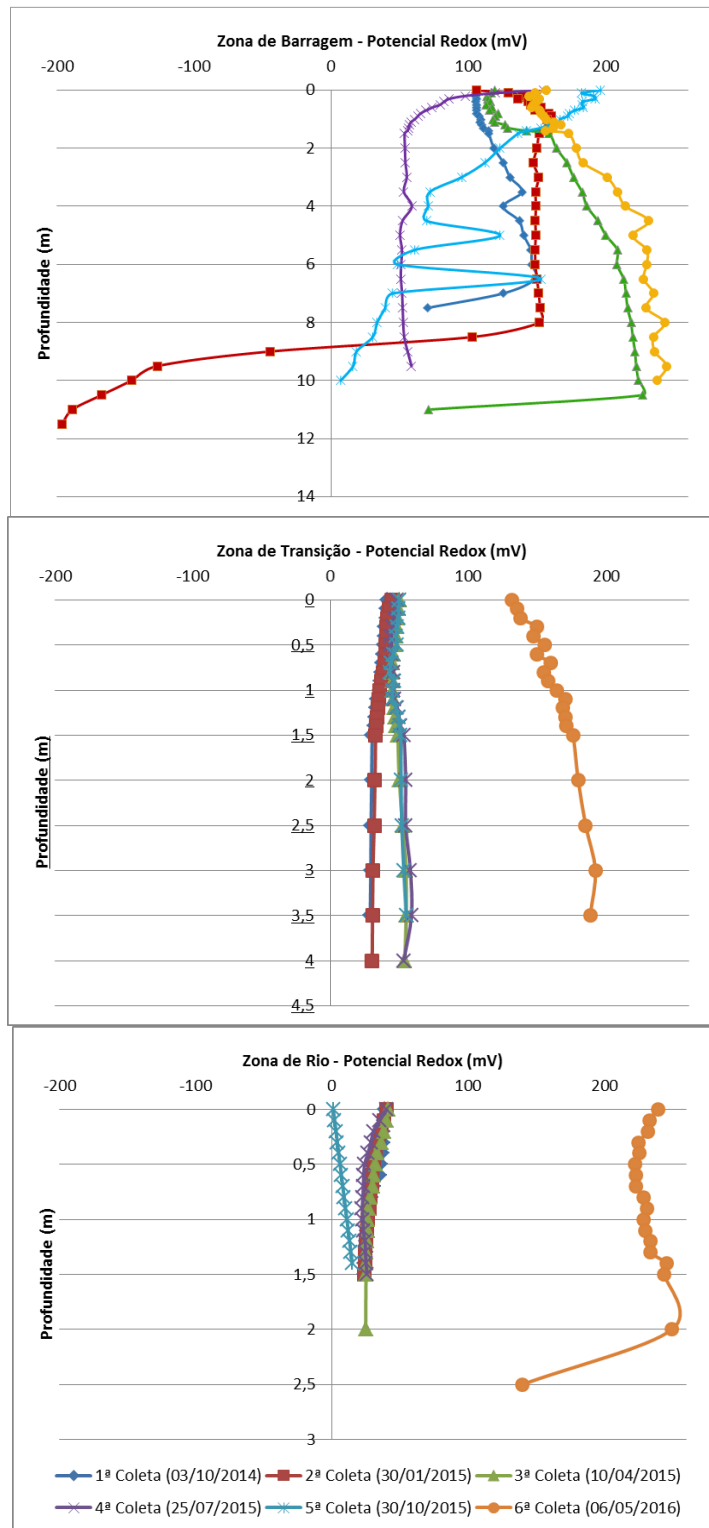
**Figura 13:** Perfis de Oxigênio Dissolvido (mg/L) da Zona de Barragem, Transição e Rio do reservatório do Lobo (SP) em seis coletas entre os anos de 2014 e 2016.

### 5.2.5 Potencial Redox

Durante as cinco primeiras coletas foi perceptível uma homogeneização nos valores de potencial redox obtidos nas Zonas de Transição e de Rio, conforme mostra a Figura 14. Diferentemente os valores encontrados na Zona de Barragem baixa estabilidade na coluna vertical, além de sempre estarem acima daqueles encontrados nos outros compartimentos do reservatório em valores elevados. Outro ponto que se destaca foi a presença de valores negativos na segunda coleta, o que segundo descreve Mariano (2006) pode representar uma mudança no meio aquoso com a alternância entre microrganismos aeróbios e microrganismos anaeróbios.

Outra questão de destaque foi o significativo aumento do potencial redox nas Zonas de Transição e de Rio encontrados na última coleta, o que pode indicar um aumento dos processos oxidativos na água (Reddinger e Reynolds, 1997) e uma melhora na qualidade do corpo hídrico.

Os resultados obtidos no reservatório do Lobo, principalmente nas Zonas de Rio e Transição apresentaram um valor médio inferior aqueles encontrados por Trindade (2016) no reservatório de Biritima-Mirim- SP, sejam eles próximos a nascentes ou próximos a matas ciliares.



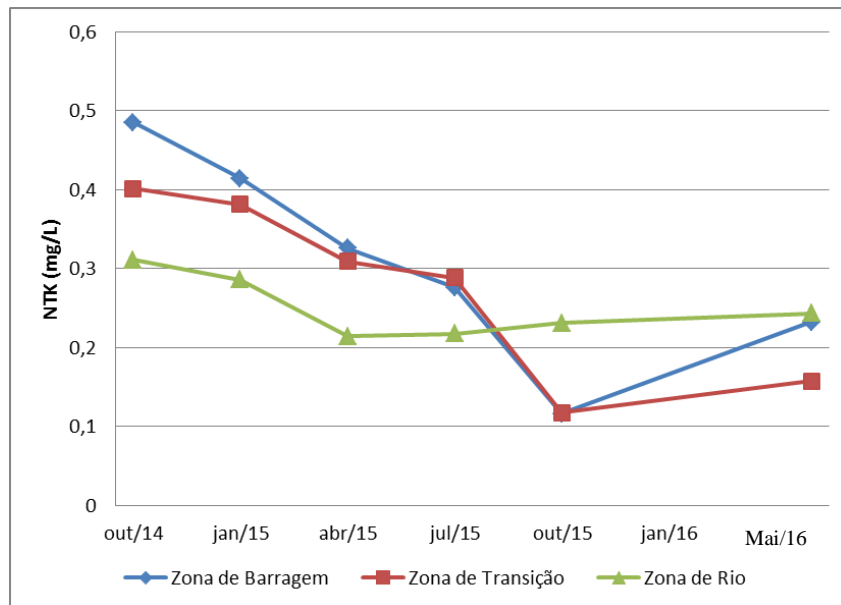
**Figura 14:** Perfis de Potencial Redox (mV) da Zona de Barragem, Transição e Rio do reservatório do Lobo (SP) em seis coletas entre os anos de 2014 e 2016.

### 5.3 Nutrientes e sólidos

#### 5.3.1 Formas de Nitrogênio

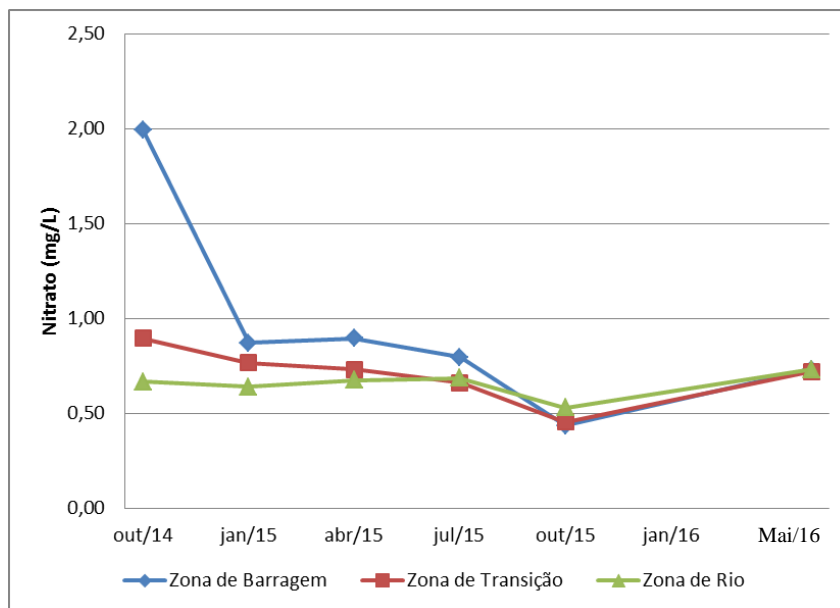
O NTK é constituído de nitrogênio orgânico e nitrogênio amoniacal. A presença de nitrogênio orgânico em concentrações mais elevadas pode indicar zonas de degradação de matéria orgânica, além de ser indicadora de eutrofização artificial. As maiores concentrações foram observadas na Zona de Barragem em Outubro de 2014, com máximo de 0,49 mg/L (Figura 15). Comparando estes resultados com os apresentados em outros reservatórios, as concentrações de NTK no Reservatório do Lobo foram baixas, já que no Reservatório de Rosana - SP as concentrações variaram de 0,52 a 0,74 mg/L (BORGES et al. 2007) e no Reservatório Pao-Cachiche (Venezuela), houve oscilações entre 1,07 e 4,3 mg/L (GONZÁLEZ et al. 2004).

Houve uma tendência de decréscimo nas concentrações ao longo do período de coletas (Figura 12), sem que houvesse um padrão entre épocas mais chuvosas ou secas, como detectou González et al. (2004) em um reservatório venezuelano.



**Figura 15:** Variação temporal da concentração de nitrogênio total (mg/L) no reservatório do Lobo (SP) em seis coletas entre os anos de 2014 e 2016

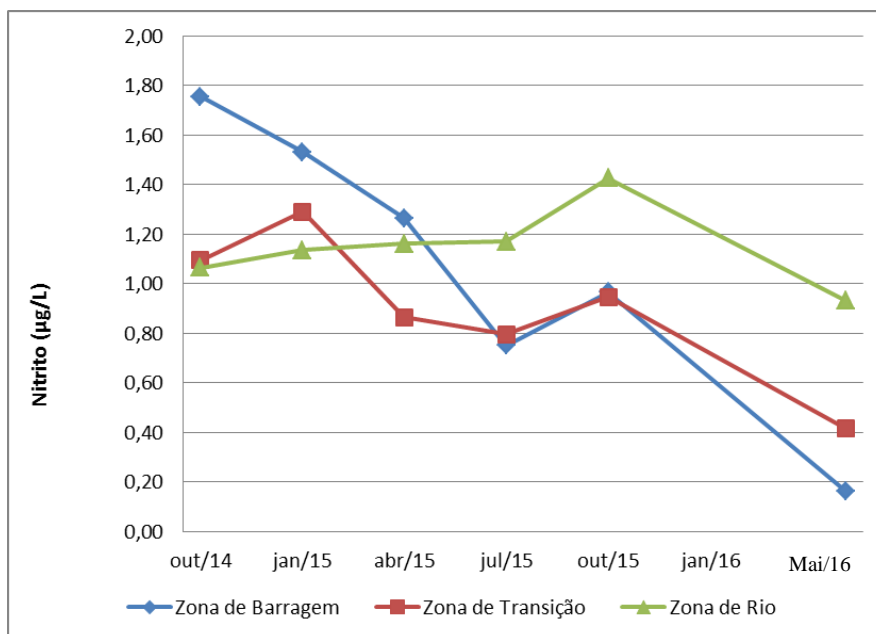
Com exceção da primeira coleta, na qual a concentração na Zona de Barragem chegou a 2 mg/L, todas as demais aferições de nitrato se mantiveram praticamente constantes, como mostra a Figura 16, tanto sazonal quanto espacialmente. No entanto os valores estão abaixo daqueles encontrados Borges et al. (2010) no Reservatório de Rosana e acima dos valores encontrados por Bottino (2011) no Reservatório de Itupararanga-SP.



**Figura 16:** Variação temporal da concentração de nitrato (mg/L) no reservatório do Lobo (SP) em seis coletas entre os anos de 2014 e 2016

Na Figura 17 observou-se inicialmente que as maiores concentrações de nitrito foram aferidas na Zona de Barragem, chegando a 1,76  $\mu\text{g/L}$  em Outubro de 2014. No entanto, com o passar das coletas as maiores concentrações passaram a ser observadas na Zona de Rio, alcançando 1,43  $\mu\text{g/L}$ . Na última coleta observou-se um decréscimo da concentração em todos os pontos de coleta, ou seja, menor presença dessa forma oxidada de nitrogênio.

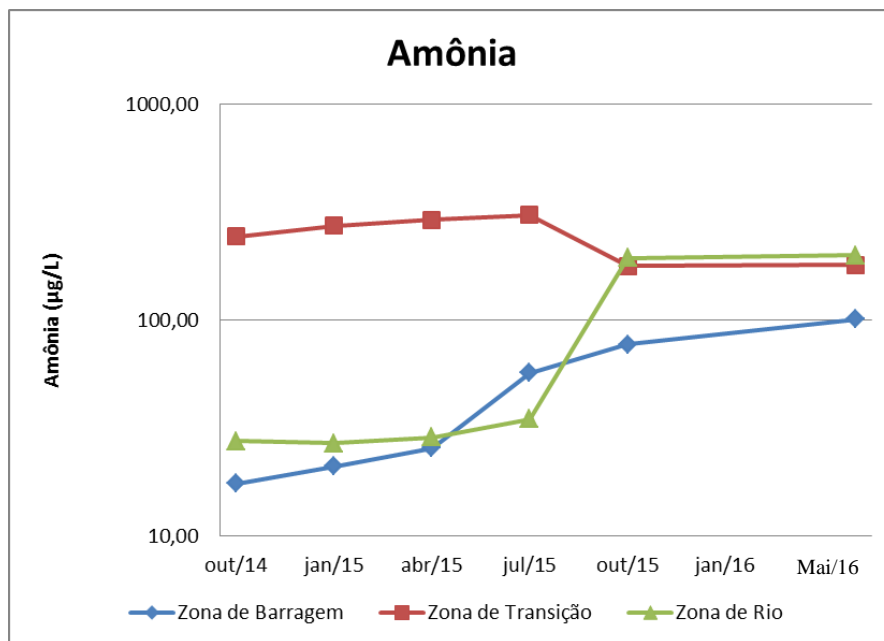
Comparando com outros reservatórios tropicais as concentrações de nitrito no reservatório estão bem abaixo daquelas encontradas por González et al. (2004), por Granado e Henry (2008) em Paranapanema (SP) e por Friesi et al. (2010) na Lagoa da Pampulha (MG).



**Figura 17:** Variação temporal da concentração de nitrito ( $\mu\text{g/L}$ ) no reservatório do Lobo (SP) em seis coletas entre os anos de 2014 e 2016

As maiores concentrações de amônia ocorreram durante as primeiras coletas na Zona de Transição (máximo de  $307 \mu\text{g/L}$ ), como pode ser observado na Figura 18, indicando que neste compartimento do reservatório deveria haver uma zona de decomposição ativa no período entre Outubro de 2014 e Outubro de 2015.

As menores concentrações de amônia no reservatório se comparadas às concentrações de nitrato (Figura 16) podem sugerir que o processo de nitrificação foi predominante no Reservatório do Lobo, durante o período de coletas, assim como Bottino (2011) observou no reservatório de Itupararanga (SP), amônia variou entre 0 e  $100 \text{ a } 307 \mu\text{g/L}$ . O aumento da concentração de amônia na Zona de Rio entre os meses de Julho de 2015 e Maio de 2016, pode ser advindo do aporte de material alóctone pelos rios que alimentam o reservatório.

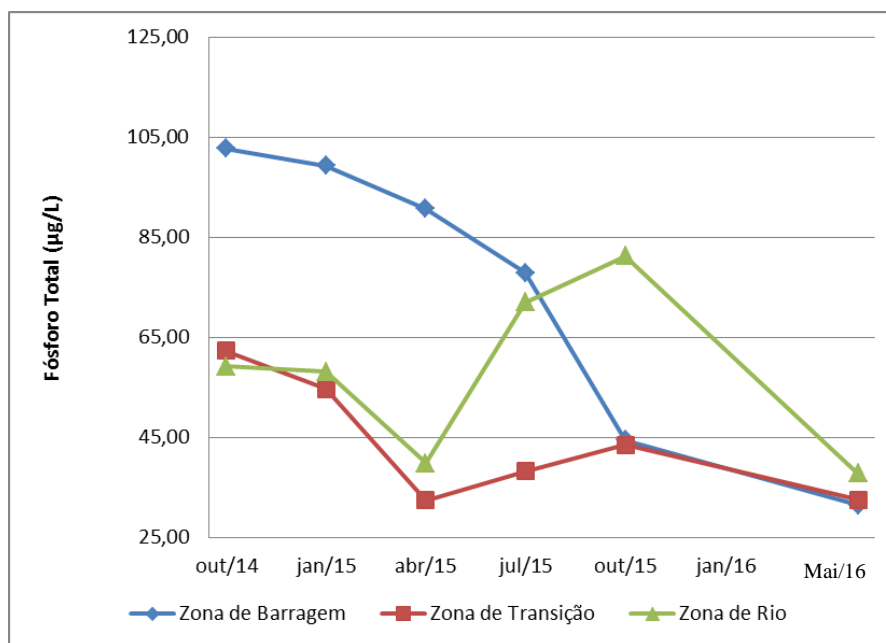


**Figura 18:** Variação temporal (em base logarítmica) da concentração de amônia ( $\mu\text{g/L}$ ) no reservatório do Lobo (SP) em seis coletas entre os anos de 2014 e 2016

### 5.3.2 Formas de Fósforo

É importante destacar a variação sazonal nas concentrações de fósforo total, como mostra a Figura 16, assim como observado por Bottino (2011) no Reservatório de Itupararanga (SP).

Outra questão de destaque foi o decréscimo da concentração, ao longo do período de coleta, na Zona de Barragem, enquanto as Zonas de Transição e de Rio apresentaram picos de concentração em épocas de estiagem. Em contrapartida o aumento da concentração de fósforo total na zona sob influência lótica do reservatório pode estar ligada a um processo de erosão nos rios que alimentam o mesmo, assim como descreveram Costa et al. (2008) em seus estudos no reservatório de Sobradinho (BA).

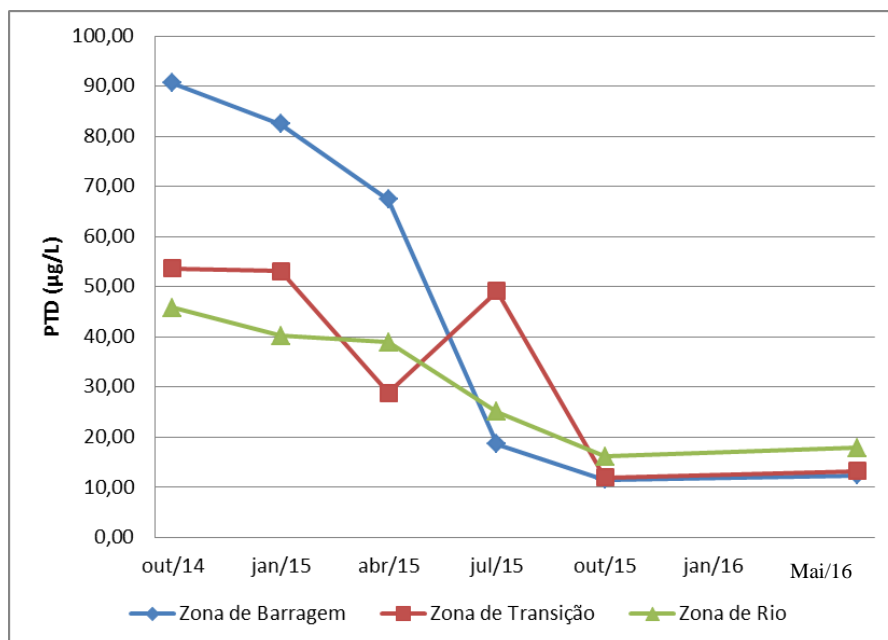


**Figura 19:** Variação temporal da concentração de fósforo total ( $\mu\text{g/L}$ ) no reservatório do Lobo (SP) em seis coletas entre os anos de 2014 e 2016

Observou-se inicialmente as maiores concentrações de fósforo total dissolvido na Zona de barragem, como mostra a Figura 20, concentrações que se apresentaram 15 vezes maiores do que aquelas encontradas por Toledo e Nicolella (2002) em Guaira – SP.

Nos meses de Julho e Outubro de 2015 enquanto as concentrações de fósforo total sofreram um aumento (Figura 19) as concentrações de fósforo total dissolvido se mantiveram praticamente constantes, chegando uma diferença de  $65 \mu\text{g/L}$  no mês de Outubro. De acordo com o que foi proposto por Costa et al. (2008) esse aumento na presença de fósforo total em suspensão, principalmente na Zona de Rio, pode ser proveniente de maiores erosões no leito dos rios que alimentam o reservatório do Lobo, ou seja, o fósforo pode estar associado diretamente ao material particulado que aporta ao reservatório.

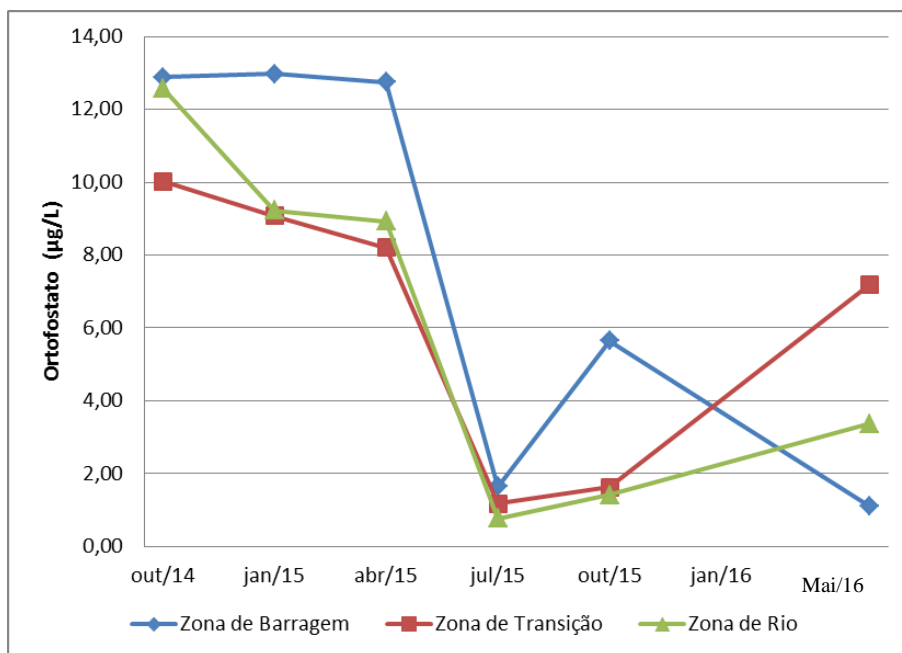
O reservatório de Botafogo – PE, estudado por Lira et al (2007), apresentou concentrações de fósforo total dissolvido praticamente duas vezes maiores do que aqueles encontrados no reservatório do Lobo.



**Figura 20:** Variação temporal da concentração de fosfato total dissolvido ( $\mu\text{g/L}$ ) no reservatório do Lobo (SP) em seis coletas entre os anos de 2014 e 2016

As maiores concentrações de ortofosfato foram observadas na Zona de Barragem, como mostra a Figura 21, sistema lântico, o que permite a comparação com os estudos realizados por Lopes (2007) nos reservatórios do Parque Estadual das Fontes do Ipiranga, os quais apresentam em todas as coletas concentrações médias superiores aos encontrados no Lobo.

A literatura evidencia que para concentrações abaixo de  $10 \mu\text{g/L}$  os métodos de detecção do ortofosfato são menos precisos, todavia tais concentrações foram encontradas por Bottino (2011), Mariani et al (2006), Gikas et al (2009) e Friese et al (2010) em seus respectivos trabalhos. Segundo Raffo et al (2006), no entanto, tais concentrações são justificadas, em reservatórios tropicais, pelas altas temperaturas que acabam por acelerar o processo de degradação do ortofosfato no corpo d'água.



**Figura 21:** Perfis de concentração de ortofosfato ( $\mu\text{g/L}$ ) do reservatório do Lobo (SP) em seis coletas entre os anos de 2014 e 2016

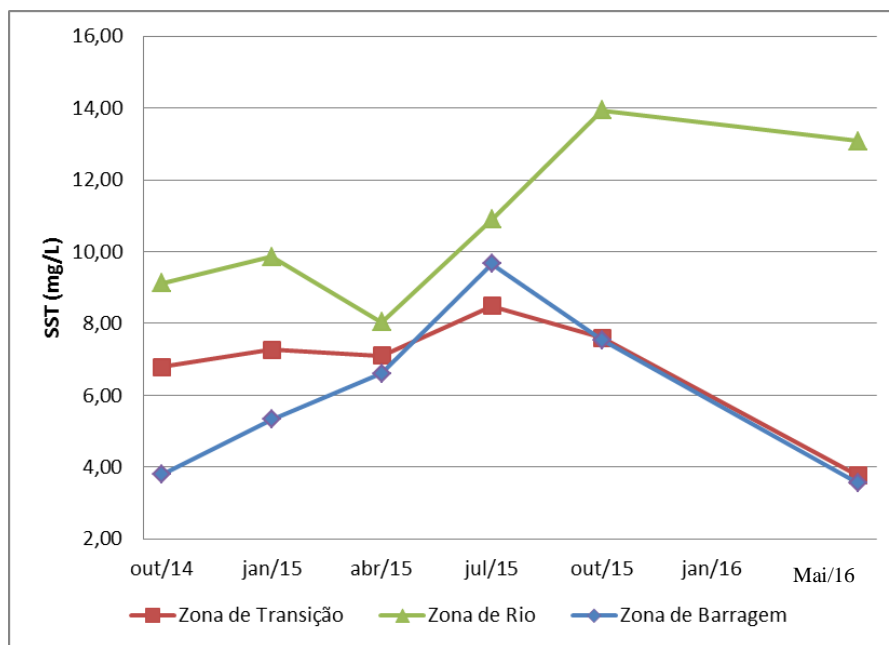
### 5.3.3 Sólidos Suspensos

As maiores concentrações de sólidos foram encontradas na Zona de Rio, como mostra a Figura 22, o que se deve ao fato de neste compartimento a água possuir maior velocidade e consequentemente ressuspender o material no fundo.

As concentrações de sólidos suspensos sofreram um aumento no mês de Julho de 2015, mesmo período em que as concentrações de fósforo total apresentaram elevações, de tal forma a tese proposta por Costa et al (2008) ressurge evidenciando a existência de uma possível erosão nos afluentes do reservatório.

Indo ao encontro do que foi proposto por Cabral e Do Santos (2016), em estudos nos reservatórios da UHE de Caçu e Barra dos Coqueiros (GO), as maiores concentrações de sólidos se apresentaram na Zona de Rio, sendo o local de maiores concentrações em todas as coletas realizadas.

Os valores encontrados no Reservatório do Lobo foram próximos com aqueles encontrados por Bottino (2011) no reservatório de Itupararanga, e por Cabral e Do Santos (2016) em seus reservatórios de estudo.

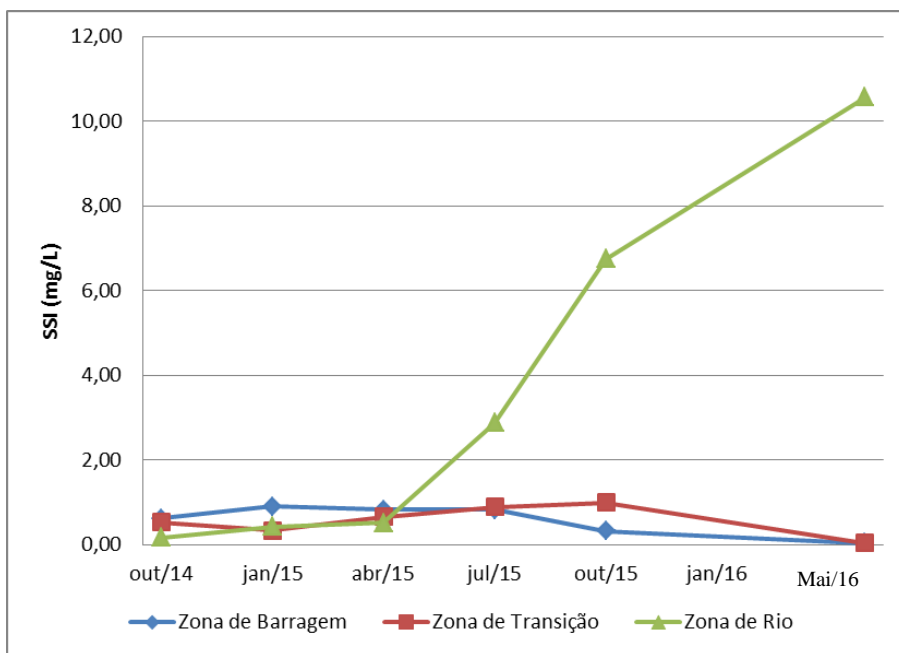


**Figura 22:** Perfis de concentração de sólidos suspensos totais (mg/L) do reservatório do Lobo (SP) em seis coletas entre os anos de 2014 e 2016

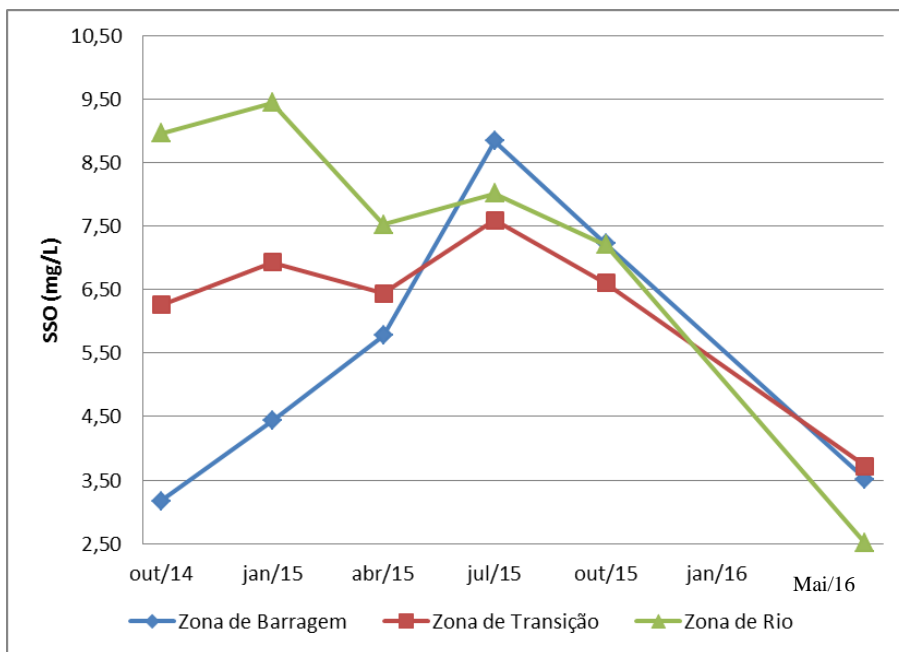
As concentrações de sólidos suspensos inorgânicos e orgânicos na Zona de Rio do reservatório realizaram um caminho opostos ao longo das seis coletas realizadas, como é mostrado nas Figuras 23 e 24. Foi possível observar uma maior presença de sólidos orgânicos nos períodos mais chuvosos, oposto do que descreve Xu et al. (2009) e Padovesi-Fonseca, Philomeno e Andreoni-Batista (2009) em seus trabalhos em um reservatório chinês e no reservatório de Paranoá, respectivamente. A presença de maiores concentrações de sólidos orgânicos indica maior quantidade de organismos das comunidades fitoplanctônicas e zooplanctônicas na água (XU et al. 2009), enquanto a presença de sólidos inorgânicos indica a presença de nutrientes químicos na água.

O aumento da concentração de Sólidos inorgânicos na Zona de Rio em Outubro de 2015, com valores chegando a 6,74 mg/L e aumentando para 10,5 mg/L na última coleta contribui para a hipótese de que ocorreu um aumento na erosão no leito dos rios afluentes do reservatórios.

Em julho de 2015 as concentrações de sólidos orgânicos na Zona de Barragem passaram a ser as mais altas encontradas, chegando a 8,84 mg/L, o que pode indicar uma maior densidade de comunidades fitoplanctônicas e zooplanctônicas nesta zona do reservatório (GOMES, 2016).



**Figura 23:** Perfis de concentração de sólidos suspensos inorgânicos (mg/L) do reservatório do Lobo (SP) em seis coletas entre os anos de 2014 e 2016



**Figura 24:** Perfis de concentração de sólidos suspensos orgânicos (mg/L) do reservatório do Lobo (SP) em seis coletas entre os anos de 2014 e 2016

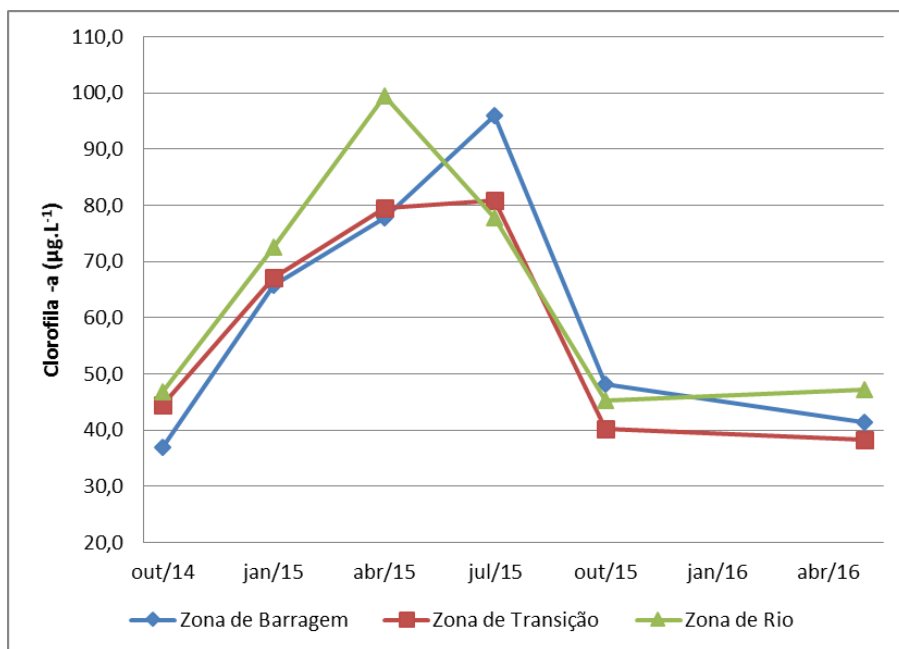
#### 5.4 Clorofila-a e estado trófico

Na Figura 25, observou-se que as concentrações de clorofila-a, que aumentaram entre Outubro de 2014 e Julho de 2015, decaíram entre a 4<sup>a</sup> e 5<sup>a</sup> coleta em todas as zonas do reservatório. As concentrações que chegaram a 95,9 µg/L na Zona de Rio em Abril de 2015 e a 80,8 µg/L e 77,8 µg/L nas Zonas de Transição e de Barragem, respectivamente, em Julho de 2015, passaram a 48,2 µg/L, 40,3 µg/L e 45,3 µg/L, nas Zonas de Transição, de Rio e de Barragem em Outubro de 2015, se mantendo praticamente constante na última coleta.

Foi possível destacar também a homogeneidade espacial da clorofila-a, já que apenas nos meses de Abril e Julho de 2015 houve uma diferença maior para as Zonas de Rio e Barragem, respectivamente. Tal fato contradiz o modelo de Thornton, na qual se esperam maiores concentrações de clorofila na Zona de Barragem.

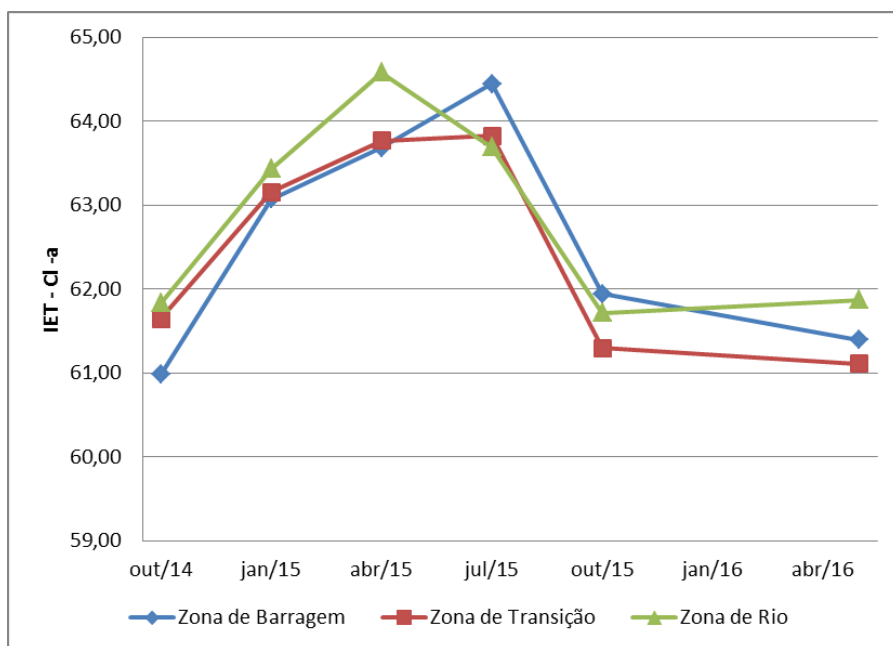
A concentração esteve acima do estabelecido pela legislação, pois segundo a Resolução CONAMA 357/2005 para que o corpo hídrico se enquadre na Classe 1 e 2 os valores máximos permitidos são de 10 µg/L e 30 µg/L, respectivamente. Comparando os resultados com os obtidos por Nogueira et al. (2015) no reservatório da UHE da Foz do Rio do Claro, na mesma época do ano, o Reservatório do Lobo apresentou valores superiores.

Outro ponto que mereceu destaque foi que os meses em que a concentração de clorofila – a sofreu um acréscimo são os mesmos meses em que ocorreu a escassez hídrica no estado de São Paulo, conseqüentemente ocorreu um aumento no tempo de detenção hidráulica do reservatório contribuindo diretamente para o aumento da concentração de clorofila-a

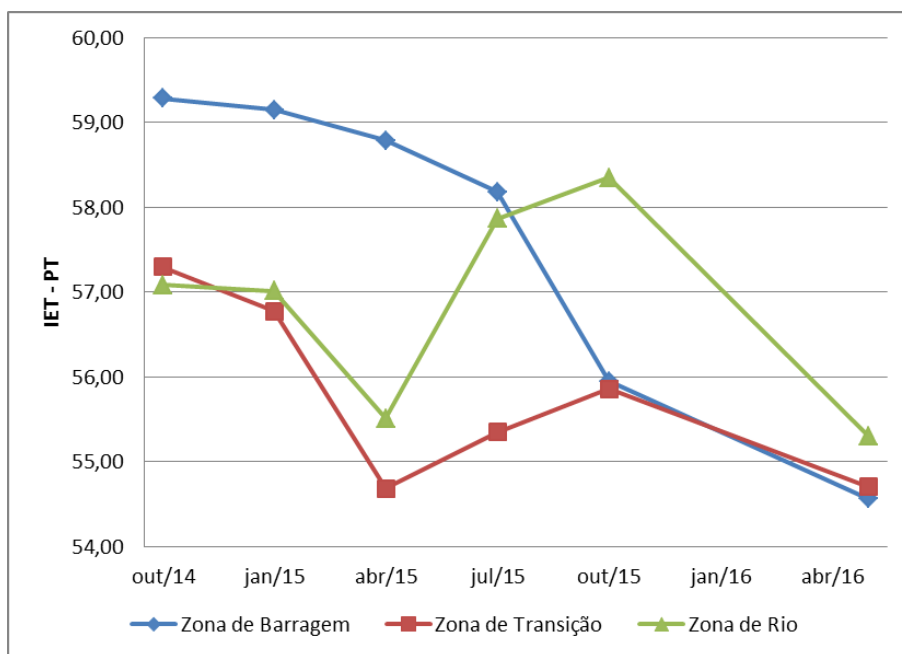


**Figura 25:** Perfis de concentração de clorofila-a (µg/L) do reservatório do Lobo (SP) em seis coletas entre os anos de 2014 e 2016

Nas Figuras 26 e 27 foram demonstrados os dados obtidos a partir das Equações 1 e 2, que juntamente com a Equação 3 ajudaram a calcular o Índice de Estado Trófico (Figura 25).



**Figura 26:** Perfis de índice de estado trófico (CL-a) do reservatório do Lobo (SP) em seis coletas entre os anos de 2014 e 2016



**Figura 27:** Perfis de índice de estado trófico (PT) do reservatório do Lobo (SP) em seis coletas entre os anos de 2014 e 2016

A Tabela 3 apresenta o Índice de Estado Trófico ao longo das 6 coletas, no qual foi possível observar que os valores encontrados não apresentaram variações temporais significativas.

A partir dos critérios apresentados na Tabela 1 foi possível constatar que ao longo das quatro primeiras coletas todas as zonas do reservatório do Lobo apresentaram estado hipereutrófico, com destaque para os valores obtidos na Zona de Barragem que foram maiores se comparados a Zona de Transição e de Rio. Na 4ª Coleta foi constatada uma leve melhora no estado de trófico das Zonas de Barragem e de Transição, tal melhora que prossegue na última coleta realizada, fazendo com essas zonas atinjam o estado eutrófico, enquanto a Zona de Rio passa a apresentar um estado supereutrófico.

Resultados observados por Viana et al. (2016) no reservatório Argemiro de Figueiredo, localizado no semiárido brasileiro, apresentou em seus períodos mais críticos índice eutrófico, diferentemente do reservatório do Lobo que apresentou em seus períodos mais positivos índices eutróficos

Ribeiro Filho et al, (2013) em pesquisa realizada no reservatório de Itaipu, observaram que os resultados do índice de estado trófico mostraram que a Zona de Rio e a Zona de Transição apresentaram um grau trófico mais elevado o que pode ser relacionado com o maior aporte de nutrientes (poluição difusa). No entanto, o reservatório do Lobo apresentou variações ao longo do período de estudos, o que pode significar a entrada de nutrientes no meio do reservatório devido a presença das residências em seu entorno.

O fato da Zona de Rio apresentar valores de IET maiores contraria o trabalho proposto por Thornton et al, (1990), na qual a zona mais eutrófica do reservatório é a Zona de Barragem, no entanto, no Reservatório do Lobo, este fato pode decorrer da concentração de fósforo que é maior neste compartimento, muito provavelmente, em função da contribuição dos afluentes do reservatório.

Os índices encontrados no Reservatório do Lobo (Tabela 3) podem indicar, assim como cita Gomes (2015), em seu trabalho na represa Billings, que o reservatório tende a possuir um leve avanço em sua recuperação ao longo de seu eixo longitudinal, já que nas últimas duas coletas realizadas os índices na Zona de Rio apresentaram-se maiores do que aqueles encontrados mais a jusante do reservatório.

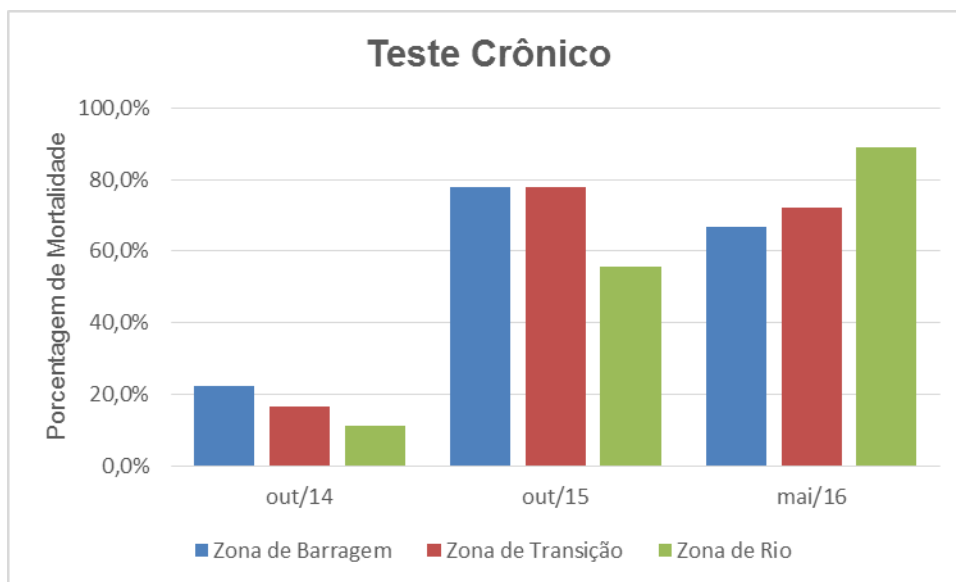
**Tabela 3.** Valores do Índice de Estado trófico para Reservatório do Lobo (SP)

<b>Índice de Estado Trófico</b>						
<b>Zona de Barragem</b>	Out/14	Jan/15	Abr/15	Jul/15	Out/15	Mai/16
	60,1	61,1	61,2	61,3	58,9	58,0
<b>Zona de Transição</b>	Out/14	Jan/15	Abr/15	Jul/15	Out/15	Mai/16
	59,5	60,0	59,2	59,6	58,6	57,9
<b>Zona de Rio</b>	Out/14	Jan/15	Abr/15	Jul/15	Out/15	Mai/16
	59,5	60,2	60,0	60,8	60,0	58,6
<b>Legenda</b>						
Ultraoligotrófico	Oligotrófico	Mesotrófico	Eutrófico	Supereutrófico	Hipereutrófico	

### 5.5 Testes ecotoxicológicos

Como observado na Figura 28, para os testes crônicos, houve uma piora da qualidade do sedimento ao longo do período de estudos. Inicialmente, na coleta de outubro de 2014, as taxas de mortalidade chegaram a apenas 20%, o que não representa um efeito de toxicidade no sedimento (Figura 4). Entretanto, a partir da segunda coleta, todos os pontos passaram a apresentar níveis de toxicidade maiores que 50%, o que indica a presença de toxicidade e nível de qualidade do sedimento péssimo, principalmente na Zona de Rio.

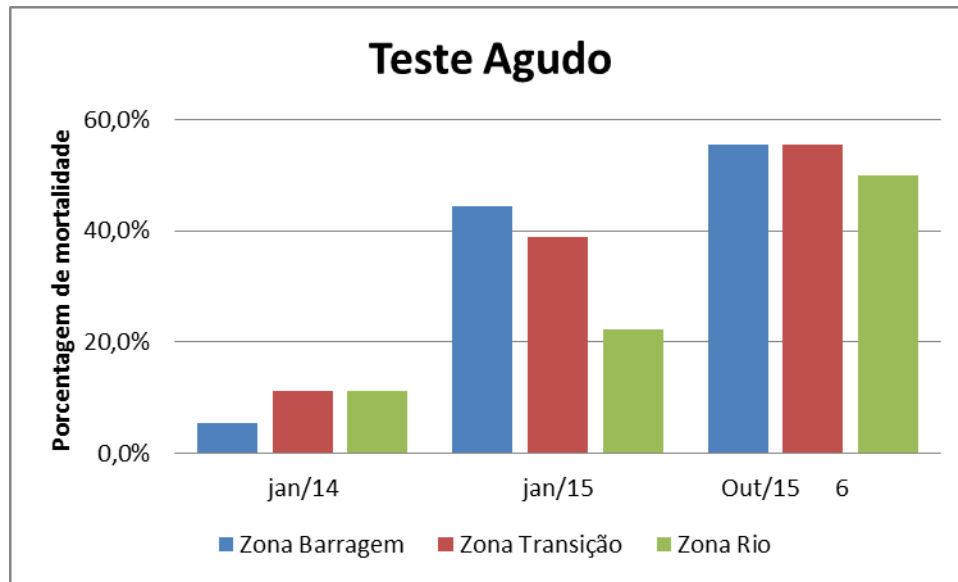
Os testes realizados por Pompêo et al, (2013) no reservatório de Guarapiranga – SP com o organismo *Chironomus xanthus*, não apresentou nenhum efeito de toxicidade, diferentemente daqueles encontrados no reservatório do Lobo, os quais chegaram a apresentar toxicidade em níveis péssimos.



**Figura 28:** Taxa de mortalidade em testes crônicos do organismo *Chironomus xanthus* no reservatório do Lobo (SP) em três coletas entre os anos de 2014 e 2016

Como observado na Figura 29, para os testes agudos, também foi perceptível uma degradação na qualidade do sedimento encontrado no reservatório do Lobo. No entanto apenas na última coleta realizada a taxa de mortalidade apresentou níveis péssimos, ou seja, mortalidades superiores a 50 %, em duas das três zonas do reservatório (Zonas de Barragem e de Transição).

Se comparados aos testes realizados por Dornfeld et al. (2006) no Rio Monjolinho - SP, as taxas encontradas no reservatório do Lobo apresentaram inicialmente valores equiparáveis, como taxas de sobrevivência de 10%, no entanto na coleta seguinte passou-se a observar taxas até quatro vezes maiores. Se comparado com os testes realizados por Pompêo et al, (2013) no reservatório de Guarapiranga, nos quais foram encontrados efeitos de mortalidade nos organismos em 3 dos 5 pontos amostrados, o reservatório do Lobo apresenta níveis ainda mais preocupantes em relação ao seu sedimento, apresentando efeitos de mortalidade em todos os pontos amostrados.



**Figura 29:** Taxa de mortalidade em testes agudos do organismo *Chironomus xanthus* no reservatório do Lobo (SP) em três coletas entre os anos de 2014 e 2016

## 6. CONCLUSÕES

Os resultados da presente pesquisa, quando comparados a estudos anteriores (ARGENTON, 2004; MANSANO, 2012), contribuíram para mostrar uma evolução temporal no grau de trofia do reservatório e uma tendência de piora da qualidade da água. Houve aumento no índice de estado trófico quando comparados a estudos anteriores, diminuição nas concentrações de oxigênio dissolvido, elevação nas concentrações de fósforo total, clorofila (apresenta-se acima da legislação CONAMA 357/05 para classes 1 e 2) e amônia no reservatório. Um dos fatores que pode estar ligado às mudanças na trofia do reservatório provém das variações nas condições climáticas que ocorreram na região do reservatório nos últimos anos. A situação mais crítica em relação à degradação da qualidade da água foi obtida nas épocas com maior escassez de chuvas, enquanto a breve evolução observada nas últimas coletas pode estar ligada aos maiores níveis de precipitação a partir de novembro de 2015.

As concentrações de fósforo total, ortofosfato e sólidos suspensos na Zona de Rio do reservatório foram maiores em comparação às demais zonas, o que pode evidenciar uma erosão progressiva ou a ocorrência de possíveis lançamentos de efluentes nos Rios Itaqueri e Ribeirão do Lobo, afluentes deste reservatório.

Entre os compartimentos, também foi possível notar diferenças no comportamento do pH e do potencial redox, os quais apresentaram maiores variações na Zona de Barragem se comparados aos outros compartimentos do reservatório, ainda que este compartimento apresente coluna d'água mais estável. Os valores de potencial redox encontrados nas Zonas de Transição e de Rio do reservatório, além de terem apresentado maiores estabilidades expuseram valores mais baixos do que aqueles encontrados na Zona de Barragem.

Os testes ecotoxicológicos realizados com o organismo-teste *Chironomus xanthus* sugeriram um aumento na toxicidade do sedimento do reservatório ao longo do tempo, levando em conta o teste crônico, chegando a níveis péssimos de acordo com a classificação da CETESB. Os teste agudos seguiram a mesma linha e apresentaram um aumento na toxicidade do sedimento do reservatório, chegando a níveis péssimos em Maio de 2016. Uma hipótese criada em relação a isso é que boa parte dos nutrientes e poluente que aportaram no reservatório durante as épocas de escassez podem ter sedimentado e piorado a qualidade do mesmo.

Outro ponto que chamou atenção durante a pesquisa é a possibilidade de uma reciclagem interna de fósforo no reservatório. Ainda nesta linha foi criado a hipótese de uma erosão nos afluentes do Reservatório do lobo devido a possíveis aportes de material particulado com fósforo no reservatório, o que é comprovado pela crescente diferença entre a concentração de fósforo total e fósforo total dissolvido ao longo das coletas.

A fim de garantir os usos múltiplos da água do reservatório do Lobo, seja ele lazer, pesca ou produção de energia, é necessário a implementação de medidas que controlem o processo de eutrofização. Além de estudos mais aprofundados nos afluentes do reservatório (Rio Itaqueri, Ribeirão do Lobo, Córrego dos Perdizes, entre outros), visando descobrir possíveis fontes poluidoras.

Estudos mais detalhados com o sedimento do Lobo, como análises físico-químicas, matéria orgânica e testes ecotoxicológicos com diversificadas espécies podem contribuir para o melhor gerenciamento do reservatório.

## **7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS**

ANGELOCCI, L. R.; NOVA, N. A. Villa. VARIACÕES DA TEMPERATURA DA ÁGUA DE UM PEQUENO LAGO ARTIFICIAL AO LONGO DE UM ANO EM PIRACICABA-SP. **Scientia Agricola**, Piracicaba, v. 52, n. 3, p.431-438, set. 1995.

APHA (2012). **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 22nd edition, Washington, EUA, APHA.

ARAUJO, G. (2015). **Energia Hidrelétrica – Vantagens e desvantagens**. Disponível em: <<http://www.estudopratico.com.br/energia-hidreletrica-vantagens-e-desvantagens/>>. Acesso em: 10 dez. 2015.

ARGENTON, É. C. **Limnologia, Balneabilidade e impactos ambientais: uma análise temporal e espacial na represa do Lobo (Broa), Itirapina-Brotas-SP**. 2004. 159 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Engenharia Ambiental, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2004.

AZEVEDO, S.M.F.O.; BRANDÃO, C.C.S. (2003) (eds). **Cianobactérias tóxicas na água para consumo humano na saúde pública e processos de remoção em água para consumo humano. Ministério da saúde: Fundação Nacional de Saúde**, 56p.

BARROS, F.G.N. (2006). **A bacia Amazônica brasileira no contexto geopolítico da escassez mundial de água**. Dissertação (Mestrado). Universidade da Amazônia (UNAMA).

BERMANN, C. (2007). Impasses and controversies of hydroelectricity. **Estudos avançados**, v. 59, p 139-154.

BERTON, S.M.H. (2013). **Estudo da toxicidade de hidrocarbonetos monoaromáticos utilizando Vibrio fischeri, Daphnia magna e Desmodesmus subspicatus**. Dissertação (Mestrado). Universidade Tecnológica Federal do Paraná. 153p.

BEVILACQUA, J. E. (2009). **A utilização de sedimentos como ferramenta de avaliação de emissários submarinos: São Paulo: Cetesb**. 29 slides, color. Disponível em: <[http://www.mma.gov.br/port/conama/processos/EFABF603/PresEmissariosSubmGT\\_30mar09.pdf](http://www.mma.gov.br/port/conama/processos/EFABF603/PresEmissariosSubmGT_30mar09.pdf)>. Acesso em: 11 dez. 2015.

BORGES, A.B. (2009). **Estudo de toxicidade das águas da bacia hidrográfica do Rio Urussanga, utilizando-se organismos bioindicadores Artemia sp e Daphnia magna, antes e após a remediação com rejeito de mineração de carvão**. Trabalho de Conclusão de Curso. Universidade do Extremo Sul Catarinense. 36p.

BORGES, P.F.; TRAIN, S.; DIAS, J.D.; BONECKER, C.C. Effects os fish farming on plankton structure in a Brazil tropical reservoir. **Hydrobiologia**, v.649, n.1,pag279-294,2010.

BOTTINO, F. **Diversidade, Biomassa e Decomposição de Macrófitas aquáticas no reservatório de Itupararanga - SP**. 2011. 120 f. Tese (Doutorado) - Curso de Engenharia Ambiental, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2011.

BOYD, C.E. Water Quality in warmwater fish ponds. **Auburn University Agricultural Experiment Station**, 1984. 359p.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional de Meio Ambiente, CONAMA. **Resolução CONAMA nº 357 de 17 de março de 2005**. – In: Resoluções, 2005. Disponível em: . Acesso em 29 de março de 2016.

BUENO, G.W.; MARENGONI, N.G.; JÚNIOR, A.C.G.; BOSCOLO, W.G.; CALIJURI, M.C; CUNHA, D.F.G.; QUEIROZ, L.A.; MOCCELIN, J.; MIWA, A.C.P. (2008). Nutrients and chlorophyll – a concentrations in tropical rivers of Ribeira de Iguape Basin, SP, Brasil. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v.20, p. 131-138.

BUZELLI, G.M.; DA CUNHA-SANTINO, M.B. Análise e diagnóstico da qualidade da água e estado trófico do reservatório de Barra Bonita, SP/Diagnosis and analysis of water quality and trophic state of Barra Bonita reservoir, SP. **Revista Ambiente & Água**, v. 8, n. 1, p. 186, 2013.

CABRAL, J.B.P.; DO SANTOS, F.F. Análise espacial de sólidos em suspensão em reservatórios do estado de Goiás: estudo de caso de UHE Caçu e Barra dos Coqueiros. **REVISTA GEONORTE**, v. 3, n. 6, p. 1460-1471, 2016.

CAMPAGNA, A. F. **Toxicidade dos sedimentos da Bacia Hidrográfica do Rio Monjolinho (São Carlos - SP): ênfase nas substâncias cobre, aldrin e heptacloro**. 2005. 268 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Zootecnia, Universidade de São Paulo, Pirassununga, 2005.

CANTU, R.R.; HARO, M.M.; MORALES, R.G.F.; VISCONTI, A.; SCHALLENBERGER, E. QUALIDADE DA ÁGUA UTILIZADA NA IRRIGAÇÃO DE HORTALIÇAS NA REGIÃO DO LITORAL NORTE DE SANTA CATARINA. **R. Est. Ambient.**, [S.I.], v. 17, n. 2, p.41-50, 20 jun. 2016. Fundacao Universidade Regional de Blumenau. <http://dx.doi.org/10.7867/1983-1501.2015v17n2p41-50>.

CARLSON, R.E. (1977). A trophic state index for lakes. **Limnology and Oceanography**, v. 22, p.361-369.

CARVALHO, F.S. (2006). **Localização de reservatórios através de técnicas de otimização em ambiente de geoprocessamento: Estudo de caso na Bacia do Ria Coruripe, em Alagoas.** Dissertação (Mestrado). Instituto de Pesquisas Hidráulicas, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 125p.

CASALI., Simone Pereira. **A comunidade fitoplanctônica no reservatório de Itupararanga (bacia do rio Sorocaba-SP).**2014. 190 f. Tese (Doutorado) - Curso de Engenharia Ambiental, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2014.

CETESB. Disponível em: < <http://www.cetesb.sp.gov.br/> > Acesso em 11 de dez 2015.

CETESB. **Significado Ambiental e Sanitário das Variáveis de Qualidade das Águas e dos Sedimentos e Metodologias Analíticas e de Amostragem.** Disponível em: <<http://www.cetesb.sp.gov.br/agua/aguas-superficiais/35-publicacoes/-relatorios>> .Acesso em 11 de dez. 2015.

CHAUDHRY, F.H. Aproveitamento de recursos hídricos. In: Castellano, E. G. e CHAUDHRY, F.H. (eds). **Desenvolvimento sustentado: problemas e estratégias.** Publicação EESC/USP, p 27-38, 2000.

CHAUMOT, A.; FERRARI, B.; GEFFARD, O.; GARRIC, J. (2013). Ecotoxicology, aquatic invertebrates. **Encyclopedia of Ecotoxicology**, v. 3, p. 284-288.

COSTA, B.D.F.; PESSÔA, M.N.C; LIMA, A.E.; PRADO, M.D.C.; SANTOS, T.C.P; ANTONELLO, M.M.B; CALADO NETO, A.V.; ANTONELLO, A.; SEVERI, W. INFLUÊNCIA DO CICLO HIDROLÓGICO DO RESERVATÓRIO DE SOBRADINHO SOBRE A CARGA DE FÓSFORO TOTAL. **Revista Brasileira de Engenharia de Pesca**, [s.i], v. 3, n. 3, p.31-34, jan. 2008.

CRUZ, J. S. B.; de SOUZA, C. A., JUNIOR, E. S. O.; BÜHLER, B. F. (2016). Qualidade água na confluência dos rios Bugres e Paraguai, Mato Grosso. **Cadernos de Agroecologia**, v.10 n.3.

CUNHA, D.G.F. (2013). **Heterogeneidade espacial e variabilidade temporal do reservatório de Itupararanga: uma contribuição ao manejo sustentável dos recursos hídricos da bacia do Rio Sorocaba (SP).** Tese (Doutorado). Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo. 235p.

CUNHA, D.G.F.; CALIJURI, M.C.; LAMPARELLI, M.C. (2013). A trophic state index for tropical/subtropical reservoirs (TSIts). **Ecological Engineering**, v. 60, p. 126-134.

CUNHA, D.G.F.; CALIJURI, M.C.; DODDS, W.K. Trends in nutrient and sediment retention in Great Plains reservoirs (USA). **Environmental Monitoring and Assessment (Dordrecht. Online)**, v. 186, p. 1143-1155, 2014.

**DATASUS**. Disponível em <http://tabnet.datasus.gov.br/cgi/defctohtm.exe?sih/cnv/miuf.def>  
Acesso em: 3 de dez. 2015.

DELELLO, D. (2008). **Composição e distribuição (espacial e temporal) de macrófitas aquáticas no reservatório do Lobo (Broa), Itirapina/Brotas,SP**. Dissertação (Mestrado). Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo. 160p.

DODDS, W.K.; BOUSKA, W.W.; EITZMANN, J.L.; PILGER, T.J.; PITTS, K.L.; RILEY, A.J.; SCHLOESSER, J.T.; THORNBRUGH, D.J. (2009). Eutrophication of U.S. Freshwaters: Analysis of Potential Economic Damages. **Environmental Science and Technology**, v. 43, p. 12-19.

DORNFELD, C. B.; ESPÍNDOLA, E. L. G.; FRACÁCIO, R.; RODRIGUES, B. K.; NOVELLI, A.. Comparação de bioensaios laboratoriais e “in situ” utilizando *Chironomus xanthus* na avaliação da toxicidade de sedimentos do rio Monjolinho (São Carlos, SP). **Journal of the Brazilian Society of Ecotoxicology**, v. 1, n. 2, p. 161-165, 2006.

DORNFELD, C.B. (2002). **Utilização de análises limnológicas e de bioensaios toxicológicos em macroinvertebrados bentônicos para o diagnóstico ambiental do reservatório de Salto Grande (Americana-sp)**. Dissertação (Mestrado). Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, 1996p.

DORNFELD, C.B. (2006). **Utilização de *Chironomus sp.* (Diptera, Chironomidae) para avaliação da qualidade de sedimentos e contaminação de metais**. Tese (Doutorado). Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, 239p.

EGGLETON, J; THOMAS, K. V. A review of factors affecting the release and bioavailability of contaminants during sediment disturbance events. **Environment International**, [s.l.], v. 30, n. 7, p.973-980, set. 2004. Elsevier BV.

ESPINDOLA, E.L.G.; BOTTA, C.M.R.; COSTA, C.R.; OLIVI, P. (2008). A toxicidade em ambientes aquáticos: discussão e métodos de avaliação. **Química Nova**, v. 21, p. 1820-1830.

FERNICOLA, N.A.G.G.; BOHRER-MOREL, M.B.B.; BAINY, A.C.D. Ecotoxicologia (2003). In: AZEVEDO, F.A. e CHASIN, A.A.M. **As bases da ecotoxicológicas da ecotoxicologia**. RiMa Editora, InterTox, p. 221-243.

FONSECA , A.L; ROCHA, O. (2004). Laboratory cultures of the native species *Chironomus xanthus* Rempel, 1939 (Diptera-Chironomidae). **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 16, p. 153 – 161.

FONSECA, A.L. (1997). **Avaliação da qualidade da água na bacia do rio Piracicaba/SP através de testes de toxicidade com invertebrados**. Tese (Doutorado) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo. 217p.

FONSECA, A.L.; ROCHA, O. (2004). Laboratory cultives of the native species *Chironomus xanthus* Rempel (1939) (Diptera-Chironomidae). **Acta Limnologica Brasiliensia**, v.16, p. 153-161.

FORNARELLI, R.; ANTENUCCI, J.P. (2011). The impact of transfer on water quality and the disturbance regime in reservoir. **Water Research**, v. 45, p. 5873-5885.

FREITAS, L D. **Heterogeneidade espacial e temporal do zôoplancton em sistemas lóaticas e lênticos da bacia hidrográfica do Lobo (Itirapina-Brotas/SP)**. 2012. 146 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Engenharia Ambiental, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2012.

FRIESE, K.SCHMIDT, G.; LENA, J.C.; NALINI Jr.,H.A.; ZACHMANN,D.W. Anthropogenic influence on the degradation of a urban lake - The Pampulha reservoir in Belo Horizonte, Minas Gerais, Brazil. **Limnologica**, v.40, n.2, p114-125, 2010.

FUNDAÇÃO NACIONAL DE SAÚDE. **Textos de Epidemiologia para a Vigilância Ambiental em Saúde**. Brasília, 2002.

GERGEL, S.E.; Turner, M.G.; Miller, J.R.; Melack, J.M.; Stanley, E.H. Landscape indicators of human impacts to riverine systems. **Aquatic Science**, v.64, p.118-128, 2002.

GIKAS, G. D.. TSIHRINTZIS, V.; AKRATOS, C. S.; HALARAMBIDIS, G. Water quality trends in Polyphitos reservoir, Aliakmon river, Greece. **Environmental monitoring and assessment**, v.149, n.1-4, p.163-181,2009.

GOMES, M.A.A. **INFLUÊNCIA DAS SUB-BACIAS HIDROGRÁFICAS URBANIZADAS NA QUALIDADE DA ÁGUA DA REPRESA BILLINGS: ANÁLISE AMBIENTAL NO BAIRRO RECREIO DA BORDA DO CAMPO EM SANTO ANDRÉ/SP**.2015. 87 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Gestão Ambiental, Universidade Federal de São Carlos, Sorocaba, 2015.

GOMES, S. S. **Alteração do estado trófico durante um evento de seca prolongada e seus impactos na biomassa algal de um manancial tropical da região semiárida**. 2016. 34f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Sanitária) - Centro de Tecnologia, Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal, 2016.

GONZÁLEZ, E. J.; ORTAZ, M.; PEÑAHERRERA, C.; INFANTE, A. Physical and chemical features of a tropical hypertronic reservoir permanently stratified. **Hydrobiologia**. V.522, n.1-3. P,301-310, 2004.

GRANADO, D.C.; HENRY, R. The influence of hydrologic pulse on the water physical and chemical variables of lateral lakes with different connection levels to Paranapanema River in the mouth zone at Jurumirim Reservoir (São Paulo, Brazil). **Acta Limnologica Brasiliensia**, v.20, n.4, p265-275,2008.

GUNKEL, G.; RUETER, K.; CASALLAS, J.; SOBRAL, M.C. ESTUDOS DA LIMNOLOGIA DO RESERVATÓRIO DE TAPACURÁ EM PERNAMBUCO: PROBLEMAS DA GESTÃO DE RESERVATÓRIOS NO SEMI-ÁRIDO BRASILEIRO. In: **XV SÍMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS**, 15., 2003, Curitiba. Simpósio. Curitiba: [s.i], 2003. p. 1 - 16.

HARRISON, J.A.; MARANGER, R.J.; ALEXANDER, R.B.; GIBLIN, A.E.; HOWARD, J. B.; REES, D. C. Structural Basis of Biological Nitrogen Fixation. **Chemical Reviews**, v. 96, n. 7, p. 2965–2982, 1996.

HUSZAR, V. L. M. e REYNOLDS, C. S. Phytoplankton Periodicity and Sequences of Dominance in an Amazon Flood - plain Lake (Lago Batara, Pará, Brasil): Responses to gradual Environmental change. **Hydrobiologia**, Baarn, Holanda. V. 346 p. 169 -181, 1997.

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e estatística, 2008. **Esgotamento Sanitário**. [online]. Disponível em: [http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/populacao/condicaodevida/pnsb2008/defaulttabpdf\\_esgot\\_san.shtm](http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/populacao/condicaodevida/pnsb2008/defaulttabpdf_esgot_san.shtm). Acesso em Julho de 2015.

KRATINA, P.; GREIG, H.S.; THOMPSON, P.L.; CARVALHO-PEREIRA, T.S.; SHURIN, J.B. (2012). Warming modifies trophic cascades in eutrophication in experimental fresh water communities. **Ecology**, v. 93, p. 1421 – 1430.

LINDIM, C.; PINHO, J.L.; VIEIRA, J.M.P. (2011). Analysis of spatial and temporal patterns in a large reservoir using water quality and hydrodynamic modeling. **Ecological Modeling**, v. 222, p. 2485-2494.

LIRA, G.A.S.T.; BITTENCOURT-OLIVEIRA, M.C.; MOURA, A.N.. Caracterização Ecológica da Comunidade Fitoplanctônica em um Reservatório de Abastecimento do Estado de Pernambuco. **Revista Brasileira de Biociências**, Porto Alegre, v. 5, n. 2, p.219-221, jul. 2007.

LONDRES, F.; Agrotóxicos no Brasil, um guia para ação em defesa da vida. **Acessória e Serviços a Projetos de Agricultura Alternativa**. Rio de Janeiro, 2011.

LOPES, A.F.M. (2009). **Estudo do Estado Trófico da Malagueira (Évora) e Proposta de Reabilitação**. Dissertação (Mestrado). Faculdade de Ciência e Tecnologia, Universidade Nova de Lisboa. 69p.

LOPES, A.G.D.. **Estudo da comunidade Fitoplanctônica como bioindicador de poluição em três reservatórios em série do Parque Estadual das Fones do Ipiranga (PEFI), São Paulo, Brasil**. 2007. 116 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Ciências Médicas, Faculdade de Saúde Publica da Usp, São Paulo, 2007.

LUZIA, A.P. (2004). **Limnologia e grau de trofia dos reservatórios em cascata do Rio Tietê (médio e baixo Tietê)**. Dissertação (Mestrado). Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos. 101p.

MANSANO, A.S.. **Estrutura da comunidade Microbiana e a importância da bacterivoria por protozoários em uma represa subtropical (Represa do Lobo,SP, Brasil)**. 2012. 117 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Gestão Ambiental, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 2012.

MARAFÃO, G. A. **Estudo in situ da fixação biológica de nitrogênio pelo fitoplâncton em reservatórios subtropicais (SP)**. 2016. 137 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Engenharia Ambiental, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2016.

MARIANI, C.F.; MOSCHINI-CARLOS, V.; BRANDIMARTE, A.L.; NISHIMURA, P.Y.; TÓFOLI, C.F; DURAN, D.S.; LOURENÇO, E.M.; BRAIDOTTI, J.C.; ALMEIDA, L.P.; FIDALGO, V.H.; POMPEO, M.L.M. Biota and water quality in The Riacho Grande reservoir, Billings complex ( São Paulo, Brazil). **Acta Limnologica Brasiliensia**, v.18, n.38, p.267-280, 2006.

MARIANO, A.P. **AValiação do potencial de biorremediação de solos e de águas subterrâneas contaminados com óleo diesel**. 2006. 147 f. Tese (Doutorado) - Curso de Geociências e Meio Ambiente, Universidade Estadual Paulista, Rio Claro, 2006.

MAROTTA, H., PRAST, E.A., SANTOS, O.R. Monitoramento limnológico: um instrumento para a conservação dos recursos hídricos no planejamento e na gestão urbano-ambientais. **Ambiente & Sociedade**. Campinas. v.11, n.1. p.67-79

MARTINS, M. L. N.; SPERLING, E. V. Dinâmica do ferro e do manganês no hipolímnio do Reservatório Serra Azul em Minas Gerais. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 19. 1997, Foz do Iguaçu. **Anais**. Foz do Iguaçu, ABES, 1997.

MOTHEO, D.F. **Estudo limnológico na represa Carlos Botelho (Itirapina/Brotas-SP): uma reavaliação comparativa do sistema Lobo-Broa**. 2005. Tese de Doutorado. Universidade de São Paulo. 104p.

NASCIMENTO, F.E.; GUEDES, J.A. QUALIDADE AMBIENTAL DO RESERVATÓRIO CAJÁ, TABOLEIRO GRANDE (RN). **Revista Tamoios**, [s.l.], v. 12, n. 1, p.130-143, 21 jul. 2016. Universidade de Estado do Rio de Janeiro. <http://dx.doi.org/10.12957/tamoios.2016.19610>.

NHIWATIWA, T.; MARSHALL, B.E.(2006). Seasonal and diurnal stratification in two small Zimbabwens reservoirs. **African Journal of Aquatic Science**, v.21, p.185-196.

NOGUEIRA, Pollyanna Faria et al. EUTROFIZAÇÃO NO RESERVATÓRIO DA UHE FOZ DO RIO CLARO (GO). **Revista do Departamento de Geografia – Usp**, São Paulo, v. 30, p.19-33,2015.

NOVELLI, A. **Estudo Limnológico e ecotoxicológico da água e do sedimento do Rio Monjolinho - São Carlos (SP), com ênfase nas substâncias de referência cádmio e cobre**. 2005. 229 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Engenharia Ambiental, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2005.

NUSCH, E.A. (1980). Comparisson of different methods for chlorophyll and phaeopigment determination. Arch. **Hydrobiologia**, v. 14, p. 14 – 36.

OGURA, A.P. **A influência do uso e ocupação do solo sobre a qualidade da água: concentrações basais em rios e reservatórios do estado de São Paulo**. 2015. 85 f. TCC (Graduação) - Curso de Engenharia Ambiental, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2015.

PADOVESI-FONSECA, C.; PHILOMENO, M.G.; ANDREONI-BATISTA, C. Limnological features after a flushing event in Paranoá Reservoir, Central Brazil. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v.21,n.2,p.277-285,2009.

PAERL, H. W.; ZEHR, J. P. Molecular ecological aspects of nitrogen fixation in the marine environment. In: D. L. KIRCHMAN (Ed.). **Microbial Ecology of the Oceans**. 2.ed. Hoboken, New Jersey: Wiley-Liss, 2008. p. 481–509.

VIANA, L. G.; CRUZ, P. S.; OLIVEIRA, D. A.; SANTOS, R. D.; de LUCENA BARBOSA, J. E. COMPARAÇÃO DE ÍNDICES DE AVALIAÇÃO DE ESTADO TRÓFICO EM RESERVATÓRIO UTILIZADO PARA ABASTECIMENTO PÚBLICO DURANTE PERÍODO DE SECA, SEMIÁRIDO BRASILEIRO. In: **IV CONGRESSO BAIANO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL**. 2016, Cruz das Almas. Congresso. Cruz das Almas: [s.i], 2016. p. 1 - 6.

PAMPLIN, P.A.Z. (1999). **Avaliação da qualidade ambiental da represa de Americana (SP – Brasil) com ênfase no estudo da comunidade de macroinvertebrados bentônicos e ensaios ecotoxicológicos**. Dissertação (Mestrado). Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, 88p.

PENA, L.S.F.; CALIJURI, M.C.; CUNHA, D.G.F. (2013). Total volatile solids may aid in trophic state assessment in subtropical reservoirs. *Water Science and Technology: Water Supply*, v. 13, p. 808-815.

PINHEIRO, A. (1998). Gestão dos recursos hídricos no limiar do século XXI. In: **Anais do Seminário Internacional "O desafio das águas: segurança internacional e desenvolvimento duradouro"**, n. 86, p. 147-156, Lisboa, Portugal.

PINTO-COELHO, R. M.; AZEVEDO, L. D. A.; RIZZI, P. E. V.; BEZERRA-NETO, J. F.; ROLLA, M. E. (2005). Origens e efeitos do aporte externo de nutrientes em um reservatório tropical de grande porte: reservatório de São Simão (MG/GO). **Ecologia de Reservatórios**. São Carlos: Ed. Rima.

FIORI, C. D. S.; RODRIGUES, A. P. D. C.; SANTELLI, R. E.; CORDEIRO, R. C.; CARVALHO, R. G.; ARAÚJO, P. C.; BIDONE, E. D. (2013). Ecological risk index for aquatic

pollution control: a case study of coastal water bodies from the Rio de Janeiro State, southeastern Brazil. **Geochimica Brasiliensis**, v.27. n.1, p.24-36.

POTAPOVA, M.; CHARLES, D.F. (2007). Diatom metrics for monitoring eutrophication in rivers of United States. **Ecological Indicators**, v. 7, p. 48-70.

RAFFO, A.; LA MALFA, G.; FOGLIANO, V.; MAIANI, G.; QUAGLIA, G. Seasonal variations in antioxidant components of cherry tomatoes (*Lycopersicon esculentum* cv. Naomi F1). **Journal of Food Composition and Analysis**, v. 19, n. 1, p. 11-19, 2006.

REDDINGER, J. L.; REYNOLDS, J. R. Tunable redox and optical properties using transition metal-complexed polythiophenes. **Macromolecules**, v. 30, n. 3, p. 673-675, 1997.

RIBEIRO-FILHO, R.A.; PEREIRA, J.M.A.; PETRERE, M.J.; BENASSI, S. F. **Journal of Environmental Protection**, supl. **Special Issue on Water Pollution and Water Quality 4.7A** (Jul 2013): 151-178.

RIVERA, E.C.; QUEIROZ, J.F.; FERRAZ, J.M.; ORTEGA, E. (2007). Systems models to evaluate eutrophication in the Broa reservoir, São Carlos, Brazil. **Ecological Modelling**, v. 202, p. 518-526.

RODRIGUES, L.M. (2002). **Alterações espaciais e temporais de características limnológicas resultantes da transformação rio-reservatório na área do reservatório da usina hidrelétrica Dona Francisca, RS, Brasil**. Dissertação (Mestrado). Instituto de Biociências, Universidade Federal do Rio Grande do Sul. 90p.

SENA, I. M. N.; MACEDO, L. C. B.; ALVES, J. D. P. H (2014). **QUALIDADE DA ÁGUA DO RESERVATÓRIO MACELA/ITABAIANA-SERGIPE: 2004 – 2014**. **Instituto Tecnológico e de Pesquisas do Estado de Sergipe**. Aracaju.

SORIANO, É.; LONDE, L. D. R.; DI GREGORIO, L. T.; COUTINHO, M. P.; SANTOS, L. B. L. Water crisis in São Paulo evaluated under the disaster's point of view. **Ambiente & Sociedade**, v. 19, n. 1, p. 21-42, 2016.

SOUZA SILVA, A. P.; DIAS, H. C. T.; BASTOS, R. K. X.; SILVA, E. **QUALIDADE DA ÁGUA DO RESERVATÓRIO DA USINA HIDRELÉTRICA (UHE) DE PETI, MINAS GERAIS**. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 33, n. 6, p.1063-1069, 2009.

SILVA, C. M. M. de S. e FAY, E. F. Agrotóxicos e Ambiente. **Embrapa Informação Tecnológica**. Brasília. p. 17-23. 2004.

SILVA, D.B. **Qualidade de água e de sedimento em reservatório**. 2016. 172 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Ciência da Tecnologia Nuclear e Materiais, Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares, São Paulo, 2016.

SIMPLÍCIO, N. **Ecotoxicidade de fertilizantes: Uma análise comparativa entre produtos a base de nitrogênio, fósforo e potássio e seus ingredientes ativos isoladamente**. 2015. 81f. Dissertação (Mestrado) – Faculdade UnB de Planaltina, Universidade de Brasília, Brasília, 2015.

SOARES, M. C. S.; MARINHO, M. M.; HUSZAR, V. L.; BRANCO, C. W.; AZEVEDO, S. M. The effects of water retention time and watershed features on the limnology of two tropical reservoirs in Brazil. **Lakes & Reservoirs: Research & Management**, [s.l.], v. 13, n. 4, p.257-269, dez. 2008. Wiley-Blackwell. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1440-1770.2008.00379.x>

SOTERO-SANTOS, R.B.; CARVALHO, E.G.; DELLAMANO-OLIVEIRA, M.J.; ROCHA, O. (2008). Occurrence and toxicity of an Anabaena bloom in a tropical reservoir (Southeast Brazil). **Harmful Algae**, v. 7, p. 590-598.

SPECCHIULLI, A.; FOCARDI, S.; RENZI, M.; SCIROCCO, T.; CILENT, L.; BREBER, P; BASTIANONI, S. (2008). Environmental heterogeneity patterns and assessment of trophic levels in two Mediterranean lagoons: Orbetello and Varano, Italy. **Science of Total Environment**, v. 402, p. 285-298.

TANIWAKI, R.H.; ROSA, A.H.; CALIJURI, M.C.; CARLOS, V.M. (2011). Variação espacial do grau de trofia e da biomassa fitoplanctônica no reservatório de Itupararanga (São Paulo, Brasil). **HOLOS Environment**, v. 11, p. 170 – 179.

THORNTON, K.W.; KIMMEL, B.L.; PAYNE, F.E. (1990). Reservoir limnology: ecological perspectives. **Jonh Wiley & Sons Inc**. 246p.

TOLEDO, L.G.; NICOLELLA, G. ÍNDICE DE QUALIDADE DE ÁGUA EM MICROBACIA SOB USO AGRÍCOLA E URBANO. **Scientia Agricola**, Jaguariúna, v. 59, n. 1, p.181-186, mar. 2002.

TRINDADE, C.S. **Relação entre a qualidade da água e sedimentos no reservatório de Biritiba-Mirim- SP face ao uso do solo em áreas sob vegetação natural e áreas agrícolas**. 2016. 239 f. Tese (Doutorado) - Curso de Ciência Ambiental, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2016.

TSE, T. J.; DOIG, L. E.; LEAVITT, P. R.; QUIÑONES-RIVERA, Z. J.; CODLING, G.; LUCAS, B. T.; JONES, P. D. Long-term spatial trends in sedimentary algal pigments in a narrow river-valley reservoir, Lake Diefenbaker, Canada. **Journal of Great Lakes Research**, [s.l.], v. 41, n. 2, p.56-66, jan. 2015. Elsevier BV.

Universidade de São Paulo. **Departamento de Hidráulica e Saneamento**. Represa Do Lobo. Disponível em: <http://www1.eesc.usp.br/shs/represa-olobo>. Acesso em: 07 ago. 2014.

VARGAS, R. R.; SAAD, A. R.; DALMAS, F. B.; ROSA, A.; ARRUDA, R. D. O. M.; MESQUITA, M. V.; ANDRADE, M. R. M. Water Quality Assessment in the Córrego Taquara do Reino Hydrographic Basin, Guarulhos Municipality (São Paulo State - Brazil): Effects of Environmental Degradation. **Anuário do Instituto de Geociências - UFRJ**, [s.l.], v. 382, n. 2, p.137-144, 15 jan. 2016. Instituto de Geociências - UFRJ.

VELLUDO, M.R. (2007). **Ecologia trófica da comunidade de peixes do reservatório do Lobo (BROA), Brotas-Itirapina/SP, com ênfase a introdução recente da espécie alóctone *Cichla kelberi* (Perciformes, Cichlidae)**. Dissertação (Mestrado). Centro de Ciência Biológicas e da Saúde, Universidade Federal de São Carlos. 89p.

VEIRA, J.M.S.; AZEVEDO, M.T.P.; AZEVEDO, S.M.F.O.; HONDA, R.Y.; CORRÊA, B. (2005). Toxic cyanobacteria and microcystin concentrations in a public water supply reservoir in the Brazilian Amazonia region. **Toxicon**, v. 45, p. 901-909.

VON SPERLING, M. Princípios do tratamento biológico de águas residuais: estudo e modelagem da água de rios. Belo Horizonte: **Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental**; Universidade Federal de Minas Gerais, 2007.

WANG, B. (2006). Cultural eutrophication in Changjiang (Yangtze River) plume: history and perspective. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 69, p. 471-477.

WANG, Lan et al. Longitudinal patterns of phytoplankton distribution in a tributary bay under reservoir operation. *Quaternary International*, [s.l.], v. 244, n. 2, p.280-288, nov. 2011.

WENGRAT, S.; BICUDO, D.C. (2011). Spatial evaluation of water quality in an urban reservoir (Billings Complex, southeastern Brazil). **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 23, p. 200 – 216.

XAVIER, J.S. SANEAMENTO DE PELOTAS (1871-1915): o patrimônio sob o signo de modernidade e progresso. **2010**. 355 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Memória Social e Patrimônio Cultural, Universidade Federal de Pelotas, Pelotas, 2010.

XU, K.; MILLIMAN, J.D. Seasonal variations of sediment discharge from Yangtze River before and after impoundment of The Three Gorges Dam. **Geomorphology**, v.104,p.276-283, 2009.

ZAGATTO, P.A. “Mini-curso: ecotoxicologia aquática”. **VII Congresso Brasileiro de Limnologia**, 124 p. Florianópolis, 1999.

ZHOURI, A.; OLIVEIRA, R. (2007). Desenvolvimento, Conflitos Sociais e Violência no Brasil Rural: o caso das usinas hidrelétricas. **Ambiente & Sociedade**, v. X, p 119-135.