

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE PERNAMBUCO  
CENTRO DE FILOSOFIA E CIÊNCIAS HUMANAS  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM DESENVOLVIMENTO E MEIO  
AMBIENTE - PRODEMA**

**THAÍS SILVA LIMA**

**ANÁLISE DA QUALIDADE AMBIENTAL NO RESERVATÓRIO SOBRADINHO,  
BRASIL, UTILIZANDO BIOINDICADORES E SENSORIAMENTO REMOTO**

**RECIFE  
2017**

THAÍS SILVA LIMA

**ANÁLISE DA QUALIDADE AMBIENTAL NO RESERVATÓRIO SOBRADINHO,  
BRASIL, UTILIZANDO BIOINDICADORES E SENSORIAMENTO REMOTO**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Desenvolvimento e Meio Ambiente da Universidade Federal de Pernambuco, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Desenvolvimento e Meio Ambiente.

Orientadora: Prof<sup>a</sup>. Dr<sup>a</sup>. Ana Lúcia B. Candeias.

Coorientadora: Prof<sup>a</sup>. Dr<sup>a</sup>. Maristela Casé Costa Cunha.

RECIFE  
2017

Catálogo na fonte  
Bibliotecária Maria Janeide Pereira da Silva, CRB4-1262

- L732a Lima, Thaís Silva.  
Análise da qualidade ambiental no reservatório Sobradinho, Brasil, utilizando bioindicadores e sensoriamento remoto / Thaís Silva Lima. – 2017.  
74 f. : il. ; 30 cm.
- Orientadora : Prof<sup>a</sup>. Dr<sup>a</sup>. Ana Lúcia Bezerra Candeias.  
Coorientadora : Prof<sup>a</sup>. Dr<sup>a</sup>. Maristela Casé Costa Cunha  
Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Pernambuco, CFCH.  
Programa de Pós-Graduação em Desenvolvimento e Meio Ambiente, Recife, 2017.  
Inclui Referências.
1. Meio ambiente. 2. Água – Análise. 3. Água - Qualidade. 4. Reservatórios. 5. Ecologia dos reservatórios. I. Candeias, Ana Lúcia Bezerra (Orientadora). II. Cunha, Maristela Casé Costa (Coorientadora). III. Título.

363.7 CDD (22. ed.)

UFPE (BCFCH2017-170)

THAÍS SILVA LIMA

**ANÁLISE DA QUALIDADE AMBIENTAL NO RESERVATÓRIO SOBRADINHO,  
BRASIL, UTILIZANDO BIOINDICADORES E SENSORIAMENTO REMOTO**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Desenvolvimento e Meio Ambiente da Universidade Federal de Pernambuco, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Desenvolvimento e Meio Ambiente.

Aprovada em: 03/03/2017.

**Banca Examinadora**

---

Prof<sup>ª</sup>. Dr<sup>ª</sup>. Ana Lúcia B. Candeias (Orientadora)  
Universidade Federal de Pernambuco

---

Prof<sup>ª</sup>. Dr<sup>ª</sup>. Simone Machado Santos (Examinador Interno)  
Universidade Federal de Pernambuco

---

Prof. Dr. João Rodrigues Tavares Junior (Examinador Externo)  
Universidade Federal de Pernambuco

---

Prof. Dr. Ricardo Augusto Pessoa Braga (Examinador Externo)  
Universidade Federal de Pernambuco

*Dedico este trabalho à minha família por todo apoio e incentivo. E àqueles que contribuíram para minha formação.*

## AGRADECIMENTOS

Primeiramente a Deus, pelas suas infinitas bençãos e por me conceder mais uma vitória.

À Comissão de Aperfeiçoamento de Pessoal do Nível Superior (CAPES), pela concessão da bolsa.

À Companhia Hidroelétrica de São Francisco (CHESF), pela liberação dos dados amostrais do reservatório Sobradinho.

À minha família, pelo incentivo e apoio em todos os momentos.

Às minhas orientadoras, Ana Lúcia e Maristela Casé pelo aprendizado, incentivo e oportunidade de realizar este trabalho.

Ao Professor Günter Gunkel, pelas suas excelentes contribuições durante o desenvolvimento desta pesquisa.

A todos os Professores do Programa de Pós-Graduação em Desenvolvimento e Meio Ambiente (PRODEMA-UFPE), que de determinada forma contribuíram para realização deste trabalho, em especial à Valeria Costa pelo apoio técnico, sempre disposta a ajudar.

À secretaria do Programa de Pós-Graduação em Desenvolvimento e Meio Ambiente, pelo suporte e competência em todos os momentos no decorrer do curso.

A todos os amigos e colegas da turma de mestrado (2014 e 2015) pelas experiências compartilhadas e por todo apoio no decorrer do curso, em especial às amigas, Andréa Pacheco, Jessica Kellyane e Ivone.

Aos amigos biólogos e engenheiros, Ana Caroline, Aline Lima, Daiane Moura, Thaisy Paiva, Alan Pedro, Suyane Naiara, Jucicléia Varjão, Maria Eduarda e Edileide Cardoso pela força e incentivo durante esta jornada.

Às colegas de moradia, Aline, Jessica Rani, Juliana, Kelly, Ingrid, Thamires, Thalita e Thília, por todo apoio e disponibilidade em ajudar, muito grata pelas experiências compartilhadas.

A todos que de alguma forma contribuíram para o desenvolvimento deste trabalho.

Agradecida!

“Que os vossos esforços desafiem as impossibilidades, lembrai-vos de que as grandes coisas do homem foram conquistadas do que parecia impossível”.

(Charles Chaplin)

## RESUMO

Os impactos provenientes das atividades antrópicas sobre os ecossistemas aquáticos têm gerado grandes preocupações quanto à quantidade e qualidade dos recursos hídricos. Neste contexto, os macroinvertebrados bentônicos e o sensoriamento remoto podem ser utilizados em avaliações da qualidade ambiental, constituindo-se em importantes ferramentas de apoio à gestão de reservatórios. Esta pesquisa tem como objetivo analisar a qualidade ambiental em diferentes trechos do reservatório Sobradinho através de indicadores biológicos e imagens de sensoriamento remoto. O estudo foi realizado no período entre março de 2014 a janeiro de 2016, em 10 estações amostrais do reservatório. Foram obtidos dados dos parâmetros limnológicos e da composição dos macroinvertebrados bentônicos, aplicando os índices Shannon-Wiener e BMWP. O processamento das imagens orbitais (Landsat-8) incluiu extração de dados espectrais, cálculo dos índices NDVI e NDWI, e composição colorida de bandas. Os resultados mostraram que a composição de macroinvertebrados esteve representada principalmente pelo filo Arthropoda, com 29 táxons, e maior riqueza taxonômica foi encontrada nas áreas lânticas, registrando maior ocorrência de organismos indicadores de ambientes poluídos. Com base nos índices Shannon-Wiener e BMWP, de modo geral, as estações amostrais apresentaram baixa diversidade e a qualidade ambiental do reservatório Sobradinho oscilou entre as classes: aceitável, duvidosa, crítica e muito crítica, sendo que a maioria das estações amostrais apresentou qualidade muito crítica. Em relação aos dados espectrais e os parâmetros limnológicos da superfície, apenas a transparência da água mostrou correlação significativa, apresentando coeficiente de determinação de 94% ( $r^2=0,9436$ ) para abril e de 80% ( $r^2=0,8039$ ) para outubro. Os índices NDVI e NDWI não apresentaram correlações significativas entre os parâmetros limnológicos. Nas imagens orbitais, a composição colorida R4G3B2 nos meses abril e outubro de 2015 mostrou maior destaque para as características da água, observando maior turbidez na região de transição rio-reservatório (estação P3), corroborando com os dados obtidos em campo. Já a composição R6G5B4 apresentou maior realce para o solo, vegetação e algumas áreas urbanas. Tendo em vista a importância do reservatório Sobradinho para região semiárida e para seus múltiplos usos, maiores esforços devem ser realizados para mitigação dos impactos negativos.

**Palavras-chave:** Gestão. Reservatório Sobradinho. Qualidade da água.

## ABSTRACT

The impacts of anthropic activities on aquatic ecosystems have generated major concerns about the quantity and quality of water resources. In this context, benthic macroinvertebrates and remote sensing can be used in environmental quality assessments, constituting important tools to support reservoir management. This research aims to analyze the environmental quality in different stretches of the Sobradinho reservoir through biological indicators and remote sensing images. The study was conducted in the period between march and january 2014, 2016 at 10 sampling stations of the shell. Data were obtained of the limnological parameters and composition of benthic macroinvertebrates, applying the Shannon-Wiener index and BMWP. The processing of orbital images (Landsat-8) included extraction of spectral data, calculation of the NDVI and NDWI index, and colour composition bands. The results showed that the composition of macroinvertebrates was represented mainly by phylum Arthropoda, with 29 taxa and taxonomic richness was found in lentic areas, registering higher occurrence of indicators of polluted environments. On the basis of the Shannon-Wiener index and BMWP generally, sampling stations presented low diversity and environmental quality of the Sobradinho reservoir fluctuated between classes: acceptable, questionable, critics and criticism, and most of the sampling stations presented very critical. In relation to spectral data and the limnological parameters of the surface, only the transparency of the water showed significant correlation, showing 94% determination coefficient ( $r^2 = 0.9436$ ) for april and 80% ( $r^2 = 0.8039$ ) for october. The NDVI and NDWI index showed no significant correlations between the limnological parameters. In the orbital images, the color composition R4G3B2 in the months of April and October of 2015 showed a greater emphasis on the water characteristics, observing greater turbidity in the river-reservoir transition region (P3 station), corroborating with the data obtained in the field. On the other hand, the R6G5B4 composition presented greater emphasis on the soil, vegetation and some urban areas. Considering the importance of the Sobradinho reservoir to the semi-arid region and its multiple uses, greater efforts should be made to mitigate negative impacts.

**Keywords:** Management. Sobradinho Reservoir. Water quality.

## LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Representação das inter-relações dos principais problemas globais que interferem nos ecossistemas aquáticos.....	19
Figura 2 - Estrutura institucional do Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos (SINGREH). .....	32
Figura 3 - Área de abrangência das agências de bacia. ....	34
Figura 4 - Bacia Hidrográfica do rio São Francisco e suas respectivas divisões fisiográficas.	36
Figura 5 - Diferentes tipos de sistemas hídricos existentes no reservatório Sobradinho. ....	37
Figura 6 - Volume útil (%) do reservatório Sobradinho no período entre janeiro de 2013 a novembro de 2016. ....	38
Figura 7 - Localização da área de estudo e das estações amostrais.....	39
Figura 8 - Representação da metodologia e dos processos realizados durante o estudo.....	40
Figura 9 - Valores médios das concentrações de fósforo (P) e nitrogênio (N) entre as estações amostrais margem (M) e centro (C) do reservatório Sobradinho, período entre março de 2014 a janeiro de 2016.....	46
Figura 10 - Índice de diversidade Shannon Wiener ( $H'$ ) entre as estações amostrais do reservatório Sobradinho entre março de 2014 a janeiro de 2016. (A) margem; (B) centro. ....	50
Figura 11 - Correlação linear entre os Níveis de Cinza (NC) da banda espectral 3 (B3) e os dados da temperatura da água ( $^{\circ}\text{C}$ ) medidos em campo, nos meses abril e outubro de 2015. .	53
Figura 12 - Correlação linear entre os Níveis de Cinza (NC) da banda espectral 4 (B4) e os dados da transparência da água (m) medidos em campo, nos meses abril e outubro de 2015.	54
Figura 13 - Correlação linear entre os Níveis de Cinza (NC) da banda espectral 4 (B4) e dados da turbidez da água (NTU) medidos em campo, nos meses abril e outubro de 2015. ....	55
Figura 14 - Correlação linear entre os Níveis de Cinza (NC) da banda espectral 4 (B4) e os dados dos Sólidos Suspensos medidos nos meses abril e outubro de 2015. ....	56

Figura 15 - Correlação entre NDVI e os parâmetros limnológicos do reservatório Sobradinho. (A) abril de 2015; (B) outubro de 2015.....	57
Figura 16 - Correlação entre NDWI e os parâmetros limnológicos do reservatório Sobradinho. (A) abril de 2015; (B) outubro de 2015.....	58
Figura 17 - Combinação de bandas R4G3B2 das imagens Landsat-8 do reservatório Sobradinho, em abril de 2015.....	60
Figura 18 - Combinação de bandas R6G5B4 das imagens Landsat-8 do reservatório Sobradinho, em abril de 2015.....	61
Figura 19 - Combinação de bandas R4G3B2 das imagens Landsat-8 nas estações amostrais do reservatório Sobradinho, em outubro de 2015. ....	62
Figura 20 - Combinação de bandas R6G5B4 das imagens Landsat-8 nas estações amostrais do reservatório Sobradinho, em outubro de 2015. ....	63

## LISTA DE QUADROS

Quadro 1 - Principais grupos taxonômicos de macroinvertebrados e suas respectivas características biológicas e ecológicas. ....	21
Quadro 2 - Táxons de macroinvertebrados bentônicos para aplicação do índice <i>Biological Monitoring Working Party Score System</i> (BMWP). ....	25
Quadro 3 - Produtos da Série Landsat e os tipos de resoluções. ....	27
Quadro 4 - Parâmetros físicos, químicos, biológicos, ecológicos, dinâmicos e geométricos que podem ser medidos pelo sensoriamento remoto. ....	29
Quadro 5 - Parâmetros da qualidade da água analisados no reservatório Sobradinho no período entre março de 2014 a janeiro de 2016. ....	41
Quadro 6 - Classificação do índice BMWP para qualidade ambiental do reservatório Sobradinho. ....	42

## LISTA DE TABELAS

- Tabela 1 - Coordenadas geográficas das estações amostrais do reservatório Sobradinho e suas respectivas imagens orbitais dos meses abril e outubro de 2015. .... 43
- Tabela 2 - Valores médios mensais e desvio padrão da temperatura (°C), profundidade (m), oxigênio dissolvido (mg/L), pH, condutividade elétrica ( $\mu\text{S}/\text{cm}$ ) e turbidez (UNT) do sedimento da água do reservatório Sobradinho no período de março (2014) a janeiro (2016).  
..... 45
- Tabela 3 - Abundância relativa (%) e riqueza taxonômica (S) de macroinvertebrados bentônicos no reservatório Sobradinho durante março de 2014 a janeiro de 2016. .... 48
- Tabela 4 - Classificação da qualidade ambiental do reservatório Sobradinho através do índice Biological Monitoring Working Party (BMWP) no período entre março de 2014 a janeiro de 2016. (M) margem e (C) centro. .... 51

## LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ANA	Agência Nacional de Águas
BMWP	<i>Biological Monitoring Working Party Score</i>
CONAMA	Conselho Nacional de Meio Ambiente
MMA	Ministério do Meio Ambiente
NC	Níveis de Cinza
NDVI	Índice de Vegetação por Diferença Normalizada
NDWI	Índice de Diferença Normalizada da Água
PNRH	Política Nacional de Recursos Hídricos
REM	Radiação Eletromagnética
SINGREH	Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos
SIRH	Sistema de Informações sobre Recursos Hídricos
SR	Sensoriamento Remoto
TSS	Totais de Sólidos em Suspensão

## SUMÁRIO

<b>1</b>	<b>INTRODUÇÃO</b>	16
1.1	OBJETIVOS	17
1.1.1	<b>Objetivo Geral</b>	17
1.1.2	<b>Objetivos Específicos</b>	17
1.2	ESTRUTURA DA DISSERTAÇÃO	18
<b>2</b>	<b>FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA</b>	19
2.1	QUALIDADE DA ÁGUA EM BACIAS HIDROGRÁFICAS	19
2.2	MACROINVERTEBRADOS BENTÔNICOS	20
2.3	BIOINDICADORES E ÍNDICE BIÓTICO	23
2.4	SENSORIAMENTO REMOTO	25
2.4.1	<b>Índices Radiométricos</b>	28
2.4.2	<b>Aplicações do Sensoriamento Remoto em Recursos Hídricos</b>	28
2.5	GESTÃO DE RECURSOS HÍDRICOS	31
2.5.1	<b>Principais Aspectos Legais e Institucionais</b>	31
2.6	BACIA HIDROGRÁFICA RIO SÃO FRANCISCO: ÁREA DE ESTUDO	35
<b>3</b>	<b>METODOLOGIA</b>	39
3.1	DELIMITAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO	39
3.2	PROCEDIMENTOS METODOLÓGICOS	40
3.2.1	<b>Procedimentos de Amostragem e de Laboratório</b>	40
3.2.2	<b>Análise e Interpretação dos Dados de Campo</b>	42
3.2.3	<b>Análise e Processamento de Imagens</b>	42
<b>4</b>	<b>RESULTADOS E DISCUSSÃO</b>	45
4.1	PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS DO SEDIMENTO	45
4.2	COMPOSIÇÃO DOS MACROINVERTEBRADOS BENTÔNICOS	46
4.2.1	<b>Índices</b>	49
4.3	PARÂMETROS LIMNOLÓGICOS E DADOS ESPECTRAIS	52
4.3.1	<b>Temperatura</b>	53
4.3.2	<b>Transparência</b>	53
4.3.3	<b>Turbidez</b>	55

<b>4.3.4</b>	<b>Totais de Sólidos Suspensos</b> .....	<b>55</b>
<b>4.4</b>	<b>ÍNDICES RADIOMÉTRICOS</b> .....	<b>56</b>
<b>4.4.1</b>	<b>Índice de Vegetação por Diferença Normalizada</b> .....	<b>56</b>
<b>4.4.2</b>	<b>Índice de Diferença Normalizada da Água</b> .....	<b>58</b>
<b>4.5</b>	<b>ANÁLISE DAS IMAGENS MULTIESPECTRAIS</b> .....	<b>59</b>
<b>5</b>	<b>CONSIDERAÇÕES FINAIS</b> .....	<b>65</b>
	<b>REFERÊNCIAS</b> .....	<b>66</b>

## 1 INTRODUÇÃO

Os impactos provenientes das atividades antrópicas sobre os ecossistemas aquáticos têm gerado grandes preocupações quanto à quantidade e qualidade dos recursos hídricos. A água que provém de reservatórios artificiais apresenta grande importância tanto de ordem social como econômica, devido aos seus múltiplos usos. Neste aspecto, é importante avaliar a qualidade da água e sua situação de vulnerabilidade frente às atividades humanas, visando a importância da gestão dos recursos hídricos no que se refere ao seu gerenciamento, uso e conservação (SANTI et al., 2012).

A qualidade das águas dos rios vem sendo comprometidas pela ocupação desordenada das bacias hidrográficas. Aliado a isso, o desenvolvimento social e econômico tem contribuído para o aumento da demanda por água, provocando alterações de ordem física, química e biológica nos ecossistemas aquáticos (SOUZA et al., 2014). A disponibilidade da água também depende em grande parte das mudanças climáticas, a variabilidade interanual do clima associada aos fenômenos climáticos pode gerar anomalias, evidenciando os eventos extremos (ORSINI, 2008), especialmente nas regiões semiáridas.

Algumas comunidades aquáticas são utilizadas como bioindicadoras da qualidade ambiental, sendo uma forma de avaliar a situação ecológica dos corpos hídricos (DIAS et al., 2012). Desta forma, podem complementar importantes informações sobre a qualidade dos ambientes aquáticos, especialmente para a avaliação de impactos ambientais decorrentes de descargas pontuais de efluentes domésticos e industriais (PIEDRAS et al., 2006).

Neste contexto, a comunidade de macroinvertebrados bentônicos tem sido utilizada em programas de monitoramento da qualidade da água (BARBOULA et al., 2011). Os indivíduos desta comunidade habitam no sedimento aquático e atuam como indicadores biológicos capazes de refletir às condições ambientais diversas. Assim, podem auxiliar na detecção e prevenção dos impactos negativos, contribuindo para uma diagnose da qualidade ambiental (MOURA-SILVA et al., 2016).

O sensoriamento remoto também vem sendo uma eficiente ferramenta em estudos ambientais. Os corpos hídricos possuem elementos que oferecem grande potencial para aplicação das técnicas desta tecnologia (NOVO, 2007). Deste modo, é possível desenvolver análises de dados em importantes trechos de bacias hidrográficas através de mapas temáticos, contemplando o uso e ocupação do solo e contribuindo para o adequado gerenciamento deste recurso.

Na bacia hidrográfica do rio São Francisco, o reservatório Sobradinho tem sofrido constantes interferências antrópicas. Neste sentido, vários fatores influenciam na disponibilidade e qualidade da água para seus múltiplos usos e importantes atividades socioeconômicas localizadas próximas às margens do reservatório contribuem para o processo de deterioração deste recurso, quando considerado a existência de práticas inadequadas.

Estudos foram realizados no reservatório Sobradinho usando a comunidade de macroinvertebrados bentônicos como bioindicadores, como Borges et al. (2010), Queiroz, Trivinho-Strixino e Nascimento (2000), Santos et al. (2016) e outros utilizando técnicas do sensoriamento remoto, como os trabalhos realizados por Fernandes (2015), Santos (2012) e Silva, Lopes e Azevedo (2005b), porém, ainda são escassos. Há poucos registros quanto à relação da estrutura e composição destes bioindicadores e o nível de degradação ambiental do reservatório. Do mesmo modo, quanto às aplicações do sensoriamento remoto como auxílio na avaliação das condições ambientais, sobretudo, do uso e ocupação do solo.

Diante disso, é de fundamental importância a realização de estudos que possam contribuir para qualidade ambiental do reservatório Sobradinho e na tomada de decisão dos gestores. Assim, considerando a importância deste reservatório para a região semiárida e a necessidade de pesquisas sobre a temática, o objetivo do presente trabalho é analisar a qualidade ambiental em diferentes trechos do reservatório, utilizando a comunidade de macroinvertebrados bentônicos como bioindicadores e técnicas de sensoriamento remoto.

## 1.1 OBJEITVOS

### 1.1.1 Objetivo Geral

Analisar a qualidade ambiental em diferentes trechos do Reservatório Sobradinho através de indicadores biológicos e imagens de sensoriamento remoto.

### 1.1.2 Objetivos Específicos

- Determinar a qualidade dos parâmetros físico-químicos do sedimento e caracterizar a estrutura e composição da comunidade de macroinvertebrados bentônicos do reservatório Sobradinho;
- Diagnosticar a qualidade ambiental do reservatório Sobradinho através dos índices Shannon Wiener e *Biological Monitoring Working Party Score* (BMWP);

- Analisar por meio de imagens de sensoriamento remoto os parâmetros limnológicos, bem como, o uso e ocupação do solo no reservatório Sobradinho.

## 1.2 ESTRUTURA DA DISSERTAÇÃO

Este trabalho está organizado em cinco seções, a saber:

A primeira seção apresenta uma breve introdução sobre a problemática da degradação ambiental nos recursos hídricos, elucidando o uso de ferramentas aplicadas em avaliações da qualidade ambiental, concluindo com a proposta dos objetivos.

A segunda seção refere-se à fundamentação teórica, abordando de maneira sucinta, os problemas que afetam a qualidade hídrica, especialmente em bacias hidrográficas. Apresenta alguns conceitos e aplicações de estudos sobre bioindicadores, índices e sensoriamento remoto. Além disso, descreve os aspectos gerais inerentes ao arcabouço legal e a estrutura institucional da gestão dos recursos hídricos em bacias hidrográficas.

A terceira seção trata-se da metodologia do trabalho, mostra a delimitação da área estudada e descreve todos os procedimentos metodológicos envolvidos, incluindo o processo de obtenção dos dados de campo, os índices utilizados e o processamento das imagens de sensoriamento remoto.

A quarta seção apresenta e discute os resultados encontrados. Inicialmente, os dados da comunidade de macroinvertebrados bentônicos são exibidos, mostrando a estrutura e composição desta comunidade aquática no período estudado e as condições da qualidade da água de acordo com os índices utilizados. Posteriormente, são apresentados os resultados inerentes ao sensoriamento remoto, apontando o uso e ocupação do solo através das imagens orbitais.

Na quinta seção, uma breve conclusão do trabalho é feita. Esta seção aponta a contribuição da pesquisa e reúne de maneira geral, os resultados encontrados, sugerindo indicação de trabalhos futuros.

Espera-se que através dos aspectos abordados e dos resultados encontrados possam servir de subsídios à gestão de bacias hidrográficas e de incentivo para outros estudos, contribuindo para maior conhecimento e preservação dos ecossistemas aquáticos.

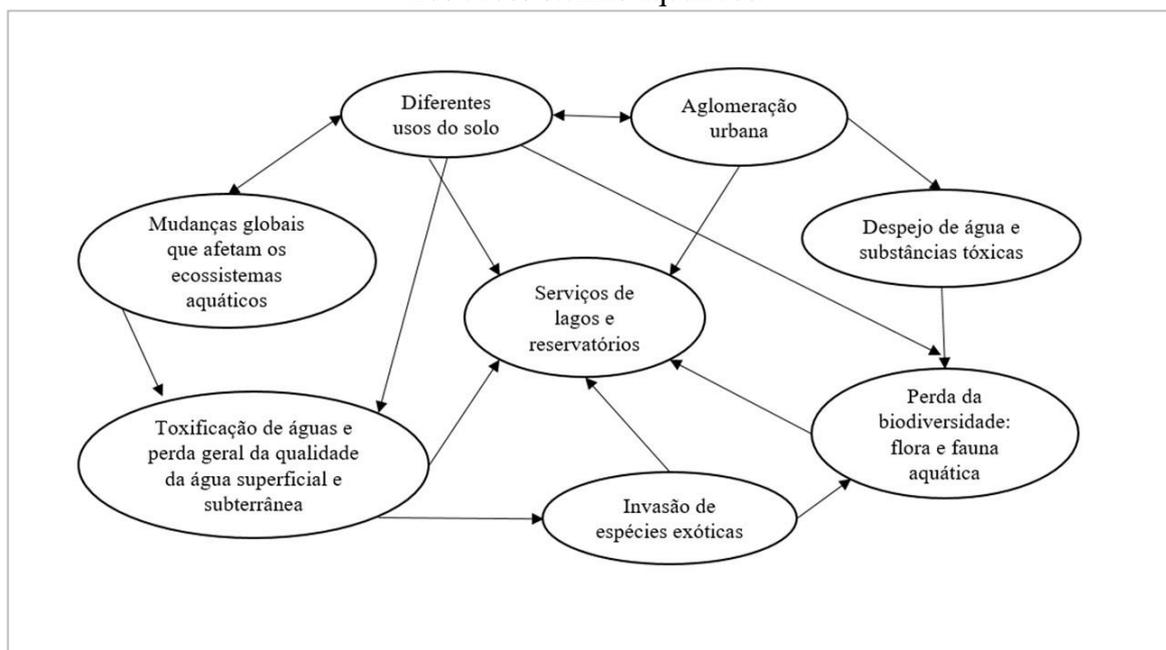
## 2 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

### 2.1 QUALIDADE DA ÁGUA EM BACIAS HIDROGRÁFICAS

Os termos conceituais da qualidade da água não estão exclusivamente vinculados ao seu estado de pureza, mas sim às suas características físicas, químicas e biológicas. O monitoramento destas características é fundamental para obtenção de informações relacionadas às condições ambientais, especialmente em bacias hidrográficas, servindo como subsídio às tomadas de decisão que objetivam, sobretudo, a conservação e o uso sustentável das águas (ABREU; CUNHA, 2015).

Tundisi (2008) discute os principais problemas globais relacionados à crise hídrica, dentre estes, destacam-se: expansão dos centros urbanos; aumento da demanda por água; estresse e escassez de água; entre outros. Como estes problemas estão relacionados à qualidade e quantidade dos recursos hídricos, a conservação da biodiversidade e a qualidade de vida da população humana também são comprometidas. O autor apresenta as principais inter-relações dos processos que afetam a qualidade e quantidade da água (Figura 1) e enfatiza que para a mitigação destes problemas deve-se considerar o gerenciamento integrado no âmbito das bacias hidrográficas.

Figura 1- Representação das inter-relações dos principais problemas globais que interferem nos ecossistemas aquáticos.



Fonte: Tundisi (2008).

Os diferentes usos do solo aceleram o processo de deterioração da qualidade da água, sendo um dos potenciais impactos negativos que contribuem para o acelerado processo de eutrofização (NOGUEIRA et al., 2015). Desta forma, o nível elevado de eutrofização, indica uma resposta da pressão causada pelas atividades antrópicas no sistema aquático.

De acordo com Esteves (1998), a eutrofização refere-se ao aumento da concentração de nutrientes nos ambientes aquáticos, especialmente fósforo e nitrogênio, que tem como resultado o aumento de suas produtividades. Como implicação deste processo, o grau de trofia do corpo hídrico pode ser alterado entre os estados oligotrófico e mesotrófico para os estados eutrófico e hipereutrófico.

Para Lopes et al. (2015), em lagos e reservatórios o enriquecimento de nutrientes é a causa principal de diversas condições indesejáveis, tais como: proliferação de algas nocivas, mortandade de peixes e crescimento excessivo de macrófitas aquáticas. O desequilíbrio no crescimento de macrófitas aquáticas deve-se principalmente à falta de predadores e ao aumento do nível de eutrofização do ambiente. Em virtude disso, os gestores de reservatórios, tendo em vista o controle desse crescimento, também devem ter ações que controlem os usos e ocupações da bacia hidrográfica (ESTEVES, 1998; POMPÊO, 2008).

De acordo com Gunkel et al. (2015), o processo de eutrofização em reservatórios ocorre diferentemente nos ecossistemas temperados. A mudança no nível da água devido às condições operacionais da hidrelétrica torna-se o principal problema nos reservatórios tropicais, comprometendo em grande parte, o uso múltiplo dos mesmos.

## 2.2 MACROINVERTEBRADOS BENTÔNICOS

Os macroinvertebrados aquáticos constituem uma comunidade de organismos bentônicos (*bénthos* de origem grega significa profundidade) que vivem no fundo de ecossistemas aquáticos durante parte ou toda sua vida (ESTEVES, 1998). Apresentam ampla diversidade de grupos taxonômicos, tais como, platelmintos, anelídeos, nematódeos, moluscos e artrópodes, incluindo crustáceos e várias ordens de insetos. Algumas características da biologia e ecologia dos principais grupos estão descritas no Quadro 1.

A distribuição e abundância destes indivíduos bentônicos podem ser influenciados por fatores biogeográficos e características do ambiente, como, disponibilidade e qualidade do alimento, tipo de sedimento (ex. arenoso) e substrato (ex. macrófitas aquáticas), oxigênio dissolvido, pH, entre outros (GOULART; CALLISTO, 2003; SANTANA et al., 2009).

Quadro 1 - Principais grupos taxonômicos de macroinvertebrados e suas respectivas características biológicas e ecológicas.

GRUPOS	CARACTERÍSTICAS
Platelmintos	Vermes achatados de vida livre, encontrados associados a substratos, em águas pouco profundas e bem oxigenadas nos ambientes lênticos e lóticos. Possuem hábito alimentar carnívoro e detritívoro.
Anelídeos	As duas principais classes são Polichaeta e Oligochaeta, sendo que a primeira tem poucos representantes em águas interiores. Oligochaeta ocorre amplamente em diversos ambientes aquáticos, tendo hábito alimentar herbívoro e detritívoro. A classe Hirudinea (sanguessugas) são basicamente predadoras de macroinvertebrados ou ectoparasitas de vertebrados aquáticos.
Moluscos	Filo altamente diversificado, ocorrendo em ambientes lênticos e lóticos, associados ao substrato de fundo ou a plantas aquáticas (vegetação marginal e macrófitas). Dentre os moluscos, destacam-se os bivalves (filtradores) e os gastrópodes (herbívoros e raspadores).
Crustáceos	Possuem grande importância na estrutura de ambientes lênticos ou lóticos, ocorrendo associados a barrancos, vegetação marginal ou banco de macrófitas. Possuem representantes predadores, os quais utilizam hábito de alimentação raptorial, fragmentadores ou raspadores.
<b>Ordens de Insetos</b>	
Ephemeroptera	Indicadores de águas limpas e bem oxigenadas, ocorrendo preferencialmente em águas rápidas. As ninfas possuem hábito alimentar raspador ou filtrador.
Odonata	Possuem representantes marinhos, em águas salobras e em áreas de inundação temporárias. Ocorrem em rios e lagos, estando associadas ao sedimento, vegetação marginal e macrófitas. As larvas são predadoras.
Coleoptera	Organismos cosmopolitas, aquáticos ou semi-aquáticos, ocorrendo em águas doces, salobras e salinas. Colonizam ambientes com vegetação aquática, além de substratos como troncos e folhço. Larvas e adultos possuem hábito alimentar predador, filtrador ou raspador.
Trichoptera	Indicadores de águas limpas e bem oxigenadas. Ocorrem em águas quentes e frias, em ambientes lóticos ou lênticos. Algumas espécies constroem refúgios utilizando areia, seda, folhas e galhos. As larvas podem ser predadoras, raspadoras ou filtradoras.
Diptera	Ocorrem em abundância nos ambientes aquáticos, tanto em águas lóticas e lênticas. Pelo fato de algumas famílias suportarem ambientes com baixa oxigenação e com altas concentrações de matéria orgânica, são considerados indicadores de locais impactados. O hábito alimentar pode ser filtrador, coletor ou predador.

Fonte: Cerutti (2015), Gullan; Cranston (2008) e Tundisi; Matsumura-Tundisi (2008).

Os macroinvertebrados bentônicos apresentam diversos mecanismos para obtenção de alimento, têm como principal fonte de alimentação os detritos orgânicos (ESTEVES, 1998). Além disso, possuem adaptações especiais para locomoção ou até mesmo permanecerem fixos no substrato, tais adaptações garantem sobrevivência à variedade de condições naturais do ambiente (BAPTISTA, 2008).

Em termos ecológicos, são fundamentais nas cadeias tróficas, pois participam do fluxo de energia e na ciclagem de nutrientes (ABÍLIO et al., 2007; THOMAZI et al., 2008), sendo considerados bons bioindicadores (indicadores biológicos) capazes de refletir o nível de poluição ou impacto ambiental dos ecossistemas aquáticos. Assim, podem ser classificados como organismos sensíveis (intolerantes), tolerantes ou resistentes em relação à poluição orgânica (CALLISTO; MORETTI; GOULART, 2001).

Segundo Goulart e Callisto (2003), os organismos considerados sensíveis ou intolerantes são representados principalmente pelos insetos aquáticos, e necessitam de elevadas concentrações de oxigênio dissolvido na água. O grupo dos organismos tolerantes não necessita de altas concentrações de oxigênio dissolvido na água, pois a maioria utiliza o oxigênio atmosférico. Já os organismos resistentes são capazes de viver com depleção total de oxigênio por várias horas, além disso, são detritívoros, se alimentando da matéria orgânica depositada no sedimento, o que favorece adaptação aos mais diversos ambientes.

Atualmente, esses organismos vêm sendo utilizados como uma ferramenta importante em estudos de avaliação da qualidade ambiental. De acordo com Dias et al. (2012), a utilização de bioindicadores é uma forma de avaliar a situação ecológica da qualidade da água. E entre os indicadores biológicos mais utilizados para avaliar ecossistemas fluviais estão os macroinvertebrados bentônicos.

De acordo com Goulart e Callisto (2003), os estudos de macroinvertebrados bentônicos como bioindicadores de qualidade da água são utilizados amplamente em diversos países (e.g. Espanha, Austrália, Estados Unidos e Canadá), destacando os Estados Unidos, que apresentam “um estágio mais avançado quanto à utilização dos macroinvertebrados e outros grupos de organismos na avaliação de impactos ambientais”.

De acordo com Rosenberg e Resh (1993), prefere-se utilizar esses organismos bentônicos devido as seguintes atribuições: a) ciclo de vida longo, o que permite respostas temporais; b) relativamente grandes e sésseis ou de baixa mobilidade; c) possuir significativa diversidade biológica; d) fácil coleta, com procedimentos de amostragem padronizados e de

baixo custo; e) identificação taxonômica relativamente simples; f) indicar estado trófico do ambiente.

Trabalhos científicos têm sido desenvolvidos referentes à dinâmica, estrutura e composição de invertebrados bentônicos associados ao sedimento, destacando Abílio et al. (2007), Andrade, Santiago e Medeiros (2008), Brito-Junior, Abílio e Watanabe (2005), Souza e Abílio (2006), Souza, Abílio e Ribeiro (2008). Outros estudos relatam a abundância e composição destes organismos associados às macrófitas aquáticas, como os trabalhos realizados por Abílio (2002), Abílio et al. (2006), Dias et al. (2012) e Santana et al. (2009).

### 2.3 BIOINDICADORES E ÍNDICE BIÓTICO

Em termos gerais, Mendes (2006) define que um indicador é uma medição que se relaciona com mudança de qualidade ou mudança no estado de algo que se pretende avaliar, fornecendo informações da condição de um determinado fenômeno. A utilização de indicadores da qualidade de água consiste, portanto, no emprego de variáveis que se correlacionam com as alterações ocorridas no ecossistema aquático, sejam estas alterações de origens naturais ou antrópicas (TOLEDO; NICOLELLA, 2002).

Os bioindicadores são organismos que refletem respostas da situação biológica de um determinado ecossistema. Silveira (2004) enfatiza que os estudos baseados apenas em algumas espécies indicadoras são considerados de formato simplista, com isso, os organismos bioindicadores são representados por comunidades indicadoras. Estas comunidades são capazes de fornecer informações úteis para o conhecimento científico e atividades de manejo, sendo componentes importantes para o gerenciamento ambiental.

Já os índices objetivam transformar os dados em um formato mais acessível e de fácil compreensão e são utilizados como uma forma de sintetizar informações, integrando os resultados de diferentes variáveis, indicadores e bioindicadores (LANDIM-NETO et al., 2014).

De acordo com Baptista (2008), os índices bióticos surgiram a partir da preocupação de avaliar a qualidade ambiental dos recursos hídricos, observando que somente os dados dos parâmetros físicos e químicos não eram suficientes para medir as alterações da qualidade da água sobre as comunidades biológicas.

A partir do século XX, os pesquisadores alemães Kolkwitz e Marsson (1909) criaram uma base conceitual dos primeiros métodos para a elaboração de um índice biótico, o qual

ficou conhecido como índice de saprobidade (o nível de poluição). Esse índice foi desenvolvido como uma medida de contaminação, com base na presença de principalmente, bactérias, fungos, algas e protozoários (BAPTISTA, 2008; DOCIELE; FIGUEIRÓ, 2013; MONTEIRO et al., 2008).

Na Europa, os esforços conjuntos foram pioneiros para testar a aplicabilidade do sistema saprobico e a partir disso, outras metodologias foram testadas para aplicação dos índices bióticos (BUSS; BAPTISTA; NESSIMIAN, 2003). Segundo Dociele e Figueiro (2013), em 1976, um grupo de pesquisa foi formado na Grã-Bretanha para discutir e sintetizar o conhecimento sobre estes índices, gerando o sistema *Biological Monitoring Working Party Score System* (BMWP'S).

O índice BMWP, de caráter qualitativo, consiste em classificar a qualidade do corpo hídrico, com base na presença dos organismos da comunidade de macroinvertebrados bentônicos. É composto por nove grupos taxonômicos, que recebem um *score* (pontuação) de 1 a 10 (Quadro 2), levando em consideração o nível de tolerância dos organismos quanto à poluição orgânica, sendo que quanto maior a tolerância do organismo ao impacto, menor a pontuação, e os organismos mais sensíveis à poluição recebem pontuação maior (ALBA-TERCEDOR; SÁNCHEZ-ORTEGA, 1988; BUSS; BAPTISTA; NESSIMIAN, 2003).

Este índice tem sido usado como uma importante ferramenta para avaliação da qualidade ambiental em bacias hidrográficas. De acordo com Czerniawska-Kusza (2005) estudos científicos em diferentes países foram desenvolvidos com aplicação do BMWP, no Reino Unido (ARMITAGE *et al.*, 1983), no Canadá (BARTON; METCALFE-SMITH, 1992), na Espanha (ZAMORA-MUNOZ; ALBA-TERCEDOR, 1996), na Argentina (CAPITULO; TANGORRA; OCON, 2001), e Tailândia (MUSTOW, 2002), entre outros.

Segundo Baptista (2008) no Brasil, os primeiros trabalhos científicos que utilizaram o BMWP foram realizados por Junqueira e Campo (1998) na bacia Hidrográfica rio das Velhas, em Minas Gerais, e por Junqueira, Amarante e Dias (2000) no Estado de Goiás. E a partir destes, outros estudos têm sido desenvolvidos, como os realizados por Oliveira e Callisto (2010) e Silva, Everton e Melo (2016).

Quadro 2 – Táxons de macroinvertebrados bentônicos para aplicação do índice *Biological Monitoring Working Party Score System* (BMWP).

Táxons	Pontuação
Siphonuridae, Heptageniidae, Leptophlebiidae, Potamanthidae, Ephemeridae, Taeniopterygidae, Leuctridae, Capniidae, Perlodidae, Perlidae, Chloroperlidae, Aphelocheiridae, Phryganeidae, Molannidae, Beraeidae, Odontoceridae, Leptoceridae, Goeridae, Lepidostomatidae, Brachycentridae, Sericostomatidae, Calamoceratidae, Helicopsychidae, Megapodagrionidae, Athericidae, Blephariceridae.	10
Astacidae, Lestidae, Calopterygidae, Gomphidae, Cordulegastridae, Aeshnidae, Corduliidae, Libellulidae, Psychomyiidae, Philopotamidae, Glossosomatidae.	8
Ephemereidae, Prosopistomatidae, Nemouridae, Gripopterygidae, Rhyacophilidae, Polycentropodidae, Limnephelidae, Ecnomidae, Hydrobiosidae, Pyralidae, Psephenidae, Neritidae, Viviparidae, Ancylidae, Thiaridae, Hydroptilidae	7
Corophilidae, Gammaridae, Hyalellidae, Atyidae, Palaemonidae, Trichodactylidae, Unionidae, Mycetopodidae, Hyriidae, Platycnemididae, Coenagrionidae, Leptohiphidae, Oligoneuridae, Polymitarcyidae Dryopidae, Elmidae, Helophoridae, Hydrochidae, Hydraenidae, Clambidae	6
Hydropsychidae, Tipulidae, Simuliidae, Planariidae, Dendrocoelidae, Dugesidae, Aegidae, Baetidae, Caenidae, Haliplidae, Curculionidae, Chrysomelidae.	5
Tabanidae, Stratiomyidae, Empididae, Dolichopodidae, Dixidae, Ceratopogonidae, Anthomyidae, Limoniidae, Psychodidae, Sciomyzidae, Rhagionidae, Sialidae, Corydalidae, Piscicolidae, Hydracarina.	4
Mesoveliidae, Hydrometridae, Gerridae, Nepidae, Naucoridae (Limnocoeridae), Pleidae, Notonectidae, Corixidae, Veliidae, Helodidae, Hydrophilidae, Hygrobiidae, Dytiscidae, Gyrinidae, Valvatidae, Hydrobiidae, Lymnaeidae, Physidae, Planorbidae, Bithyniidae, Bythinellidae, Sphaeriidae Glossiphonidae, Hirudidae, Erpobdellidae, Asellidae, Ostracoda.	3
Chironomidae, Culicidae, Ephydriidae, Thaumaleidae	2
Oligochaeta (toda a classe), Syrphidae	1

Fonte: Alba-Tercedor e Sánchez-Ortega (1988).

## 2.4 SENSORIAMENTO REMOTO

No contexto histórico, o sensoriamento remoto (SR) teve grande marco na década de 1960, sendo uma das tecnologias mais sucedidas de coleta automática de dados para o levantamento e monitoração dos recursos terrestres em escala global (MENESES, 2012).

A origem do sensoriamento remoto ocorreu devido ao desenvolvimento da era espacial, de forma a obter seus primeiros avanços. Entretanto, o marco de grande importância ocorreu pelo lançamento do primeiro satélite de sensoriamento remoto (ERTS-1) pelos

Estados Unidos, que posteriormente foi renomeado para Landsat 1, colocado em órbita em 1972 (FLORENZANO, 2011; MENESES, 2012).

O termo Sensoriamento Remoto refere-se à obtenção de informações dos objetos da superfície terrestre sem que haja um contato físico entre o sensor e o objeto estudado. De acordo com Novo (2011) o uso do sensoriamento remoto tem a finalidade de observar fatos, fenômenos e processos que ocorrem na superfície da terra a partir do registro e da análise das interações entre a radiação eletromagnética e as substâncias que o compõem em diversas manifestações.

Para o SR, o sol é a principal fonte de radiação eletromagnética (REM) utilizada. Desta maneira, a REM é captada através dos sistemas sensores, sendo refletida ou emitida pelos objetos da superfície terrestre. Ou seja, a REM incide na superfície da terra, e parte dela é refletida para o espaço, e pode ser captada pelo sistema sensor, deste modo, importantes informações da superfície terrestre poderão ser obtidas (SAUSEN, 2006).

Nas imagens de SR, cada banda possui uma resolução espectral, que define o intervalo da faixa espectral amostrada pelo sistema sensor. Quanto maior o número de bandas de um sensor, maior a faixa do espectro amostrada e maior a capacidade de discriminação dos objetos da superfície terrestre. Portanto, expressa a capacidade de um sensor registrar a radiação em diferentes regiões do espectro (KUPLICH et al., 2016; SOUZA et al., 2007).

Além disso, as resoluções espacial, temporal e radiométrica são outros parâmetros importantes que podemos observar nos produtos do SR (Quadro 3). Em geral, a resolução espacial permite ver o nível de detalhe que o alvo apresenta, e a resolução temporal é definida pela frequência de passagem do satélite à mesma área na superfície terrestre (KUPLICH et al., 2016). Já a resolução radiométrica refere-se à radiação eletromagnética refletida e/ou emitida pelos alvos, sendo o valor da intensidade o que difere de um alvo para outro (SOUZA et al., 2007).

Em relação ao comportamento espectral, segundo Kuplich et al. (2016) cada objeto da superfície da terra tem uma maneira peculiar de refletir a REM, conhecida como assinatura espectral. Deste modo, cada alvo estudado possui uma resposta espectral distinta, devido as diferentes composições físico-químicas de cada um, conseqüentemente, cada alvo tem sua própria assinatura espectral (FIQUEIREDO, 2005).

Quadro 3 - Produtos da Série Landsat e os tipos de resoluções.

Sensor	Bandas Espectrais	Resolução Espectral	Resolução Espacial	Resolução Temporal	Resolução Radiométrica
<b>TM Landsat 5</b>	Banda 1 - Azul	0,45 - 0,52 $\mu\text{m}$	30 m	16 dias	8 Bits
	Banda 2 - Verde	0,50 - 0,60 $\mu\text{m}$			
	Banda 3 - Vermelho	0,63 - 0,69 $\mu\text{m}$			
	Banda 4 - Infraverm. Próximo	0,76 - 0,90 $\mu\text{m}$			
	Banda 5 - Infraverm. Médio	1,55 - 1,75 $\mu\text{m}$	120 m		
	Banda 6 - Infraverm. Termal	10,4 - 12,5 $\mu\text{m}$	30 m		
	Banda 7 - Infraverm. Médio	2,08 - 2,35 $\mu\text{m}$			
<b>OLI Landsat 8</b>	Banda 1 - Coastal aerosol	0,43 - 0,45 $\mu\text{m}$	30 m	16 dias	16 Bits
	Banda 2 - Azul	0,45 - 0,51 $\mu\text{m}$			
	Banda 3 - Verde	0,53 - 0,59 $\mu\text{m}$			
	Banda 4 - - Vermelho	0,64 - 0,67 $\mu\text{m}$			
	Banda 5 - Infraverm. Próximo	0,85 - 0,88 $\mu\text{m}$			
	Banda 6 - SWIR 1	1,57 - 1,65 $\mu\text{m}$			
	Banda 7 - SWIR 2	2,11 - 2,29 $\mu\text{m}$	15 m		
	Banda 8 - Pancromática	0,50 - 0,68 $\mu\text{m}$	30 m		
	Banda 9 - Cirrus	1,36 - 1,38 $\mu\text{m}$			

Fonte: EMBRAPA (2016).

Quanto ao comportamento espectral da água, Novo (2001) explica a importância de observar as cores que os alvos apresentam nas imagens de satélite, sendo uma das questões fundamentais para interpretação destas. De acordo com a autora, a interpretação da variação das cores da água em imagens de satélite torna-se mais complexa em comparação com outros alvos naturais, pelas seguintes razões:

- A região de maior incidência da luz na água (400 a 500 nm) e de maior interação entre a REM e os componentes da coluna d'água é afetada pela atmosfera;
- A transmitância da água é muito alta e variável, fazendo com que a energia emergente do volume da água integre informações relativas a diferentes profundidades para um mesmo corpo d'água;
- Os componentes opticamente ativos da água apresentam espectros de absorção semelhantes, o que muitas vezes torna difícil sua discriminação quando ocorrem simultaneamente no ambiente; A reflectância da água é muito pequena (aproximadamente 4%), faz com que os sensores disponíveis sejam muitas vezes insensíveis às alterações das cores;
- A reflectância da superfície da água é mais elevada que a do volume, sendo afetada por fatores externos, como vento e geometria de aquisição.

### **2.4.1 Índices Radiométricos**

Os índices radiométricos são medições capazes de identificar em imagens digitais áreas edificadas, cobertura vegetal, áreas inundadas, área foliar, entre outros (FRANÇA; TAVARES-JUNIOR; MOREIRA-FILHO, 2012). O Índice de Vegetação por Diferença Normalizada (NDVI), o Índice de Diferença Normalizada da Água (NDWI) e o Índice de Diferença Normalizada de Áreas urbanas (NDBI) são os principais índices radiométricos utilizados em pesquisas ambientais.

O Índice de Vegetação por Diferença Normalizada (NDVI) é utilizado para realçar áreas de vegetação, identificando seus diferentes tipos (vegetação densa, rasa, escassa, etc.). O mapeamento utilizando imagens do NDVI mostra detalhes de tons de cinza, em que os tons de cinzas mais claros são das áreas com mais densa cobertura vegetal, gradando para tons de cinza intermediários na medida em que a cobertura vegetal diminui, até os tons de cinza escuros das áreas sem nenhuma cobertura vegetal (MENESES; ALMEIDA, 2012).

O Índice de Diferença Normalizada da Água (NDWI) é aplicado para analisar características inerentes aos corpos hídricos e permite: (a) maximizar a reflectância típica da água utilizando o comprimento de onda do verde; (b) minimizar a baixa reflectância dos corpos de água no infravermelho próximo; e (c) realçar o contraste entre a água e a cobertura vegetal, proporcionada pelo infravermelho próximo (MCFEETERS, 1996).

### **2.4.2 Aplicações do Sensoriamento Remoto em Recursos Hídricos**

Em relação ao sensoriamento remoto e os recursos hídricos, Novo (2007) mostra qual capacidade os sensores orbitais têm de medir os parâmetros ambientais para o monitoramento da qualidade da água. No Quadro 4 estão descritos alguns parâmetros que podem ser medidos pelo sensoriamento remoto e quais possuem potencial futuro. Embora os parâmetros químicos e biológicos ainda sejam limitados pela tecnologia, o sensoriamento remoto permite determinar alguns parâmetros dinâmicos e geométricos.

Segundo Novo (2011) os dados confiáveis e concretos da superfície da Terra fornecidos pelos sistemas de sensoriamento remoto apresentam várias utilidades para diversas aplicações, dentre as quais se destacam: hidrológicas (mapeamento de áreas afetadas por inundações, avaliação de consumo de água por irrigação, modelagem hidrológica) e limnológicas (caracterização da vegetação aquática, identificação de tipos de água; avaliação do impacto do uso da terra em sistemas aquáticos).

Quadro 4 - Parâmetros físicos, químicos, biológicos, ecológicos, dinâmicos e geométricos que podem ser medidos pelo sensoriamento remoto.

	<b>Parâmetros</b>	<b>Métodos convencionais</b>	<b>Capacidade de sensoriamento remoto</b>
<b>Físicos</b>	Temperatura da água	Radiometria <i>in situ</i>	Sim
	Turbidez	Disco de Secchi, Turbidímetro	
	Cor	Filtração e determinação da absorção espectral 254 nm	
	Profundidade de zona eufótica	Perfis de irradiância em subsuperfície	
<b>Químicos</b>	Carbono orgânico dissolvido	Oxidação catalítica Espectroscopia de infravermelho	Parcialmente matéria orgânica dissolvida
	Fósforo Total	Digestão, mineralização, fotometria.	Esperado
	Óleos	-	Sim
<b>Biológicos</b>	Pigmentos clorofilados	HPLC, Extração e espectrofotometria	Sim
	Pigmentos acessórios		
	Biomassa fitoplanctônica	Filtragem e Pesagem	Esperado
	Detritos concentração	-	Sim
<b>Ecológicos</b>	Produção primária líquida	Garrafas de incubação	Sim
	Estado trófico da água	Índices de estado trófico	Esperado
	Macrófitas	-	Sim
<b>Dinâmicos</b>	Sedimentos em suspensão	Gravimétrico	Sim
	Nível da água	Régua, linígrafo	
<b>Geométricos</b>	Área do corpo d'água	Mapeamento	Sim
	Morfometria	Topografia/geomorfologia	

Fonte: Durand et al. (1999) e Novo (2007).

Aplicações do sensoriamento remoto vêm sendo realizadas em estudos relacionados à avaliação da qualidade da água, especialmente em reservatórios. Segundo Lopes, et al. (2014), o monitoramento da qualidade da água é fundamental nos dias atuais, e a utilização de dados do sensoriamento remoto demonstra grande potencial para isso, permitindo o monitoramento eficaz tanto em escala espacial como temporal.

No Estado do Piauí, Silva, Lima e Machado (2012) realizaram uma análise temporal da variação da lâmina d'água na lagoa de Parnaguá, utilizando imagens digitais obtidas pelo sensor Landsat-TM. Foi realizada classificação das imagens, gerando mapas temáticos. No referido estudo ressalta-se que o sensoriamento remoto é uma técnica que apresenta eficiência, com custo relativamente baixo e de fácil atualização.

Estudo realizado por Costa, Oliveira e Santos (2012) objetivou avaliar a qualidade da água no reservatório de Manso-MT através do Índice da Qualidade da Água (IQA) e auxílio de imagens orbitais. Além de determinar o IQA, foi gerado mapa de distribuição da concentração de fósforo por meio de imagens de satélite Landsat5/TM. Os autores concluem que a avaliação hídrica do reservatório com a utilização do sensoriamento remoto mostrou-se eficaz, fornecendo informações sobre a dinâmica trófica e qualidade da água.

Lopes et al. (2014) em estudo no reservatório Orós, Ceará, analisaram as variáveis limnológicas também a partir de dados de sensoriamento remoto. Em sua metodologia específica foram realizadas análises de correlação entre o fator de reflectância bidirecional (FR) e os dados de concentrações de sedimentos inorgânicos em suspensão, condutividade elétrica, turbidez e transparência, gerando os modelos de regressão simples. Os autores mencionam que os modelos desenvolvidos no estudo indicaram que as variáveis limnológicas podem ser quantificadas remotamente.

Nova, Torres e Coelho (2015) realizaram avaliação ambiental no estado de Alagoas, no baixo curso do rio São Francisco, identificando os principais usos da terra e os indicadores ambientais de impactos negativos, por meio de geotecnologias e aplicação de *check lists*. Além de observações e levantamento *in loco*, realizaram mapeamento espaço-temporal a partir de imagens digitais multiespectrais. Concluem que a metodologia sugerida permite a agilidade do diagnóstico, sendo fundamental à gestão e ao monitoramento da área.

No reservatório Itaparica, submédio São Francisco, a avaliação do comportamento da clorofila-a através de imagens do sensor Landsat-TM (bandas 1 a 5 e 7) foi estudada por Lopes et al. (2015). Os autores objetivaram analisar espacialmente a distribuição e ocorrência da clorofila-a, gerando em seus resultados um mapa de sua distribuição. Relevam que a modelagem realizada no referido estudo, utilizando imagens de satélite pode auxiliar no monitoramento com características espaciais e não pontuais.

Pereira, Lohmann e Maganhotto (2016) utilizando imagens do satélite Landsat-8, propõem novos Índices de Água, comparando com outros já existentes, com finalidade de mapear e delimitar os corpos hídricos. Os autores realizaram os testes na área do reservatório de Itaipu, na bacia hidrográfica do rio Paraná, concluindo que a técnica utilizada permite monitorar os corpos hídricos em escala espacial e temporal de maneira automática, sendo uma ferramenta importante para os gestores de bacias hidrográficas.

Diante disso, o estudo das imagens de sensoriamento remoto pode ser realizado a partir de uma única banda, razão de bandas, modelagem ou composição colorida. O monitoramento de grandes áreas pode ser feito por meio de técnicas de geoprocessamento, e mesmo em locais de difícil acesso, é possível obter informações quanto à qualidade ambiental, inclusive de toda área da bacia hidrográfica (CANDEIAS et al, 2015).

## 2.5 GESTÃO DE RECURSOS HÍDRICOS

### 2.5.1 Principais Aspectos Legais e Institucionais

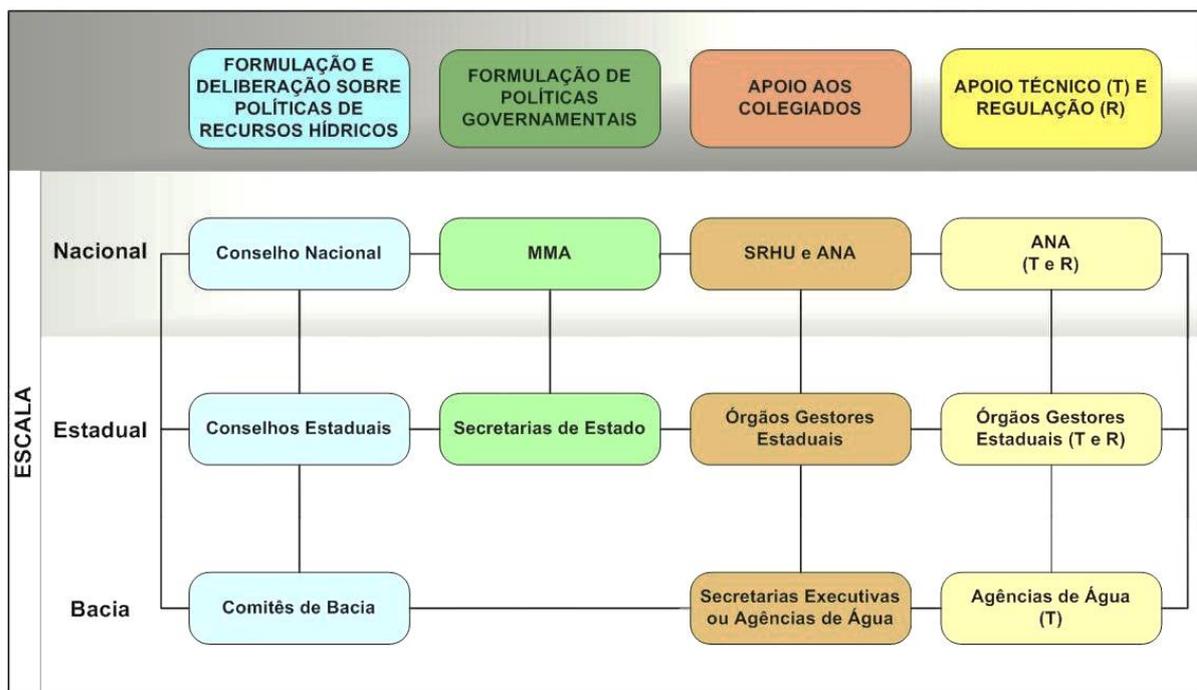
O desenvolvimento de atividades econômicas e o desordenado crescimento populacional vêm causando sérios problemas aos recursos hídricos. Em função disso, as instâncias públicas e civis articularam-se para criação de legislação e de políticas específicas, com o intuito de fundamentar a gestão participativa e descentralizada dos recursos hídricos (IGAM, 2014).

A gestão de recursos hídricos no Brasil é orientada pela Política Nacional de Recursos Hídricos (PNRH) instituída pela Lei nº 9.433 de 8 de janeiro de 1997, conhecida como Lei das Águas, a qual criou o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos (SINGREH). Desta forma, preconiza-se uma gestão integrada e participativa, que visa principalmente garantir a disponibilidade de água à atual e às próximas gerações, em padrões de qualidade adequados aos respectivos usos.

De modo geral, o SINGREH integra arranjos institucionais com inserção de espaços participativos de discussão e gestão na esfera nacional, na esfera estadual e no âmbito das bacias hidrográficas. Sua estrutura institucional é composta pelas instâncias de formulação e deliberação, de formulação de políticas governamentais, e de implementação e regulação (ANA, 2013), conforme representado na Figura 2. De acordo com Buss (2008) esta estrutura promove a formação de espaços nos quais todos os atores sociais envolvidos podem expor seus interesses e discuti-los de forma democrática.

Com o intuito de implementar a PNRH, foi criada Agência Nacional de Águas (ANA) instituída pela Lei nº 9.984 de 2000, um órgão regulador com vínculo ao Ministério do Meio Ambiente (MMA), responsável sobretudo pela implementação, operacionalização, controle e avaliação dos instrumentos de gestão e outras funções inerentes aos recursos hídricos.

Figura 2 - Estrutura institucional do Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos (SINGREH).



Fonte: ANA (2011).

Em apoio à gestão dos recursos hídricos, a ANA realiza o monitoramento da Rede Hidrometeorológica, sendo que, dos 12.963 mil rios cadastrados no Sistema de Informações Hidrológicas, a ANA monitora 2.176. Os dados de volume de chuvas, evaporação da água, nível e vazão dos rios, quantidade de sedimentos e qualidade das águas são mensurados através das estações de monitoramento, distribuídas nas bacias hidrográficas. Estas

informações hidrológicas são a base para a concessão, pela ANA, de outorga pelo uso de recursos hídricos dos rios federais (ANA, 2016).

Dentre os fundamentos da Lei nº 9.433/1997, destaca-se o art.1º, inciso VI, que estabelece: “a gestão dos recursos hídricos deve ser descentralizada e contar com a participação do Poder Público, dos usuários e das comunidades”. Segundo Rodrigues, Malafaia e Castro (2008), a lei propõe um modelo de gestão de recursos hídricos que tem como base a consolidação das relações entre o Poder Público, a sociedade civil e os usuários, sendo que os Comitês de Bacia são bons exemplos de estabelecimento destas relações.

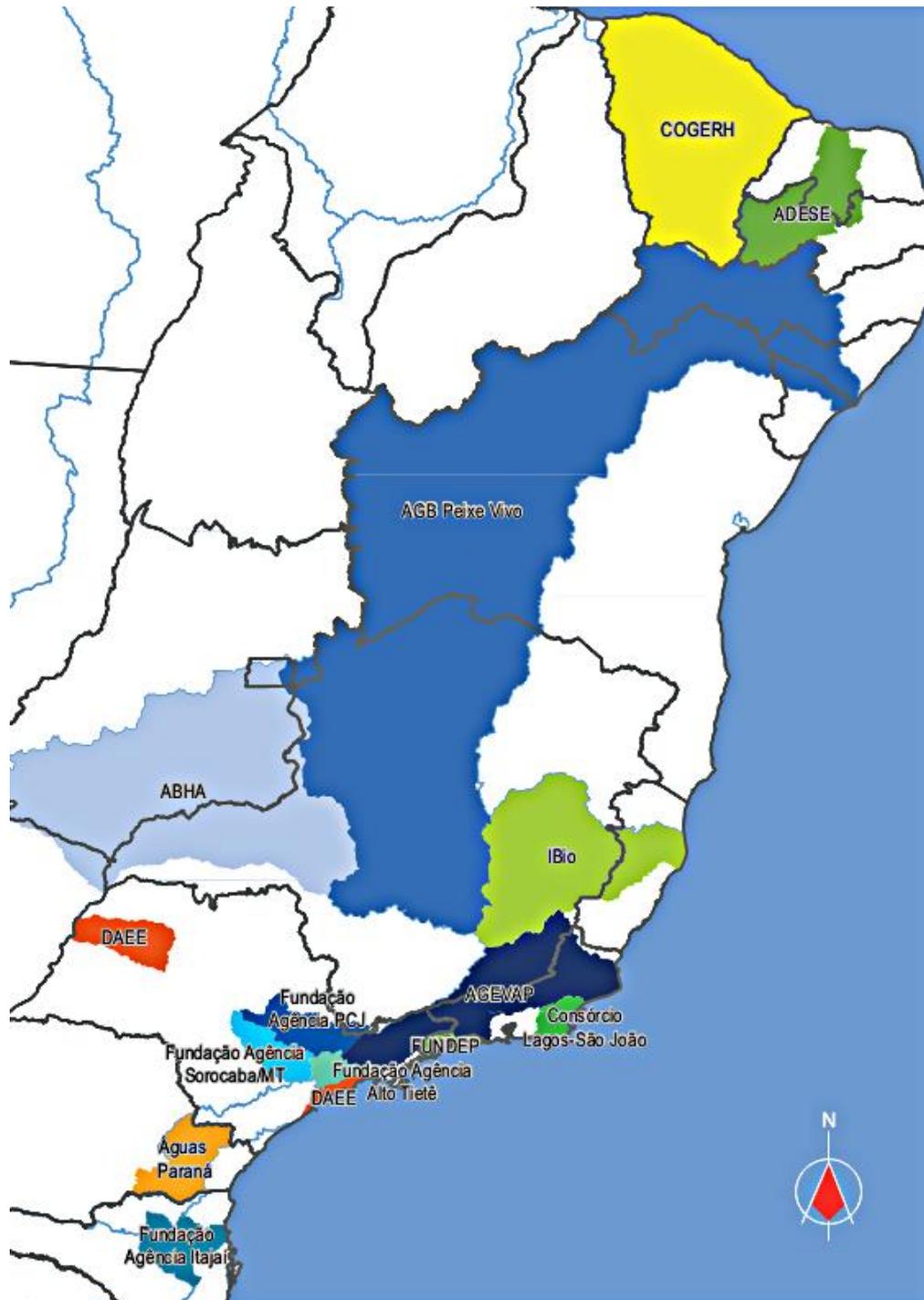
Os Comitês de Bacias Hidrográficas têm como atribuição legal deliberar sobre a gestão das águas em consonância com o poder público, e desempenham importante papel neste sistema participativo de gestão. No âmbito da sua área de atuação, são responsáveis pela aprovação da adequada aplicação dos Planos de Recursos Hídricos da bacia, que permitem integrar e articular os demais instrumentos da Política (ANA, 2011).

As decisões sobre os usos dos rios em todo o País são tomadas pelos Comitês de Bacias Hidrográficas, constituídos por um terço (1/3) dos representantes da sociedade civil, do estado e dos municípios (CETESB, 2016). No período entre os anos 2013 e 2016, o Comitê da Bacia Hidrográfica do Rio São Francisco (CBHSF) encontrava-se representado por 32,2% do poder público, 25,8% da sociedade civil, 38,7% dos usuários e 3,3% da comunidade indígena. Dentre os Estados com maior representação no Comitê destacam-se: Minas Gerais, Bahia e Pernambuco (ARRUDA, 2015).

Ainda conforme disposto no art. 41 da Lei nº 9.433/1997, as Agências de Água ou de Bacia exercem função de secretaria executiva dos seus respectivos Comitês de Bacia. Desta forma, cabem as entidades que exercem função de Agência de Água (Figura 3) oferecer subsídios técnicos à discussão sobre o planejamento e a gestão dos usos da água no âmbito de sua área de atuação.

Os instrumentos que integram a Política Nacional de Recursos Hídricos são inter-relacionados e formam a base para regulação, planejamento e apoio para a gestão de recursos hídricos, a saber: (a) Planos de Recursos Hídricos; (b) enquadramento dos corpos de água em classes, segundo os usos preponderantes da água; (c) outorga dos direitos de uso de recursos hídricos; (d) cobrança pelo uso de recursos hídricos; (e) compensação a municípios; (f) Sistema de Informações sobre Recursos Hídricos.

Figura 3 - Área de abrangência das agências de bacia.



Fonte: ANA (2014).

Destaca-se, que através do Sistema de Informações sobre Recursos Hídricos (SIRH) é possível obter informações sistematizadas inerentes à qualidade e disponibilidade da água, podendo contribuir para resolução de problemas que comprometem os múltiplos usos em reservatórios, além disso, viabiliza o processo decisório da gestão.

No art. 25 da Lei nº 9.433/97 define que o Sistema de Informações “é um sistema de coleta, tratamento, armazenamento e recuperação de informações sobre recursos hídricos e fatores intervenientes em sua gestão”. Segundo Sobral (2011) o Sistema de Informações surgiu da necessidade de democratizar o processo de gestão participativa, constituindo-se em uma importante ferramenta para democratização de informações.

Desta forma, o Sistema de Informações é um instrumento de apoio à implementação da Política e do SINGREH. Além disso, as informações e os dados que integram o SIRH devem oferecer suporte à construção e aplicação dos demais instrumentos, sendo fundamental ao processo de tomada de decisão dos gestores. Segundo Porto e Porto (2008) o SIRH é a base essencial à adequada aplicação de todos os demais instrumentos de gestão.

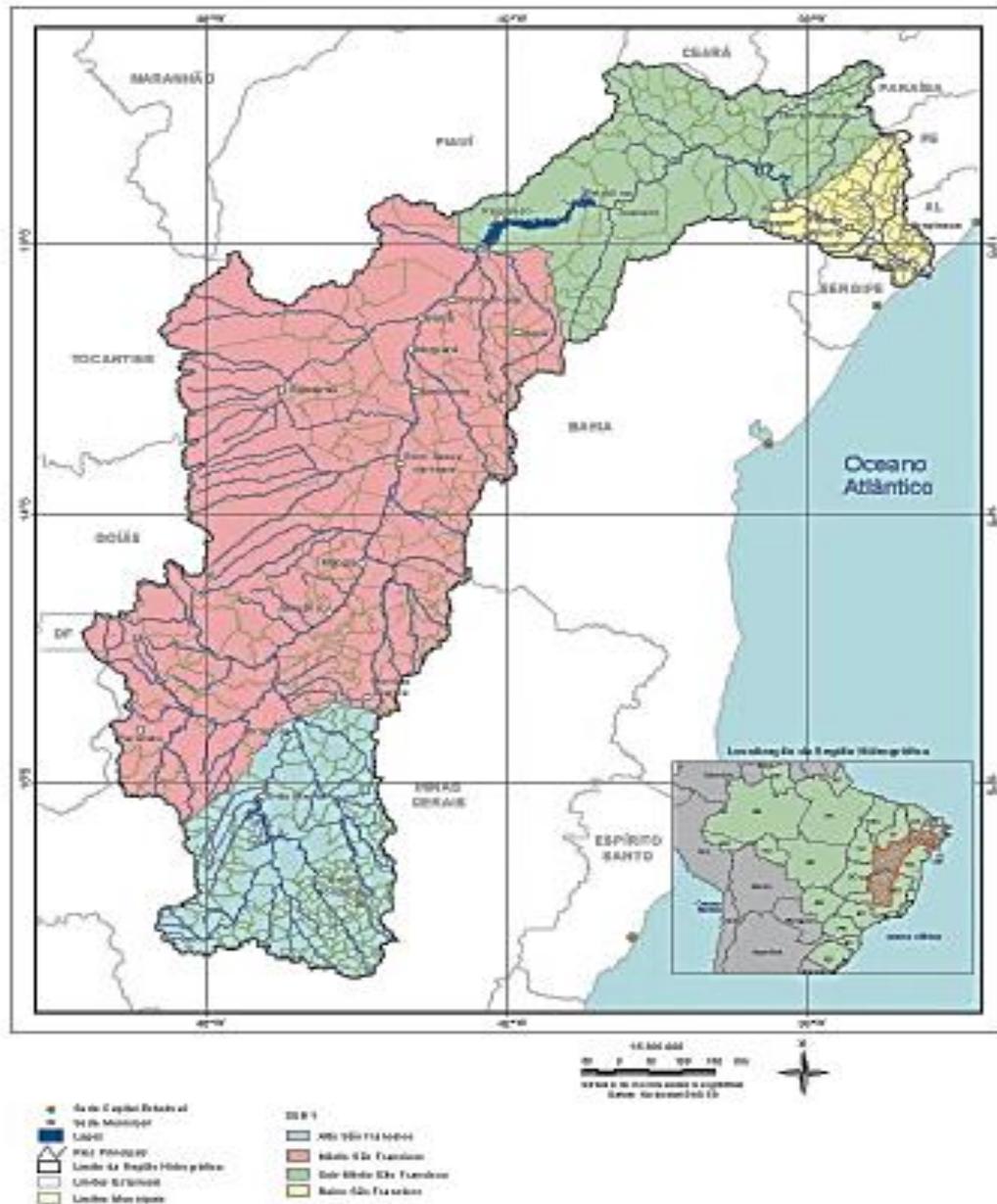
## 2.6 BACIA HIDROGRÁFICA RIO SÃO FRANCISCO: ÁREA DE ESTUDO

A bacia hidrográfica do rio São Francisco (Figura 4) está dividida em quatro regiões fisiográficas denominadas de Alto, Médio, Submédio e Baixo São Francisco, com área de drenagem de 638.466 Km<sup>2</sup> e 2.800 Km de extensão, ocupando 8% do território nacional. Abrange 521 municípios distribuídos entre os estados de Minas Gerais, Bahia, Pernambuco, Alagoas, Sergipe, Goiás e parte do Distrito Federal. Importante destacar que dos 456 municípios com sede na bacia, somente 93 possuem tratamento de esgoto (ANA, 2016).

Conhecido como “Rio da Integração Nacional”, o rio São Francisco nasce na Serra da Canastra, em Minas Gerais, escoando no sentido Sul-Norte, e sua foz entre os estados de Alagoas e Sergipe, contribuindo com 73% da oferta hídrica superficial para o Nordeste. Possui cobertura vegetal que inclui fragmentos de Cerrado no Alto e Médio, Caatinga no Médio e Submédio e de Mata Atlântica no Alto São Francisco (SOARES, 2013).

A agricultura é uma das atividades econômicas de grande importância, porém a região possui fortes contrastes socioeconômicos, devido a existência de áreas com situação crítica de pobreza. Como reflexo das principais atividades econômicas da bacia, destaca-se a necessidade de recuperação ambiental das áreas degradadas, para mitigação dos impactos ambientes existentes (ANA, 2016).

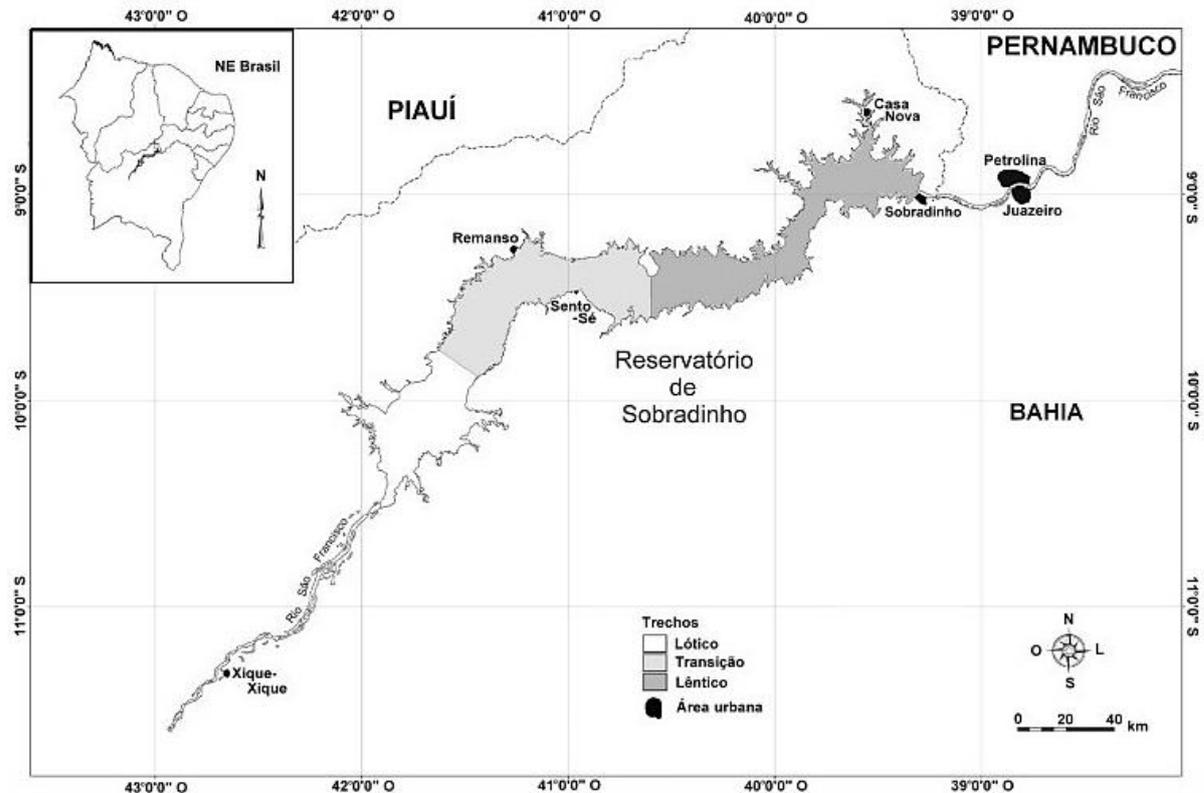
Figura 4 - Bacia Hidrográfica do rio São Francisco e suas respectivas divisões fisiográficas.



Fonte: BRASIL (2006).

O submédio São Francisco inclui diferentes regiões que estão divididas em lóticos, de transição e lênticos ao longo de sua extensão (Figura 5). Segundo Silveira (2004), os ecossistemas lóticos (rios, riachos e córregos) caracterizam-se pela grande variabilidade e complexidade de parâmetros abióticos e bióticos, tornando-os dinâmicos. Essa complexidade existente no sistema lótico deve-se ao uso da terra, geologia, tamanho da bacia de drenagem, além das condições climáticas locais (TOLEDO; NICOLELLA, 2002). Já os ambientes lênticos (lagos, lagoas, reservatórios) referem-se a um sistema de baixo fluxo.

Figura 5 – Diferentes tipos de sistemas hídricos existentes no reservatório Sobradinho.



Fonte: Medeiros et al. (2014).

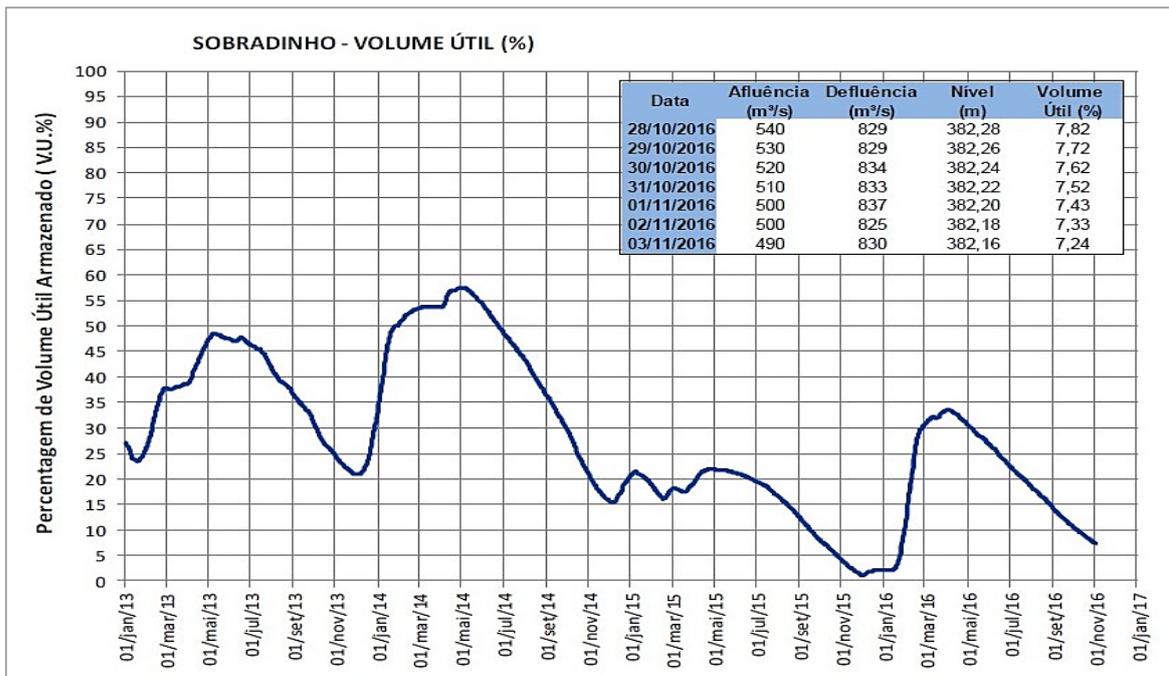
A regularização das vazões do rio São Francisco é proporcionada pelos grandes reservatórios, que ofertam maior segurança operacional de diversas captações para abastecimento de água. Em termos de capacidade, os principais reservatórios são: Três Marias, Sobradinho e Itaparica, juntos somam um volume útil com capacidade de 47.495 milhões de m<sup>3</sup>, sendo que o reservatório Sobradinho contribui com até 60% deste volume (ANA, 2015).

O reservatório Sobradinho situa-se no estado da Bahia, no submédio São Francisco, e possui cerca de 320 km de extensão, sendo considerado o segundo maior lago artificial do mundo. Na sua cota máxima de 392,5m armazena 34,1 bilhões de metros cúbicos, sendo importante na geração de energia elétrica e regularização das vazões para operação das demais usinas da bacia (BRASIL, 2010).

Em condições normais, o reservatório possui como meta a liberação de uma vazão mínima de 1.300 m<sup>3</sup>/s, sendo o principal reservatório de água no Nordeste brasileiro. Entretanto, os períodos prolongados de seca tem atingido o regime de sua vazão, comprometendo seus usos múltiplos, especialmente, para geração de energia, abastecimento e agricultura. Em 2015, o reservatório atingiu o nível mais baixo de seu volume útil registrado

na série histórica dos últimos dez anos. A Figura 6 representa este cenário, com o percentual do volume útil entre janeiro de 2013 a novembro de 2016, exibindo a situação crítica do nível de vazão do último mês observado.

Figura 6 - Volume útil (%) do reservatório Sobradinho no período entre janeiro de 2013 a novembro de 2016.



Fonte: ONS (2016).

A Agência Nacional de Águas (ANA) é responsável por definir e fiscalizar as condições de operação do reservatório, que estabelece regras de operação, sendo revisadas periodicamente, levando em consideração a garantia do uso múltiplo. A exemplo, a Resolução de nº1283/2016 dispõe sobre a redução temporária da descarga mínima defluente (1.300 m³/s para 700 m³/s) dos reservatórios de Sobradinho e Xingó, configurando o cenário da crise hídrica da região.

A redução de vazões mínimas causa impactos negativos aos usuários e aos serviços ambientais, tais impactos podem promover consideravelmente, aumento do tempo de residência (tempo médio de permanência da água no corpo hídrico) da água no reservatório. Com isso, os processos de concentração de nutrientes e a diminuição da capacidade de autodepuração do corpo d'água causam impactos significativos à comunidade aquática, podendo aumentar o desenvolvimento de algas que causam prejuízos para as captações de abastecimento (CBHSF, 2013).

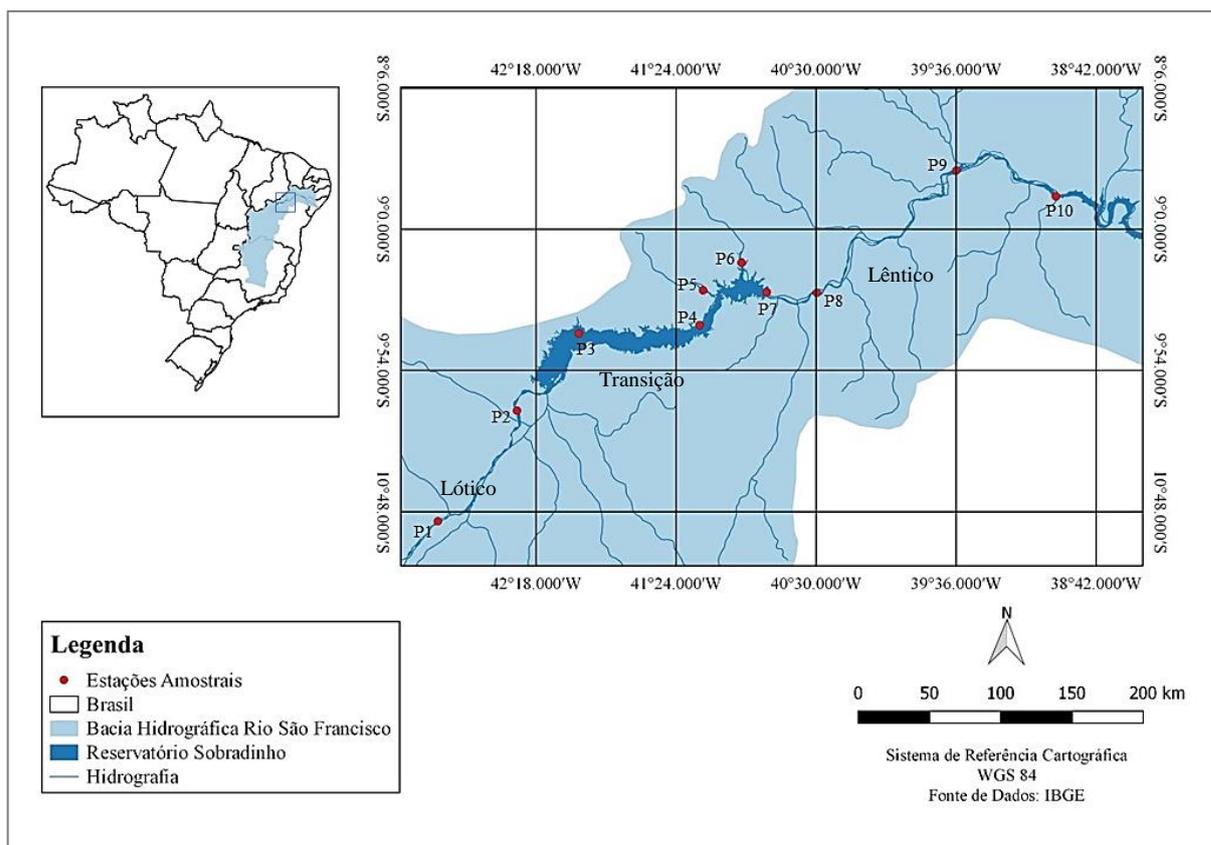
### 3 METODOLOGIA

Esta pesquisa tem abordagem quanti-qualitativa. Além dos processos estatísticos na análise e interpretação dos dados, compreende também uma análise qualitativa das representações cartográficas da área de estudo, analisando as informações de forma integrada. E quanto à natureza da pesquisa caracteriza-se como descritiva e explicativa (GIL, 2002).

#### 3.1 DELIMITAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

O estudo foi desenvolvido no reservatório Sobradinho entre o período de março de 2014 a janeiro de 2016 em dez estações amostrais (Figura 7). Para as coletas dos organismos bentônicos (macroinvertebrados), as estações amostrais foram subdivididas em margem e centro, totalizando vinte estações de coleta.

Figura 7 - Localização da área de estudo e das estações amostrais.

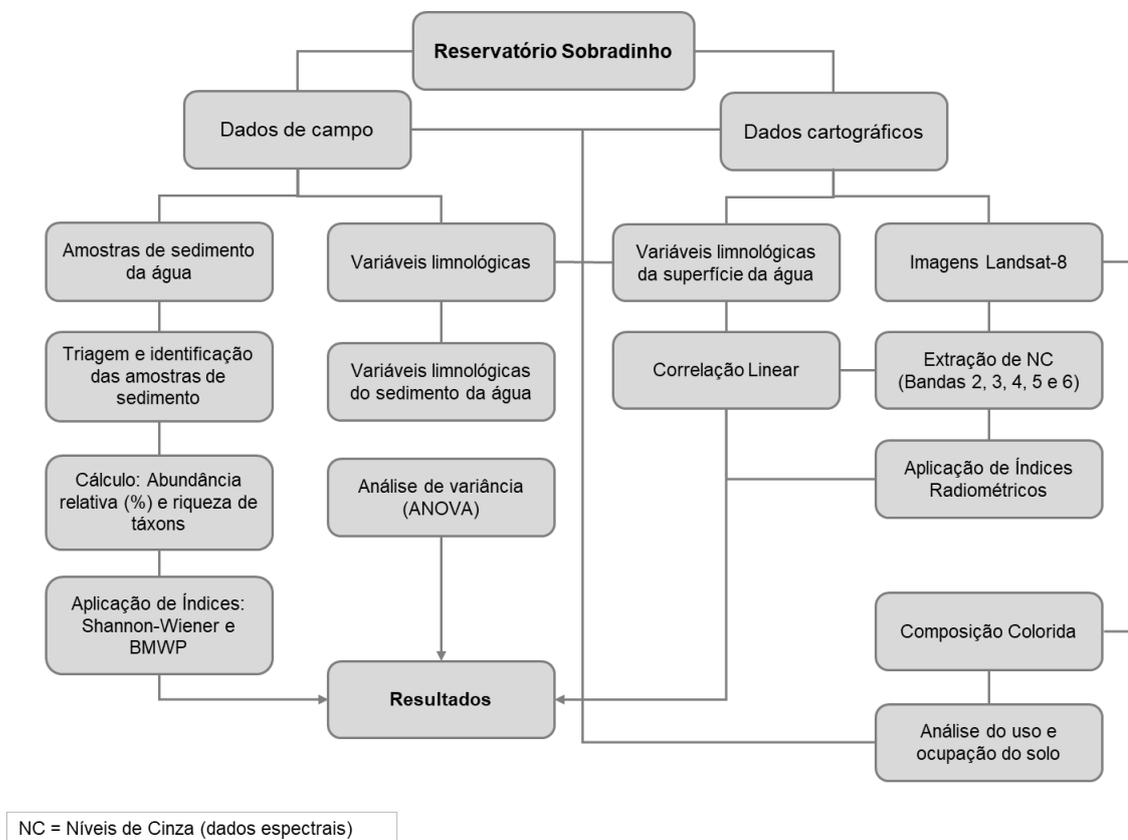


Fonte: Elaborado pela Autora.

### 3.2 PROCEDIMENTOS METODOLÓGICOS

Os procedimentos metodológicos estão subdivididos em duas partes: a primeira envolve os dados de campo, que compreendem a amostragem dos parâmetros físico-químicos e as amostras de sedimento da água, ou seja, do conteúdo presente no fundo do rio. A segunda parte trata-se dos dados cartográficos utilizados, envolvendo a relação de alguns dados de campo com dados espectrais de imagens de satélite. Posteriormente, todos os dados foram tratados e analisados. A Figura 8 representa todos os processos metodológicos realizados.

Figura 8 – Representação da metodologia utilizada no presente estudo.



Fonte: Elaborado pela Autora.

#### 3.2.1 Procedimentos de Amostragem e de Laboratório

As etapas a seguir foram realizadas através do Programa de Monitoramento dos Ecossistemas Aquáticos da Companhia Hidroelétrica do São Francisco (CHESF). Os dados de campo constituem-se, portanto, em dados secundários.

Em campo, foram mensurados os valores dos parâmetros físico-químicos do sedimento e de superfície: temperatura (°C), oxigênio dissolvido (mg/L), pH, transparência

(m), turbidez (UNT), condutividade elétrica ( $\mu\text{S}/\text{cm}^{-1}$ ), com auxílio de Sonda multiparâmetro (Hydrolab 5S), e para mensurar os valores da transparência da água (m) utilizou-se o disco de Secchi. Além destes, foram obtidos valores de fósforo total (mg/L), nitrogênio (g/Kg) e sólidos suspensos (mg/L). O Quadro 5 mostra os parâmetros que foram avaliados no sedimento e superfície da água durante o estudo.

Quadro 5 – Parâmetros da qualidade da água analisados no reservatório Sobradinho no período entre março de 2014 a janeiro de 2016.

PARÂMETROS DA ÁGUA ANALISADOS	SEDIMENTO	SUPERFÍCIE
Condutividade Elétrica ( $\mu\text{S}/\text{cm}$ )	X	
Fósforo Total (mg/L)	X	
Nitrogênio Total (g/Kg)	X	
Oxigênio Dissolvido (mg/L)	X	
Potencial Hidrogeniônico (pH)	X	
Sólidos Suspensos (mg/L)		X
Temperatura ( $^{\circ}\text{C}$ )	X	X
Transparência (m)		X
Turbidez (NTU)	X	X

Fonte: Elaborado pela Autora.

Para a obtenção de dados da composição dos macroinvertebrados aquáticos, foram coletadas amostras de sedimento com auxílio de uma draga do tipo Vanveem ( $400\text{ cm}^2$ ). As amostras foram armazenadas em sacos plásticos, devidamente identificados, preservadas em álcool a 70% e encaminhadas para o laboratório.

Em laboratório, as amostras de sedimento foram submetidas ao processo de triagem, com base na metodologia descrita pela CETESB (2003). As amostras foram lavadas em água corrente com três peneiras sobrepostas contendo abertura de malha de 2.000, 1.000 e 500  $\mu\text{m}$  respectivamente. O conteúdo retido nas duas primeiras peneiras foi distribuído em bandejas e analisado, os organismos encontrados foram armazenados em potes plásticos, preservados em álcool a 70%. Já o material retido na última peneira foi conservado em álcool a 70% e

submetido à técnica de flotação com solução saturada de NaCl, para separação do teor inorgânico. Posteriormente, as amostras foram encaminhadas para a identificação taxonômica.

### 3.2.2 Análise e Interpretação dos Dados de Campo

Os parâmetros físico-químicos do sedimento foram submetidos à análise de variância (ANOVA) para analisar as diferenças significativas em relação à variação espacial e temporal. Para análise dos dados referentes à composição de macroinvertebrados bentônicos foram calculados os valores da densidade de organismos (ind/m<sup>2</sup>), de abundância relativa (%) e de riqueza taxonômica (S) por amostra. O índice de diversidade Shannon-Wiener (H') foi calculado para avaliar a diversidade biológica desta comunidade aquática.

Foi aplicado o índice biótico *Biological Monitoring Working Party* (BMWP'), modificado por Alba-Tercedor e Sánchez-Ortega (1988) para classificar a qualidade ambiental dos diferentes trechos do reservatório. No Quadros 6 estão representadas as classes de qualidade e suas respectivas descrições.

Quadro 6 - Classificação do índice BMWP para qualidade ambiental do reservatório Sobradinho.

CLASSE QUALIDADE	BMWP	DESCRIÇÃO
I - Boa	> 120 101 - 120	Águas muito limpas (águas pristinas) Águas não poluídas ou sistema perceptivelmente não alterado
II - Aceitável	61 a 100	São evidentes efeitos moderados de poluição
III - Duvidosa	36 a 60	Águas poluídas (sistema alterado)
VI - Crítica	16 a 35	Águas muito poluídas (sistema muito alterado)
V - Muito Crítica	< 16	Águas fortemente poluídas (sistema fortemente alterado)

Fonte: Alba-Tercedor e Sánchez-Ortega (1988).

### 3.2.3 Análise e Processamento de Imagens

Utilizou-se imagens multiespectrais do sensor *Operational Land Imager* (OLI), satélite Landsat-8, as quais foram obtidas através do catálogo de imagens do Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. Foram adquiridas 6 cenas das seguintes orbitas/pontos: 216/66, 217/66, 217/67, 218/66, 218/67, 218/68 (Tabela 1), referentes aos meses abril e outubro de 2015.

Importante destacar que o satélite Landsat-8 foi lançado a partir do ano 2013, passando por uma fase de testes, sendo que as imagens do ano 2014 não foram encontradas disponíveis no referido catálogo. Porém, este satélite é uma versão mais avançada da série Landsat, com isso, justifica-se a escolha deste para o desenvolvimento da presente pesquisa. A data de aquisição das imagens levou em consideração os seguintes aspectos: datas próximas das coletas de campo e mínimo de cobertura de nuvens na área de amostragem.

Tabela 1 - Coordenadas geográficas das estações amostrais do reservatório Sobradinho e suas respectivas imagens orbitais dos meses abril e outubro de 2015.

Estações Amostrais	Coordenadas Geográficas		Município	Imagem Orbita/Ponto	Imagem Data/Mês/Ano	
P1	10°51'33.43"S	42°55'56.17"W	Barra-BA	218/68	09/04/2015	02/10/2015
P2	10°09'23.50"S	042°25'20.90"W	Pilão Arcado-BA	218/67	09/04/2015	18/10/2015
P3	09°39'37.24"S	042°01'24.72"W	Remanso-BA			
P4	09°34'8.91"S	041°12'1.41"W	Casa Nova-BA			
P5	09°23'22.01"S	041°13'36.96"W	Casa Nova-BA	218/66	09/04/2015	18/10/2015
P6	09°12'8.42"	040°58'56.31"W	Casa Nova-BA	217/67	02/04/2015	27/10/2015
P7	09°26'0.31"S	040°50'32.34"W	Sobradinho-BA			
P8	09°24'41.07"S	040°29'8.38"W	Petrolina-PE			
P9	08°37'28.9"S	039°35'57.88"W	Orocó-PE	217/66	02/04/2015	27/10/2015
P10	08°47'47.32"S	038°57'7.60"W	Belém de São Francisco-PE	216/66	11/04/2015	04/10/2015

Fonte: Elaborado pela Autora.

Foram utilizadas as bandas (2, 3 e 4) da faixa do visível do espectro eletromagnético para extrair os valores dos Níveis de Cinza (NC) em cada estação de coleta, usando o *software* SPRING (versão 5.4.3). Os dados de NC foram resultantes do valor central da dimensão 5x5 na leitura de pixels por banda, o qual corresponde à coordenada da estação amostral.

Para correlacionar os dados de NC com os dados de campo, os seguintes parâmetros da superfície da água foram analisados: Temperatura (°C), transparência da água (disco de secchi), turbidez (NTU) e totais de sólidos suspensos. Ressalta-se que para algumas estações de amostragem (P1, P2, P8 e P9) não foi possível mensurar os dados da transparência da água devido as fortes correntezas no local.

Para verificar a relação destes parâmetros com os dados espectrais das imagens (número digital) foi aplicado o método de regressão simples, calculando o coeficiente de correlação linear (Correlação de Pearson). A escolha dos parâmetros e das respectivas bandas

espectrais levou em consideração os resultados mais significativos, desta forma, os valores de NC (cada banda) foram testados para cada parâmetro estudado.

Analisou-se os parâmetros limnológicos (superfície) e a influência da vegetação e da água, calculando os índices radiométricos: NDVI e NDWI. Foi utilizado o número digital (NC) das bandas (3, 4, 5 e 6) do sensor OLI, e posteriormente, aplicou-se o método de regressão linear simples, gerando gráficos de dispersão para os parâmetros analisados.

O Índice de Vegetação por Diferença Normalizada (NDVI) foi calculado usando o NC das bandas do comprimento de onda do vermelho (B4) e do infravermelho próximo (B5), conforme a equação a seguir:

$$NDVI = (NC_{B5} - NC_{B4}) / (NC_{B5} + NC_{B4}) \quad (1)$$

Para o cálculo do Índice de Diferença Normalizada da Água (NDWI) utilizou-se o número digital das bandas situadas na região do comprimento de onda do verde (B3) e do infravermelho próximo (B5), conforme a equação a seguir:

$$NDWI = (NC_{B3} - NC_{B5}) / (NC_{B3} + NC_{B5}) \quad (2)$$

Também foi gerado combinação de bandas espectrais para melhor analisar o uso e ocupação do solo nas regiões lânticas, lólicas e de transição do reservatório Sobradinho. Foram utilizadas as bandas 2, 3, 4, 5 e 6 para a composição colorida RGB das imagens Landsat-8, utilizando o programa QGis (versão 2.18).

## 4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

### 4.1 PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS DO SEDIMENTO

Na análise de variância, os valores da temperatura ( $p=0,3962$ ), oxigênio dissolvido ( $p=0,4877$ ), pH ( $p=0,1756$ ) e turbidez ( $p=0,0161$ ) não apresentaram diferenças significativas entre as estações de amostragem, exceto a condutividade elétrica ( $p=0,0015$ ). Por outro lado, os resultados mostram a variação dos parâmetros físico-químicos do sedimento em relação à sazonalidade entre o período estudado (Tabela 2).

A temperatura da água no sedimento variou de  $24,45^{\circ}\text{C}$  (agosto/2014) a  $28,42^{\circ}\text{C}$  (março/2014). As concentrações mínimas e máximas de oxigênio dissolvido foram observadas nos meses outubro/2015 ( $6,37\text{mg/l}$ ) e janeiro/2016 ( $8,02\text{mg/l}$ ), respectivamente. O pH da água na maioria dos meses de coleta mostrou-se alcalino, apresentando valores médios mínimos de 7,68 em abril/2014 e máximos de 8,34 em janeiro/2016. Já a condutividade elétrica apresentou uma variação significativa entre os meses dezembro/2014 e outubro/2015, com os respectivos valores  $61,49$  e  $86,04 \mu\text{S/cm}$ . E a turbidez obteve grande variação durante o período estudado, sendo maior em abril/2014 ( $54,57 \text{NTU}$ ) e janeiro/2016 ( $33,58 \text{NTU}$ ).

Tabela 2 - Valores médios mensais e desvio padrão da temperatura ( $^{\circ}\text{C}$ ), profundidade (m), oxigênio dissolvido (mg/L), pH, condutividade elétrica ( $\mu\text{S/cm}$ ) e turbidez (UNT) do sedimento da água do reservatório Sobradinho no período de março (2014) a janeiro (2016).

Coletas		Temp. ( $^{\circ}\text{C}$ )	O. D (mg/L)	pH	C. E ( $\mu\text{S/cm}$ )	Turbidez (NTU)
2014	Março	28,42 ( $\pm 1,41$ )	6,58 ( $\pm 0,41$ )	7,75 ( $\pm 0,21$ )	64,71 ( $\pm 15,35$ )	17,75 ( $\pm 9,32$ )
	Maio	26,95 ( $\pm 1,15$ )	7,48 ( $\pm 0,35$ )	8,25 ( $\pm 0,31$ )	70,83 ( $\pm 9,25$ )	5,14 ( $\pm 5,09$ )
	Agosto	24,45 ( $\pm 0,66$ )	7,71 ( $\pm 0,60$ )	8,25 ( $\pm 0,42$ )	66,61 ( $\pm 10,66$ )	6,96 ( $\pm 8,04$ )
	Dezembro	26,49 ( $\pm 0,71$ )	6,87 ( $\pm 0,00$ )	8,06 ( $\pm 0,28$ )	61,49 ( $\pm 17,58$ )	7,30 ( $\pm 0,00$ )
2015	Abril	28,28 ( $\pm 0,91$ )	6,38 ( $\pm 0,70$ )	7,68 ( $\pm 0,20$ )	68,11 ( $\pm 16,79$ )	54,57 ( $\pm 51,83$ )
	Outubro	25,71 ( $\pm 0,52$ )	6,37 ( $\pm 2,14$ )	8,24 ( $\pm 0,44$ )	86,04 ( $\pm 59,97$ )	15,77 ( $\pm 17,58$ )
2016	Janeiro	27,89 ( $\pm 0,89$ )	8,02 ( $\pm 0,15$ )	8,34 ( $\pm 0,19$ )	67,52 ( $\pm 4,39$ )	33,58 ( $\pm 40,51$ )

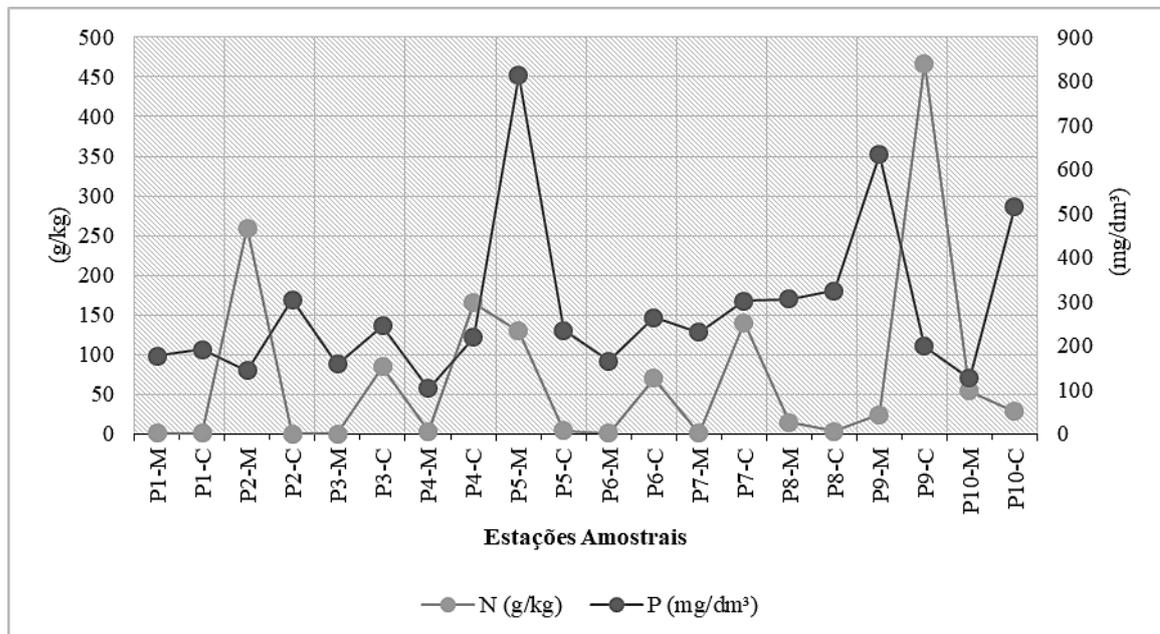
Fonte: Elaborado pela Autora.

De acordo com Guerreschi (2004) a temperatura e o oxigênio dissolvido são importantes variáveis na duração do ciclo de vida das comunidades bentônicas. A condutividade elétrica e o pH da água estão associados à alternância do regime de chuvas e à

natureza geológica da bacia hidrográfica, podendo influenciar na composição e abundância dos organismos aquáticos, principalmente dos moluscos (ABÍLIO et al., 2007; LEITE, 2001).

Em relação aos dados de fósforo e nitrogênio (Figura 9), foram registrados elevados valores de fósforo, destacando a estação P5 (812,76 mg/dm<sup>3</sup>) na região de margem. E o nitrogênio apresentou maiores concentrações na estação P9 (468g/kg) na região de centro. Segundo Esteves (1998), o fósforo é um fator limitante para a produtividade em ecossistemas aquáticos, quando em elevadas concentrações, torna-se o principal responsável pelo processo de eutrofização artificial da água.

Figura 9 – Valores médios das concentrações de fósforo (P) e nitrogênio (N) entre as estações amostrais margem (M) e centro (C) do reservatório Sobradinho, período entre março de 2014 a janeiro de 2016.



Fonte: Elaborado pela Autora.

#### 4.2 COMPOSIÇÃO DOS MACROINVERTEBRADOS BENTÔNICOS

Foram registrados 45 táxons e um total de 17.584 organismos distribuídos entre os filos Annelida, Nematoda, Platyhelminthes, Mollusca e Arthropoda. O filo Arthropoda obteve maior representatividade taxonômica, sobressaindo a classe Insecta, com 23 famílias.

A Tabela 3 mostra a abundância relativa e o número de táxons (riqueza) por estação amostral. Os valores do índice BMWP na Tabela 3 representam o *score* dos organismos que foram pontuados neste estudo, ressaltando que quanto maior a pontuação, menor nível de tolerância à poluição o organismo apresenta.

Observou-se que as áreas lânticas do reservatório Sobradinho apresentaram maior riqueza taxonômica e contribuição dos principais grupos de macroinvertebrados bentônicos. As estações amostrais P9 (S=22) e P10 (S=25) apresentaram maior riqueza de táxons no centro e margem, respectivamente.

As áreas lânticas apresentaram maior número de táxons por tratar de um sistema de baixo fluxo, oferecendo maior estabilidade aos organismos. Em contrapartida, o fluxo unidirecional da corrente impõe uma grande limitação ao estabelecimento dos organismos nos ambientes lóticos, que apresentam condições mais instáveis (SILVEIRA, 2004). Em geral, as comunidades aquáticas sofrem influência dos períodos sazonais, que determinam a hidrologia do ambiente e alterações dos níveis de vazão, podendo ocasionar o aporte de material em suspensão para coluna d'água e redução da transparência e da diluição dos nutrientes (CETESB, 2006).

Os filos Platyhelminthes e Nematoda tiveram menor contribuição na composição da comunidade bentônica, seguidos pelo filo Annelida, o qual esteve representado pelas classes Oligochaeta e Hirudinida. A classe Oligochaeta apresentou valores expressivos de abundância relativa na estação P9 (31,78%) e a classe Hirudinida na estação P8 (margem) com 29% dos indivíduos amostrados.

Esses anelídeos são extremamente tolerantes à poluição orgânica, principalmente Oligochaeta (GOULART; CALLISTO, 2003), entretanto, considera-se que a ocorrência destes nas estações amostradas seja insuficiente para indicar efeitos de degradação do ambiente, uma vez que obtiveram baixos valores de abundância relativa nas demais áreas de estudo.

Os moluscos *Corbicula fluminea* (Müller, 1774), *Aylacostoma* sp. (Spix, 1827) e *Melanooides tuberculatus* (Müller, 1774) ocorreram em todas estações amostrais. Este último foi mais expressivo nas áreas lânticas, com abundância mais elevada nas margens das estações P6 (45,27%) e P7 (35,35%). *Melanooides tuberculatus* é uma espécie exótica, introduzida na região semiárida, sendo encontrada em diversos tipos de ambientes. Possui grande capacidade de resistir às condições ambientais desfavoráveis devido suas estratégias morfofisiológicas (ABÍLIO et al., 2007; SANTANA et al., 2009), o que provavelmente favoreceu sua ocorrência no presente estudo.

Tabela 3 - Abundância relativa (%) e riqueza taxonômica (S) de macroinvertebrados bentônicos no reservatório Sobradinho durante março de 2014 a janeiro de 2016.

Táxons (Grupos)	Score BMWP	Ambientes Lóticos				Transição		Ambientes Lênticos															
		P1		P2		P3		P4		P5		P6		P7		P8		P9		P10			
		M	C	M	C	M	C	M	C	M	C	M	C	M	C	M	C	M	C	M	C		
<b>ANNELIDA</b>																							
Hirudinida	3					0,22	0,18	0,68	0,04	2,77	4,09	7,30	3,58	0,26		29,00	3,35	3,24	0,46	0,03	0,04		
Oligochaeta	1					18,01		3,69	3,57	17,10	3,51	10,22	5,16	16,41		2,11	2,11	31,78	7,96	6,90	1,44		
<b>NEMATODA</b>	-	0,13								2,86	0,38	9,37	0,69	3,60				0,06	3,44				
<b>PLATYHELMINTHES</b>	-							0,45					0,44		0,48	4,27	0,06	0,14		0,16			
Tennocephalida	-							0,02						0,12		2,13		0,20		0,03	0,95		
<b>Mollusca</b>	-																						
<b>Ampullariidae</b>	3*																						
<i>Asolene spixii</i>	-							1,59				0,78		0,12		0,45	0,22	0,07	1,76	7,62			
<i>Pomacea lineata</i>	-			0,48		0,04		6,35		3,28	5,15	0,16	0,44	0,81	6,67	4,78	6,74	0,42	3,99	0,84	2,80		
<b>Corbiculidae</b>	-																						
<i>Corbicula fluminea</i>	-	12,82	11,85	1,94	15,65	15,48	11,32	0,18	3,39	0,45	0,17		2,86	2,13	16,12	0,98	23,63	1,13	11,23	11,56	19,29		
<b>Mytilidae</b>	-																						
<i>Limnoperna fortunei</i>	-									3,02				1,06									
<b>Hyriidae</b>	6																						
<i>Diplodon rhuacoicus</i>	-																	1,97					
<b>Planorbidae</b>	3																						
<i>Biomphalaria straminea</i>	-					1,44		2,94		3,64	5,18	1,95	0,44	0,07		2,25	2,15	0,85	1,76	0,83	2,22		
<b>Thiaridae</b>	6																						
<i>Aylacostoma</i> sp.	-	2,19	1,24	1,74	4,76	3,47		9,10	2,89	1,97	1,29	6,67	0,06	2,20	10,72	9,76	7,54	3,55	0,39	8,13	9,27		
<i>Melanoides tuberculatus</i>	-		1,26	9,32	8,16	4,09	0,55	5,07	10,24	19,20	26,76	45,27	22,67	35,35	10,73	29,23	15,44	22,62	8,59	22,07	29,44		
<i>Littoridina</i> sp.	-												0,78										
<b>ARTHROPODA</b>	-																						
<b>Chelicerata</b>	-																						
Acari	-		0,31		5,41								0,06	0,22	0,56	7,14			0,21	1,48	0,23		
Araneae	-	1,85	0,95	0,45		5,56		0,02										0,07				0,12	
<b>Crustacea</b>	-																						
Amphipoda	-			1,97								0,05											
Ostracoda	3	0,26	12,18	9,67	10,30	1,39	6,14	35,86	26,96	16,27	14,13	8,25	14,92	31,34	36,51	0,56	5,34	1,65	34,44	21,74	12,04		
<b>Palaemonidae</b>	6																						
<i>Macrobrachium</i> sp.	-																					0,27	
<i>Palaemon</i> sp.	-																					0,05	
<b>Insecta</b>	-																						
<b>Coleoptera</b>	-																						
Elmidae	5		0,31		2,04		4,71					0,06				8,67	0,65	0,62	0,98	1,56			
Hydrophilidae	3			0,60				2,86															
Dolichopodidae	4																					0,03	
Staphilinidae	-																					0,14	
Noteridae	-					0,04				0,11													
<b>Diptera</b>	-																						
Charbonidae	-							0,95		6,76													
Ceratopogonidae	4	17,31	21,40	16,67	2,31			2,55	3,14							0,08	14,42	0,20	0,24	0,23			
Chironomidae	2	61,34	49,38	41,10	49,58	43,98	67,80	22,32	45,52	20,23	19,83	12,13	39,01	2,61	8,64	13,20	22,78	14,53	18,76	13,36	10,85		
Tipulidae	5									0,11													
<b>Ephemeroptera</b>	-																						
Baetidae	4	0,13								0,61		0,38		0,16		0,06	0,14	1,09	1,66	1,18			
Caenidae	4	3,70	0,48	7,37	0,57	4,22		0,08		7,92	0,16	0,68		5,87		0,19	0,27	0,57	4,29	2,06	1,90		
Ephemeridae	10								3,57		0,23												
Leptohyphidae	6									0,69									0,57				
Leptophlebiidae	10																		0,74		0,95		
<b>Hemiptera</b>	-																						
Belostomatidae	-							0,38															
Corixidae	3			0,60	0,65							4,21	0,29			0,42					0,31		
Naucoridae	3			0,62												0,78		0,10		0,02			
<b>Odonata</b>	-																						
Coenagrionidae	6					0,22				0,34		0,36											
Gomphidae	8					0,27		4,97		0,66		0,01		0,08	1,02	0,02	0,08		0,76	0,10	0,49		
Libellulidae	8										0,23					0,08	0,04	0,05		0,30			
<b>Tricoptera</b>	-																						
Hydroptilidae	6			5,71		0,40				0,60		4,66			0,19					0,50	0,23		
Leptoceridae	10					0,18	0,13																
Polycentropodidae	7					0,13				0,02		0,06										0,89	
<b>Collembola</b>	-			1,19								0,57	0,71									0,89	
Pulpa	-	0,26	0,63	0,60	0,57	0,83		0,44		1,11		0,15	0,16	0,85		0,39	0,56	0,34	0,62			3,20	
<b>Riqueza Taxonômica (S)</b>		10	11	16	11	18	8	19	10	21	15	22	17	17	10	18	20	20	22	25	21		

Fonte: Elaborado pela Autora.

Os insetos da família Chironomidae foram mais representativos em todo período de amostragem, observando maior abundância nas áreas lóxicas do reservatório, destacam-se as estações P1, com 61,43% (margem) e P3, com 67,80% (centro). Além destes, foram registrados a ocorrência de outros táxons, que contribuíram na composição da classe Insecta, tais como: Elmidae (Coleoptera), Caenidae (Ephemeroptera), Corixidae (Hemiptera), Gomphidae (Odonata), Hydroptilidae (Trichoptera), entre outros.

De modo geral, os Chironomidae (Diptera) são indicadores de ambientes poluídos, e sua dominância deve-se ao fato de possuírem adaptações que aumentam sua capacidade de colonização, garantindo sobrevivência tanto em ambientes lóxicos como lênticos (NESSIMIAN, 1995; SOUZA; ABÍLIO, 2006; TRIVINHO-STRIXINO, 2011).

A maioria dos indivíduos que compõem as ordens Ephemeroptera e Trichoptera necessita de elevados teores de oxigênio dissolvido na água, uma vez que não conseguem resistir às condições de depleção total, sendo sensíveis ao enriquecimento orgânico, decorrentes da eutrofização (GOULART; CALLISTO, 2003). Alguns representantes de Trichoptera, como Hydroptilidae e Leptoceridae encontrados no presente estudo, indicam águas com estado oligotrófico (CALLISTO, MORETTI; GOULART, 2001).

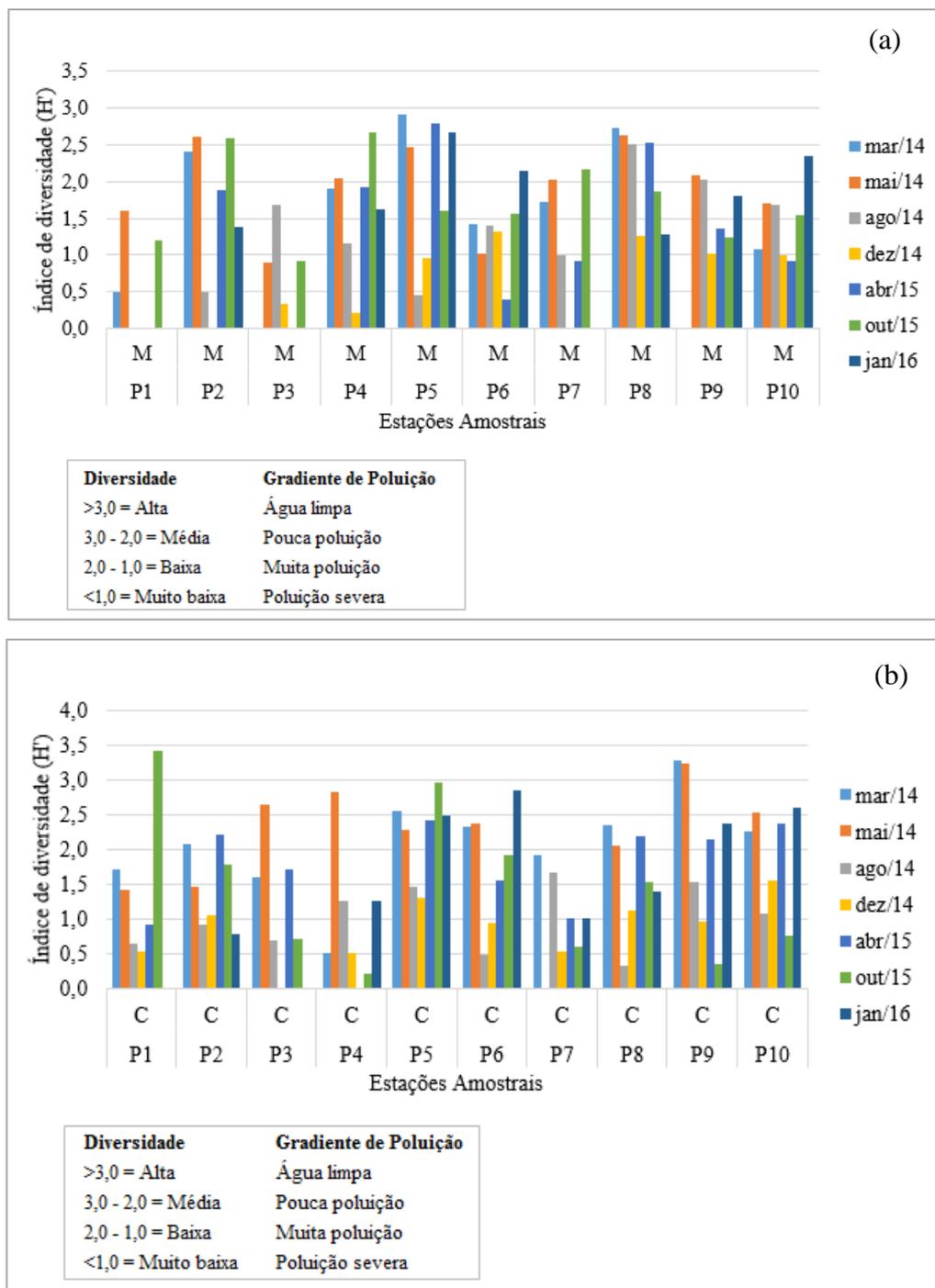
A heterogeneidade ambiental do reservatório Sobradinho possivelmente foi um fator que influenciou na estrutura e composição da comunidade de macroinvertebrados bentônicos. De acordo com Silveira (2004), a existência da heterogeneidade ambiental é ocasionada principalmente pela variabilidade temporal das condições físicas do rio. Santos et al. (2016) analisando o padrão longitudinal desta comunidade aquática ao longo da cascata de reservatórios, incluindo Sobradinho, concluíram que o tamanho do reservatório também influencia na biota aquática.

#### **4.2.1 Índices**

A diversidade biológica da comunidade de macroinvertebrados bentônicos mostrou-se maior para algumas regiões de centro do reservatório Sobradinho (Figura 10b). De modo geral, as estações amostrais apresentaram baixa diversidade, que corresponde água muito poluída, conforme o gradiente de poluição (Figura 10). Na região de margem, o índice variou de 0 a 2,9, já na região de centro a variação foi de 0 a 3,4, maior índice de diversidade foi encontrado na estação P1 ( $H'=3,4$ ) na região de centro.

Com base no índice BMWP, a qualidade ambiental do reservatório Sobradinho em todo período estudado oscilou entre as classes aceitável, duvidosa, crítica e muito crítica. De modo geral, as estações amostrais apresentaram qualidade muito crítica, indicando sistema fortemente alterado (Tabela 4).

Figura 10 – Índice de diversidade Shannon Wiener ( $H'$ ) entre as estações amostrais do reservatório Sobradinho entre março de 2014 a janeiro de 2016. (a) margem; (b) centro.



Fonte: Elaborado pela Autora.

Tabela 4 - Classificação da qualidade ambiental do reservatório Sobradinho através do índice Biological Monitoring Working Party (BMWP) no período entre março de 2014 a janeiro de 2016. (M) margem e (C) centro.

Estações Amostrais	mar/14	mai/14	ago/14	dez/14	abr/15	out/15	jan/16
<b>P1-M</b>	Muito Crítica (2)	Muito Crítica (15)	Muito Crítica (6)	Muito Crítica (4)	Muito Crítica (0)	Muito Crítica (12)	Muito Crítica (2)
<b>P1-C</b>	Muito Crítica (6)	Muito Crítica (6)	Muito Crítica (4)	Muito Crítica (15)	Muito Crítica (5)	Crítica (20)	Muito Crítica (4)
<b>P2-M</b>	Muito Crítica (11)	Muito Crítica (2)	Muito Crítica (7)	Muito Crítica (4)	Muito Crítica (14)	Muito Crítica (16)	Muito Crítica (15)
<b>P2-C</b>	Muito Crítica (9)	Muito Crítica (6)	Muito Crítica (7)	Muito Crítica (6)	Muito Crítica (8)	Muito Crítica (5)	Muito Crítica (8)
<b>P3-M</b>	Muito Crítica (1)	Muito Crítica (9)	Duvidosa (58)	Muito Crítica (3)	Muito Crítica (2)	Muito Crítica (2)	Muito Crítica (0)
<b>P3-C</b>	Muito Crítica (7)	Muito Crítica (10)	Muito Crítica (15)	Muito Crítica (2)	Crítica (17)	Muito Crítica (2)	Muito Crítica (2)
<b>P4-M</b>	Muito Crítica (14)	Muito Crítica (11)	Crítica (27)	Muito Crítica (8)	Crítica (17)	Crítica (23)	Muito Crítica (11)
<b>P4-C</b>	Muito Crítica (2)	Muito Crítica (5)	Muito Crítica (12)	Muito Crítica (13)	Muito Crítica (2)	Muito Crítica (8)	Muito Crítica (9)
<b>P5-M</b>	Muito Crítica (12)	Duvidosa (48)	Duvidosa (52)	Crítica (23)	Crítica (20)	Crítica (20)	Crítica (26)
<b>P5-C</b>	Muito Crítica (13)	Crítica (19)	Crítica (18)	Muito Crítica (16)	Muito Crítica (15)	Duvidosa (36)	Crítica (18)
<b>P6-M</b>	Duvidosa (41)	Crítica (32)	Crítica (34)	Crítica (23)	Muito Crítica (9)	Muito Crítica (9)	Muito Crítica (14)
<b>P6-C</b>	Muito Crítica (15)	Muito Crítica (11)	Muito Crítica (14)	Muito Crítica (11)	Muito Crítica (11)	Muito Crítica (14)	Muito Crítica (12)
<b>P7-M</b>	Muito Crítica (6)	Crítica (26)	Duvidosa (37)	Muito Crítica (3)	Muito Crítica (7)	Muito Crítica (11)	Muito Crítica (6)
<b>P7-C</b>	Muito Crítica (14)	Muito Crítica (3)	Crítica (22)	Muito Crítica (3)	Muito Crítica (6)	Muito Crítica (9)	Muito Crítica (2)
<b>P8-M</b>	Muito Crítica (11)	Crítica (21)	Crítica (27)	Crítica (22)	Muito Crítica (14)	Muito Crítica (11)	Muito Crítica (15)
<b>P8-C</b>	Crítica (22)	Crítica (32)	Muito Crítica (2)	Crítica (18)	Muito Crítica (15)	Muito Crítica (2)	Crítica (23)
<b>P9-M</b>	Muito Crítica (4)	Crítica (28)	Crítica (34)	Muito Crítica (4)	Crítica (19)	Muito Crítica (11)	Crítica (28)
<b>P9-C</b>	Crítica (28)	Aceitável (63)	Crítica (23)	Muito Crítica (13)	Muito Crítica (12)	Crítica (28)	Muito Crítica (15)
<b>P10-M</b>	Crítica (26)	Duvidosa (42)	Duvidosa (56)	Muito Crítica (9)	Muito Crítica (5)	Crítica (20)	Crítica (27)
<b>P10-C</b>	Crítica (19)	Crítica (26)	Crítica (19)	Crítica (30)	Crítica (20)	Muito Crítica (14)	Crítica (21)

Fonte: Elaborado pela Autora.

A diversidade da comunidade de macroinvertebrados bentônicos depende da qualidade ambiental do reservatório. Na ocorrência de poucas espécies ou grande participação de um único grupo, provavelmente, há efeitos de impactos causados no ecossistema (ROSENBERG; RESH, 1993). O fósforo é o principal agente no processo de eutrofização da água, em decorrência disso, em ambientes impactados, observa-se a redução da diversidade, ou mesmo, desaparecimento de grupos restritos às águas limpas e aparecimento de outros tolerantes ao impacto, como observado no presente estudo (ESTEVES, 2011).

A baixa riqueza de táxons e altas concentrações de nutrientes, como o fósforo, possivelmente, contribuíram para a baixa qualidade ambiental do reservatório. Cunha et al. (2013) registraram baixas concentrações de nitrogênio e elevadas para o fósforo em estudo da lagoa Caiubá, sugerindo que as elevadas concentrações deste nutriente pode ser um indicativo de enriquecimento orgânico, provenientes das atividades do entorno.

Silva et al. (2011) realizou comparação de diferentes índices, incluindo o BMWP e o índice de diversidade (Shannon-Wiener) em um trecho do rio Corrento. Dentre os índices aplicados, o BMWP foi o que melhor representou as condições ambientais. Os autores ressaltam que os índices de forma geral, refletem respostas diferentes de acordo com a estrutura da vegetação ripária e com o período sazonal de estudo, sendo importante a escolha do índice para avaliação da qualidade ambiental, evitando erros de interpretação.

Assim, Forero et al. (2014) enfatiza a importância em utilizar valores de abundância dos indivíduos aquáticos para definição dos organismos bioindicadores, servindo como parte integrante na elaboração do índice, que fornecerá uma resposta mais objetiva e rigorosa na avaliação da integridade ecológica do sistema. O índice BMWP também é alterado pelos períodos sazonais, sendo necessária atenção na interpretação dos resultados, que podem ser resultantes tanto de impacto ambiental quanto das características bioecológicas dos organismos bentônicos (YOSHIDA; UIEDA, 2013).

#### 4.3 PARÂMETROS LIMNOLÓGICOS E DADOS ESPECTRAIS

Importante destacar que em imagens multiespectrais, valores maiores de Níveis de Cinza (NC) compreendem tons de cinza mais claro, à medida que estes alteram em tons mais escuros o NC apresenta valores menores.

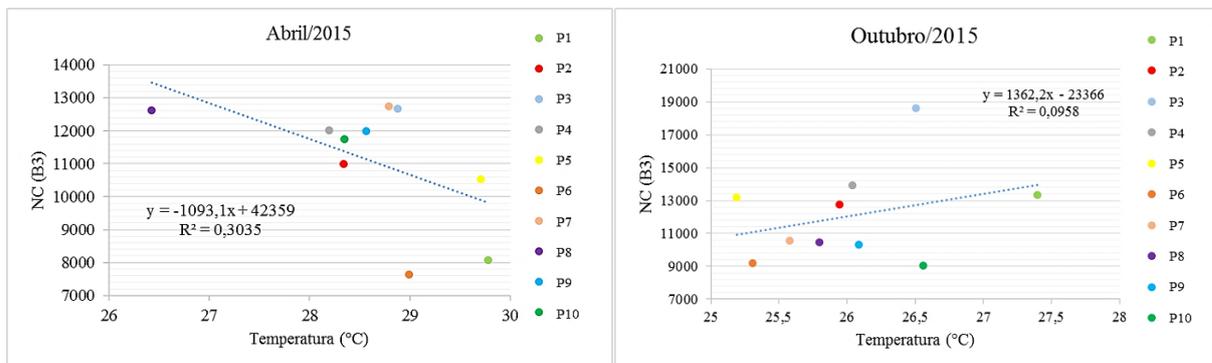
### 4.3.1 Temperatura

Na amostragem de abril de 2015, a temperatura da superfície da água variou de 26,43 a 29,78°C, sendo que a estação amostral P8 apresentou a temperatura mínima analisada, e maiores temperaturas foram observadas nas estações amostrais P1 (29,78°C), P5 (29,71°C) e P6 (28,99°C). Para outubro de 2015, a temperatura apresentou valores mais baixos em relação à amostragem anterior, variando de 25,19 (P5) a 27,04°C (P1), conforme a Figura 11.

Nas imagens de abril, os valores de NC da banda 3 (verde) variaram entre 7.617 (P6) e 12.736 (P7), já em outubro os valores variaram de 9.147 (P6) a 18.582 (P3). Entretanto, a correlação entre NC e a temperatura da água apresentou o coeficiente de determinação de 30% ( $r^2=0,3035$ ) em abril, e 10% ( $r^2=0,0958$ ) em outubro.

Com elevadas temperaturas, a absorção da radiação solar incidente na superfície da água e a ação dos ventos ocasionam a formação de diferentes camadas de densidades nos corpos hídricos, em consequência disso, ocorre transferência de calor da superfície para as camadas mais profundas, alterando outras variáveis da água (BUZELLI; CUNHA-SANTINO, 2013).

Figura 11 – Correlação linear entre os Níveis de Cinza (NC) da banda espectral 3 (B3) e os dados da temperatura da água (°C) medidos em campo, nos meses abril e outubro de 2015.



Fonte: Elaborado pela Autora.

### 4.3.2 Transparência

Os valores da transparência da água (disco de Secchi) variaram entre 0,3 a 1,6 metros nas amostragens do mês de abril, sendo que as estações amostrais P3 e P5 apresentaram menores valores, com 0,3 e 0,4 metros respectivamente, já maiores valores foram observados nas estações P6 e P10, com 1,6 e 0,9 metros respectivamente. Nas coletas de outubro, a transparência da água apresentou valores que oscilaram de 0,3 a 3,6 metros, destacando as

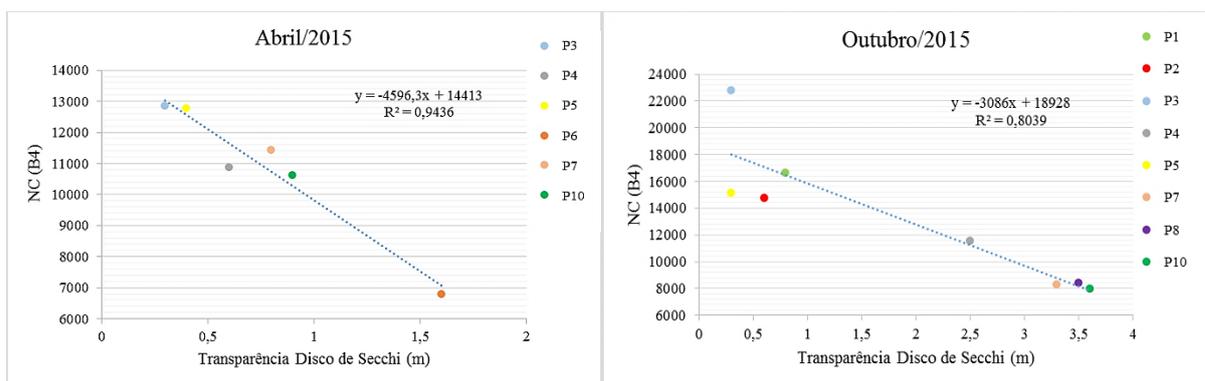
estações amostrais P3 e P5 (0,3m) com valores mínimos, e com valores máximos P9 (3,5m) e P10 (3,6m), conforme representa a Figura 12.

Em relação aos níveis de cinza, a imagem do mês abril apresentou valores mínimo de 6.796 (P6) e máximo de 12.851 (P3), já em outubro foram obtidos valores mínimo de 7.936 (P10) e máximo de 22.758 (P3) para a banda 4 (vermelho), que possui um intervalo espectral de 0,64 a 0,67 $\mu$ m. A transparência da água obteve melhor correlação neste intervalo, apresentando coeficiente de determinação de 94% ( $r^2=0,9436$ ) para abril e de 80% ( $r^2=0,8039$ ) para outubro (Figura 10), sendo uma correlação significativa.

Dentre as estações amostrais analisadas, observamos de modo geral, que à medida que a transparência da água aumenta os valores de NC diminuem, ou seja, valores de transparência menores que 1,0 metro (disco de Secchi), apresentaram NC maiores, e para os valores mínimos de NC a transparência da água foi maior.

Resultado similar também foi encontrado por Vilela (2010), que correlacionou a transparência (disco de Secchi) com os valores digitais da banda 1 (azul) do satélite Landsat-5, para o reservatório São Simão, e concluiu que os menores níveis de cinza corresponderam às maiores transparências da água, e às maiores absorções da radiação eletromagnética (REM). O autor explica que à medida que aumenta a transparência, também aumenta a absorção da radiação, e quando a transparência diminui, a reflexão de radiação é maior.

Figura 12 – Correlação linear entre os Níveis de Cinza (NC) da banda espectral 4 (B4) e os dados da transparência da água (m) medidos em campo, nos meses abril e outubro de 2015.



Fonte: Elaborado pela Autora.

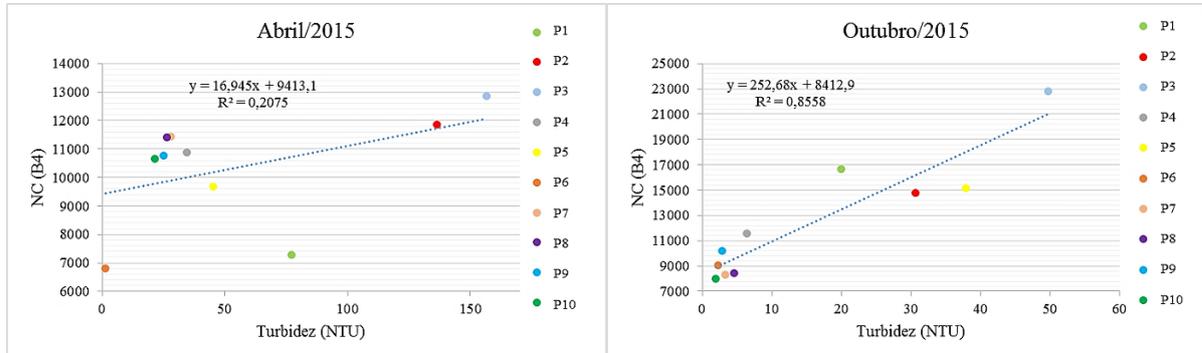
### 4.3.3 Turbidez

Na amostragem de abril, os valores da turbidez apresentaram-se heterogêneos, variando de 1,6 a 156,9 UNT. No mês de outubro, a turbidez também apresentou grande variação, oscilando entre 2,0 e 49,8 UNT.

As correlações mais significativas entre turbidez e NC foram observadas entre o intervalo espectral de 0,64 a 0,67 $\mu$ m (Banda 4), apresentando coeficiente de determinação de 85% ( $r^2=0,8558$ ) para o mês outubro (Figura 13).

Nota-se que no mês de abril, a turbidez da água foi maior, aumentando os valores de NC, e para outubro, os valores da turbidez se mantiveram menores, principalmente nas áreas lânticas (P6, P7, P8, P9 e P10) do reservatório. Fato que pode estar relacionado à sazonalidade na região. As imagens orbitais em abril apresentaram grande cobertura de nuvens, sugerindo um período chuvoso, com isso, a turbidez aumenta devido ao carreamento de materiais sólidos em suspensão (BRANCO, 1986; VILELA, 2010).

Figura 13 – Correlação linear entre os Níveis de Cinza (NC) da banda espectral 4 (B4) e dados da turbidez da água (NTU) medidos em campo, nos meses abril e outubro de 2015.



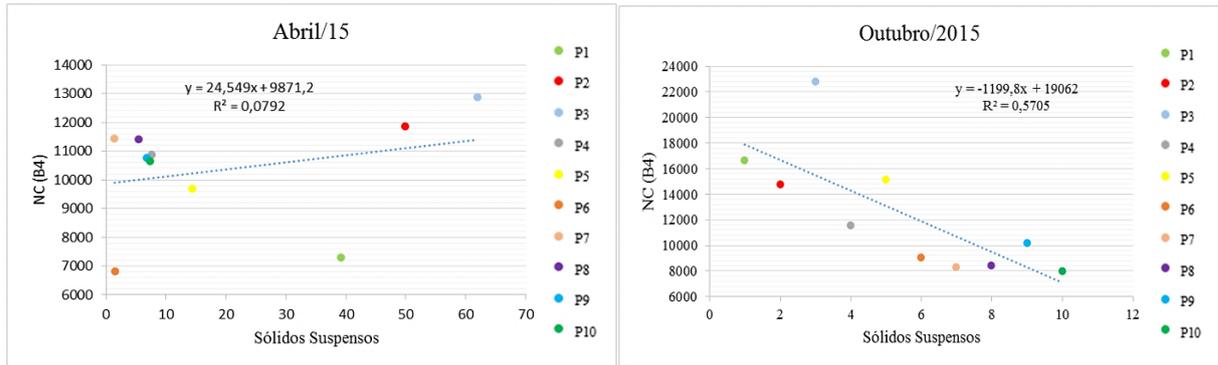
Fonte: Elaborado pela Autora.

### 4.3.4 Totais de Sólidos Suspensos

Os Totais de Sólidos em Suspensão (TSS) da superfície da água apresentaram valores maiores na amostragem de abril, entretanto, não exibiram correlação significativa com os valores de NC ( $r^2=0,0792$ ). Já na amostragem de outubro, os TSS mostraram uma correlação maior, apresentando o coeficiente de determinação de 57% ( $r^2=0,5705$ ) (Figura 14).

Pela quantidade de nuvens nas imagens de abril, indica-se um período chuvoso, e os resultados de turbidez e TSS podem estar relacionados ao transporte dos materiais sólidos da água.

Figura 14 – Correlação linear entre os Níveis de Cinza (NC) da banda espectral 4 (B4) e os dados dos Sólidos Suspensos medidos nos meses abril e outubro de 2015.



Fonte: Elaborado pela Autora.

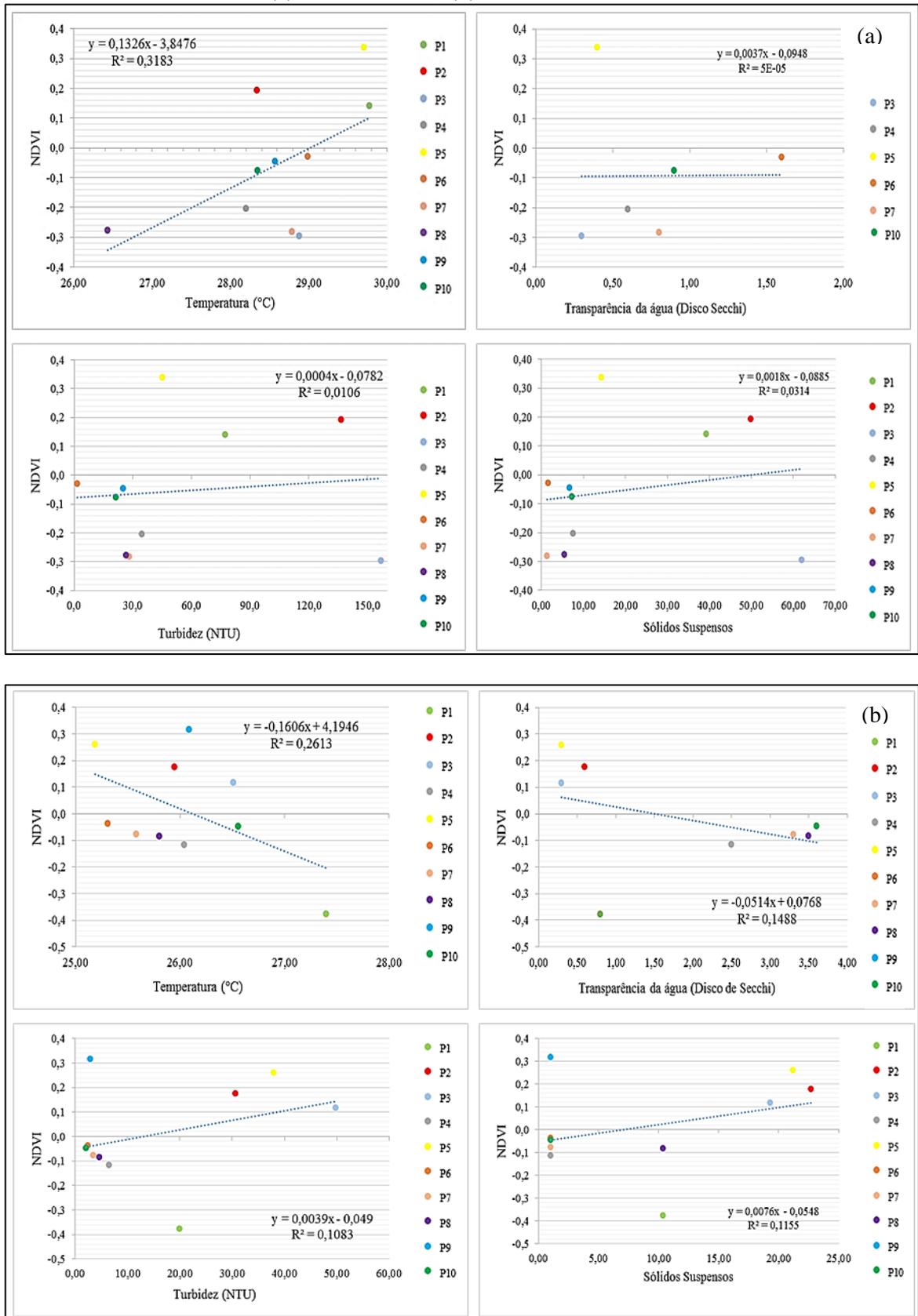
#### 4.4 ÍNDICES RADIOMÉTRICOS

##### 4.4.1 Índice de Vegetação por Diferença Normalizada

Dentre os parâmetros analisados, apenas a temperatura da água (superfície) mostrou maior correlação, apresentando coeficiente de determinação de 31% ( $r^2=0,3183$ ) em abril e 26% ( $r^2=0,2613$ ) em outubro, e para os demais parâmetros não houve correlação significativa. A Figura 15 representa a relação entre o Índice de Vegetação por Diferença Normalizada (NDVI) e as variáveis limnológicas estudadas.

Os valores do NDVI entre as estações de amostragem foram menores que 0,4, os quais podem ser associados à vegetação em crescimento ou ausência desta na superfície da água. O NDVI pode variar no intervalo entre -1 a +1, quanto mais próximo de 1 (um), maior a densidade da vegetação, por outro lado, valores aproximados de 0 (zero) podem indicar superfícies não vegetadas. Desta forma, as estações amostrais não apresentaram evidência de aumento de vegetação na superfície da água.

Figura 15 – Correlação entre NDVI e os parâmetros limnológicos do reservatório Sobradinho.  
(a) abril de 2015; (b) outubro de 2015.

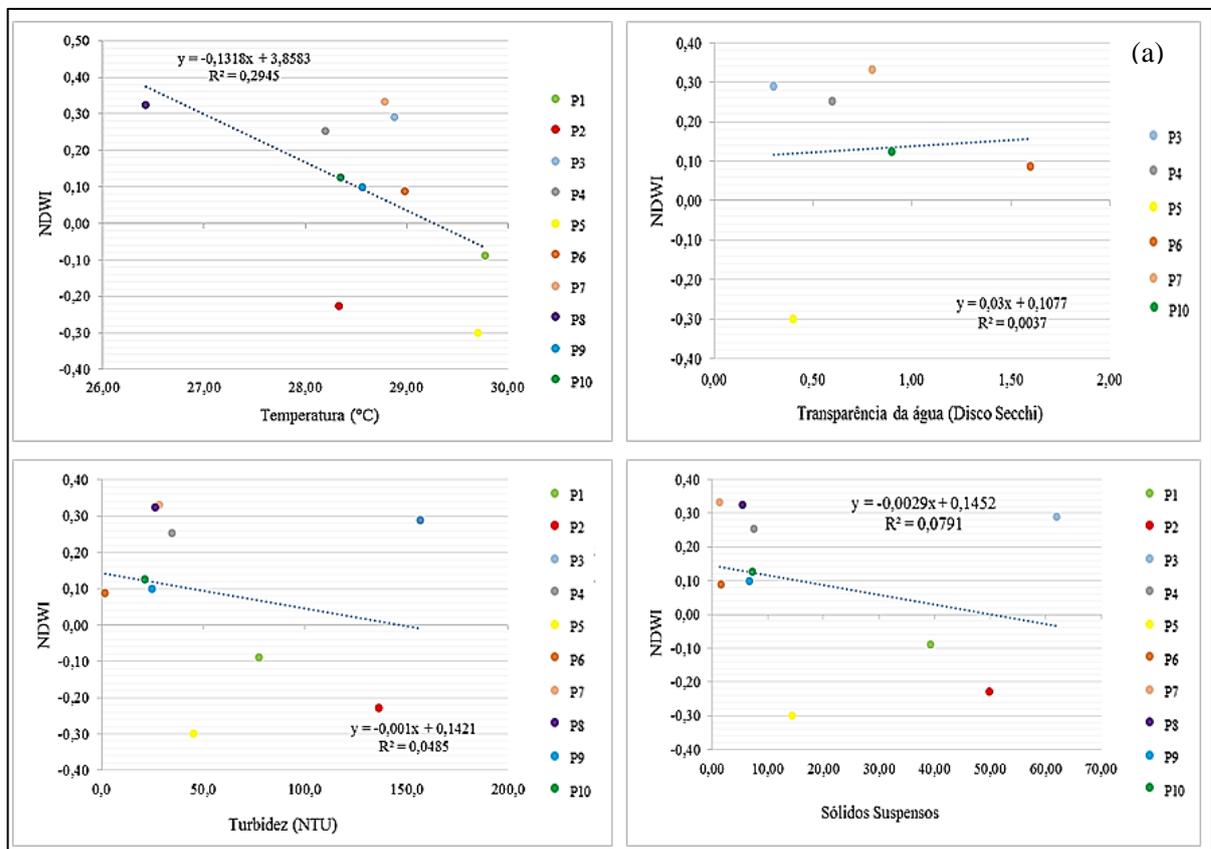


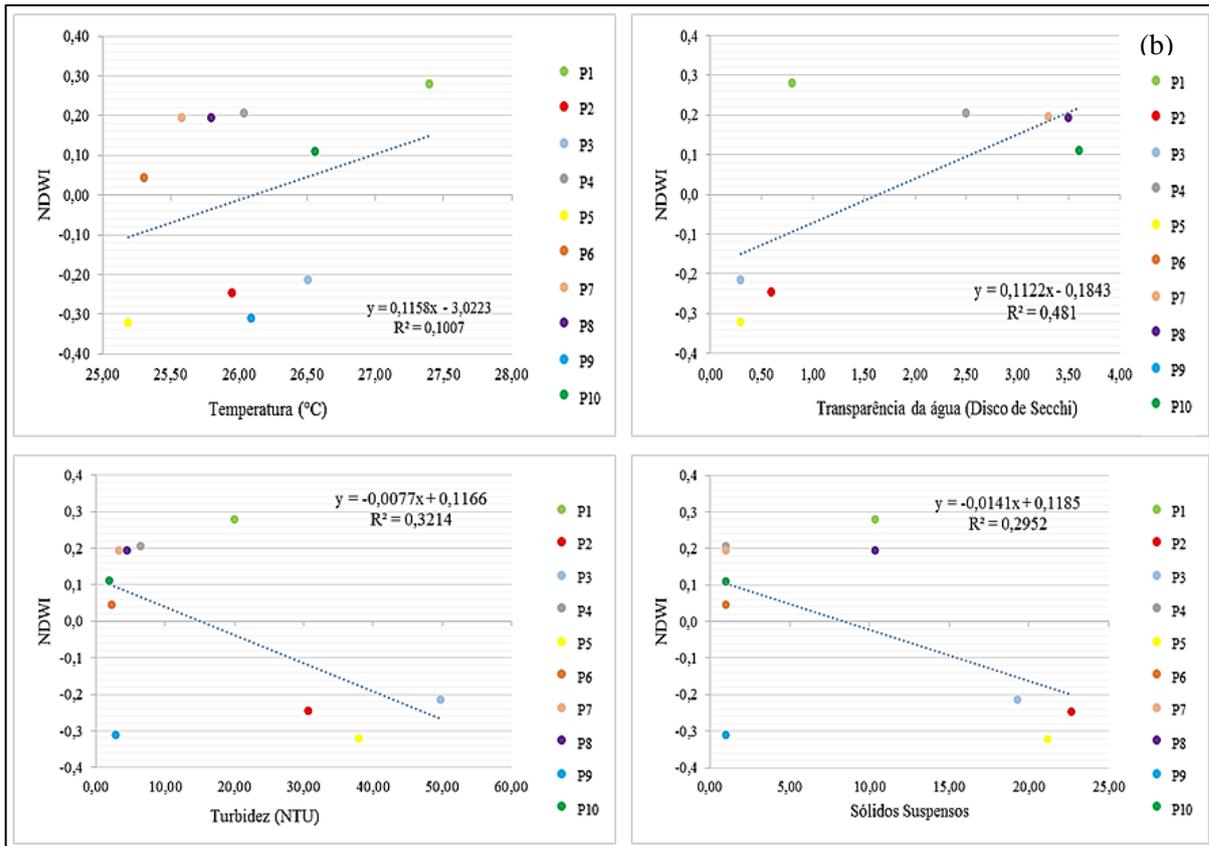
Fonte: Elaborado pela Autora.

#### 4.4.2 Índice de Diferença Normalizada da Água

Para o mês de abril, o Índice de Diferença Normalizada da Água (NDWI) demonstrou maior correlação com a temperatura ( $r^2=0,2945$ ), quando comparado com as outras variáveis (Figura 16a). E para o mês de outubro, maiores correlações foram observadas para a turbidez ( $r^2=0,3214$ ) e a transparência da água ( $r^2=0,481$ ), conforme representado na Figura 16. O NDWI realça a presença das feições da água, eliminando características do solo e vegetação (MCFEETERS, 1996).

Figura 16 - Correlação entre NDWI e os parâmetros limnológicos do reservatório Sobradinho. (a) abril de 2015; (b) outubro de 2015.





Fonte: Elaborado pela Autora.

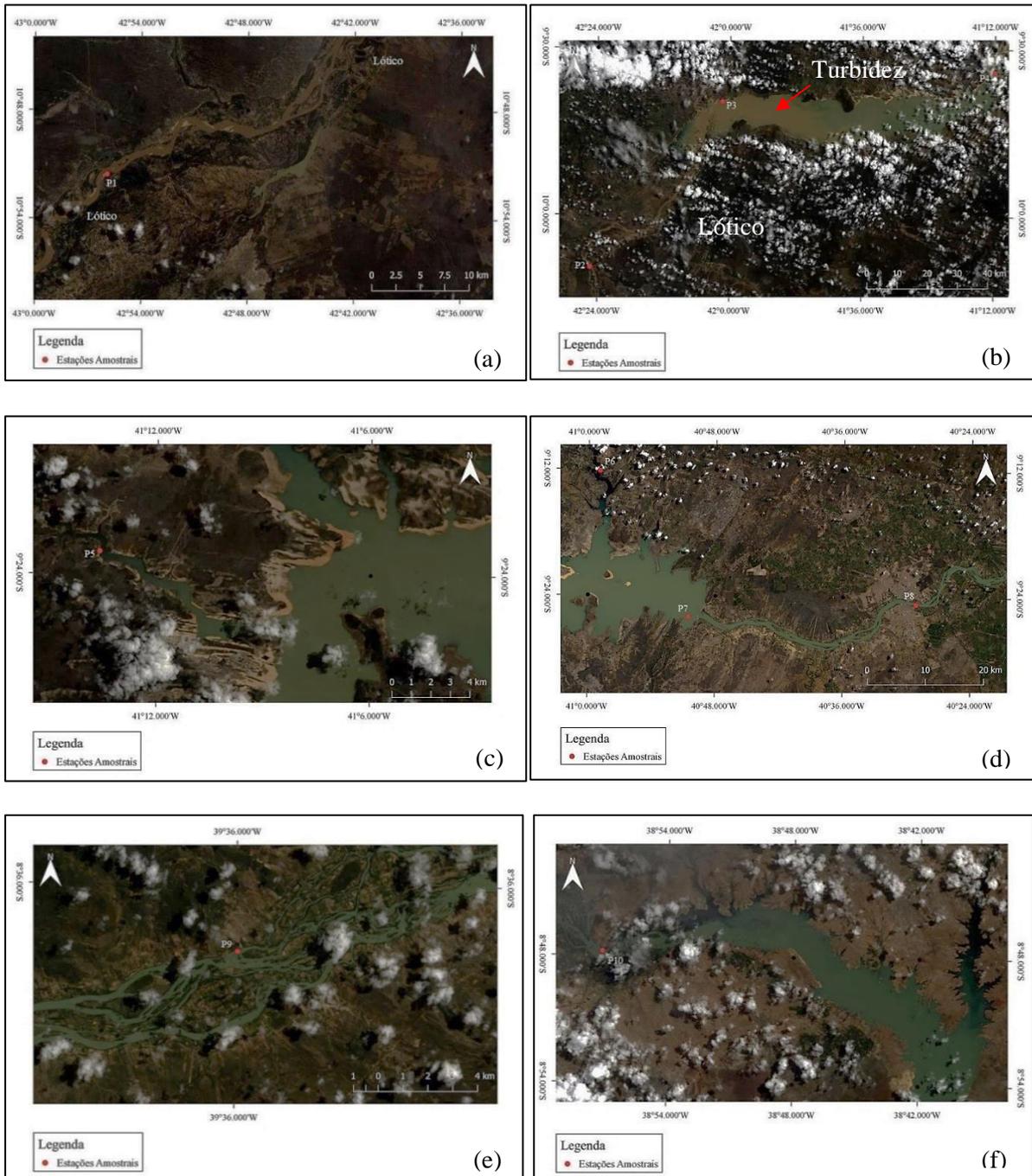
#### 4.5 ANÁLISE DAS IMAGENS MULTIESPECTRAIS

Ressalta-se que as imagens orbitais referentes ao mês de abril de 2015 estiveram com cobertura de nuvens em alguns trechos do reservatório Sobradinho, caracterizando um período chuvoso. A Figura 17 representa composição colorida das bandas 4, 3 e 2 do satélite Landsat-8 nas diferentes áreas do reservatório. Essa combinação de bandas se aproxima das “cores naturais” da imagem, destacando características inerentes ao solo, água e vegetação.

Observa-se que a combinação R4G3B2 apresentou maior realce para a água, em tons da cor marrom nas regiões lóticicas e da cor verde nas regiões lênticas do reservatório (Figura 17). Já na região de transição rio-reservatório (P3) nota-se uma alternância destas cores, mostrando maior turbidez (Figura 17b).

Nos resultados dos parâmetros limnológicos, foi observado que a estação amostral P3 apresentou maior turbidez da água para o mês de abril (ver Figura 13), corroborando com os resultados da composição colorida (R4G3B2) para esse período.

Figura 17 - Combinação de bandas R4G3B2 das imagens Landsat-8 do reservatório Sobradinho, em abril de 2015.

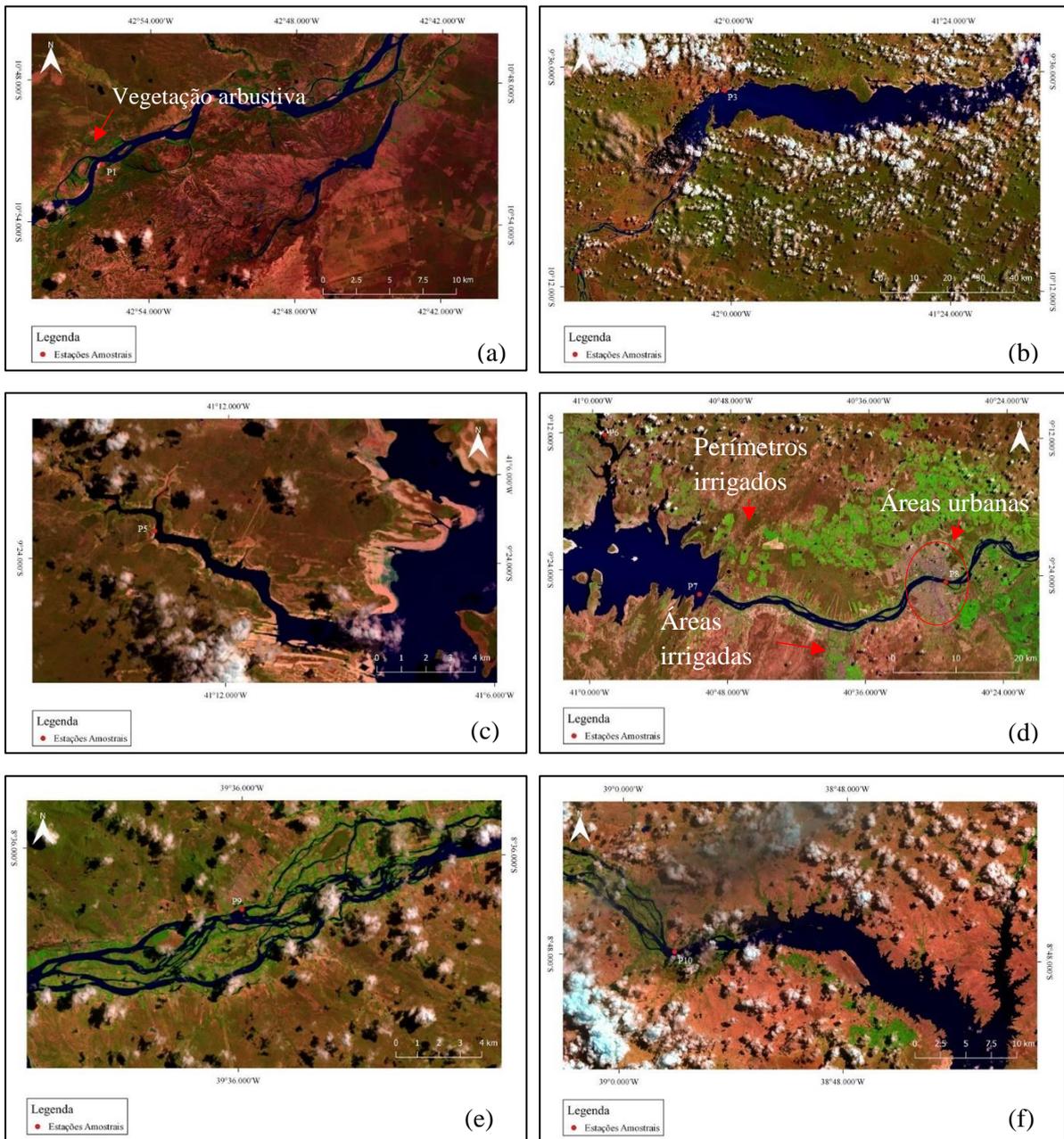


Fonte: Elaborado pela Autora.

A combinação R6G5B4 revelou maior realce para o solo, vegetação e algumas áreas urbanizadas, em ambos meses. As áreas de solo exposto e de cobertura vegetal demonstraram-se bem evidentes (Figura 18; 20). A cor verde em tons mais claro sugere áreas agrícolas no entorno do reservatório e observa-se que as estações P7 e P8 localizam-se próximas às áreas de perímetros irrigados, evidenciando maior influência do uso do solo (Figura 18d e 20d). De

acordo com Silva, Moraes e Silva (2014), os principais perímetros irrigados à jusante do reservatório Sobradinho são: Nilo Coelho, Salitre, Tourão e Mandacaru.

Figura 18 - Combinação de bandas R6G5B4 das imagens Landsat-8 do reservatório Sobradinho, em abril de 2015.



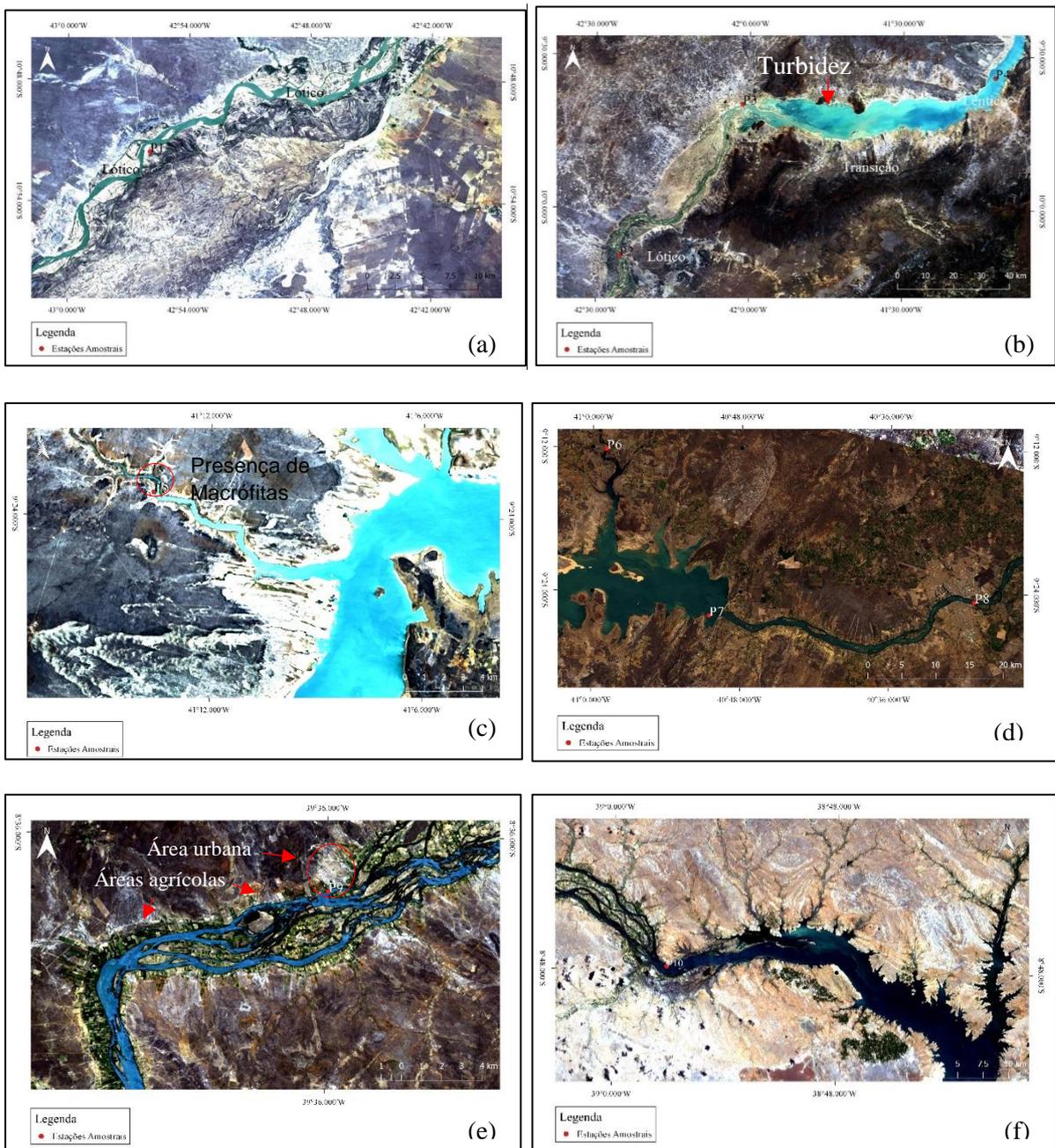
Fonte: Elaborado pela Autora.

Nas imagens referentes ao mês outubro, nota-se que a composição de bandas R4G3B2 também obteve maior realce para a água e na região de transição rio-reservatório observa-se ainda aumento da turbidez (Figura 19b). Os valores de turbidez obtidos em outubro foram

menores, porém, a estação P3 apresentou valores maiores, quando comparados com as demais estações.

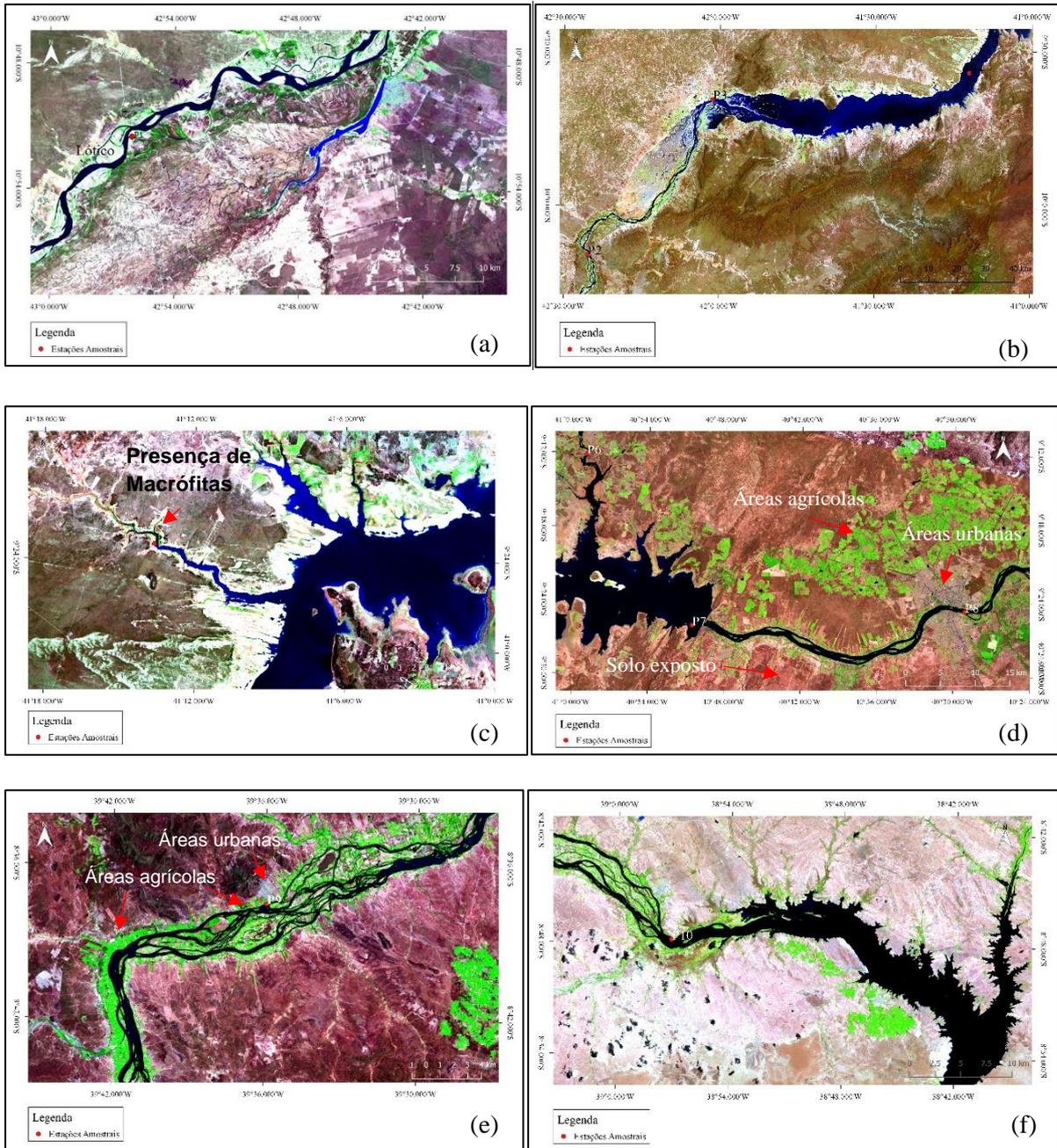
Em campo, foi registrado presença de macrófitas aquáticas na estação P5, sendo possível identificar em ambas as composições (R4G3B2 e R6G5B4) cores em tons mais escuros (azul), sugerindo o desenvolvimento destas na coluna d'água (Figura 19c).

Figura 19 - Combinação de bandas R4G3B2 das imagens Landsat-8 nas estações amostrais do reservatório Sobradinho, em outubro de 2015.



Fonte: Elaborado pela Autora.

Figura 20 - Combinação de bandas R6G5B4 das imagens Landsat-8 nas estações amostrais do reservatório Sobradinho, em outubro de 2015.



Fonte: Elaborado pela Autora.

Segundo Fernandes (2015), às margens do lago Sobradinho, o desmatamento tem-se agravado pelo intenso uso agrícola, contribuindo para os efeitos erosivos do solo. E apesar do relevo não ser muito acidentado, há predominância de tipos de solos (neossolos quartzarênicos e litólicos) vulneráveis ao desenvolvimento de processos erosivos, que tendem aumentar no período chuvoso.

Provavelmente, os maiores valores da turbidez e menores de transparência da água observados em abril de 2015, devem-se aos processos de erosão, que em consequência, os materiais sólidos são carregados em maior quantidade para o corpo hídrico, aumentando a turbidez.

As regiões mais planas do entorno do reservatório Sobradinho são ocupadas pela pecuária extensiva (bovinos e caprinos) e por projetos agrícolas, empresariais e de subsistência, e algumas áreas cultivadas utilizam agroquímicos, o que pode comprometer a saúde hídrica do reservatório (BRASIL, 2010).

Melo (2007) estudando a qualidade da água no reservatório Itaparica, no submédio São Francisco, concluiu que a existência de vários perímetros irrigados nas margens do reservatório condiciona o uso de agroquímicos, e quando o nível do reservatório aumenta, as áreas marginais são alagadas, carregando nutrientes que favorecem o desenvolvimento de plantas aquáticas.

Os usos agrícola e urbano são os principais agentes no aporte de fósforo em rios e reservatórios. Toledo e Nicolella (2002) ao estudarem uma microbacia, localizada no município de Guaíra (SP) evidenciaram a influência do fósforo na degradação da qualidade da água, sendo o uso urbano como principal agente causador. Elevadas concentrações desse nutriente na água favorece o crescimento de macrófitas, o que contribui para a intensificação da produção primária, levando ao processo de eutrofização (BUZELLI; CUNHA-SANTINO, 2013). Neste sentido, as elevadas concentrações de fósforo observadas na estação P5, pode ter favorecido o crescimento das macrófitas aquáticas.

Os resultados encontrados configuram o estado da qualidade ambiental do reservatório Sobradinho no período estudado. Maiores esforços devem ser realizados para mitigação dos impactos negativos, tendo em vista a importância do reservatório para a região semiárida e seus múltiplos usos. Destaca-se a importância de um monitoramento contínuo para melhor avaliar a integridade hídrica e um adequado gerenciamento deste sistema.

## 5 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Os organismos indicadores de ambientes impactados tiveram maior ocorrência nas áreas lânticas do reservatório Sobradinho. Na classificação do índice BMWP, maior parte das estações amostrais apresentaram a qualidade ambiental como muito crítica, considerando, menor contribuição dos bioindicadores de água limpa, refletida pelas condições ambientais.

A análise da diversidade biológica e da qualidade ambiental através dos índices Shannon-Wiener e BMWP mostrou que estas métricas podem integrar informações condizentes à qualidade ecológica da água. E as imagens de sensoriamento remoto utilizadas forneceram auxílio aos resultados dos bioindicadores, corroborando com as condições ambientais identificadas no reservatório Sobradinho.

Segundo Warren et al. (2014), algumas técnicas do sensoriamento remoto não têm sido utilizadas em toda a sua plenitude na gestão de recursos hídricos. Assim, sugere-se que outros estudos sejam realizados, testando outras metodologias, comparando diferentes técnicas e métodos do sensoriamento remoto ou até mesmo aplicando outros índices biológicos. Assim, poderá aprimorar o entendimento da causa-efeito dos processos produtivos sobre os recursos hídricos, identificando os potenciais impactos que contribuem para a deterioração ambiental.

## REFERÊNCIAS

- ABÍLIO, F. J. P.; FONSECA-GESSNER, A. A.; LEITE, R. L.; RUFFO, T. L. M. Gastrópodes e outros invertebrados do sedimento e associados à macrófita *Eichhornia crassipes* de um açude hipertrófico do semi-árido Paraibano. **Revista de Biologia e Ciências da Terra**, n.1, 2006. (Suplemento Especial - 2º Semestre).
- ABÍLIO, F. J. P.; RUFFO, T. L. M.; SOUZA, A. H. F. F.; FLORENTINO, H. S.; OLIVEIRA JUNIOR, E. T. de; MEIRELES, B. N.; SANTANA, A. C. D. Macroinvertebrados bentônicos como bioindicadores de qualidade ambiental de corpos aquáticos da caatinga. **Revista Oecologia Brasiliense**, v.11, n.3, p.397-409, 2007.
- ABÍLIO, F.J.P. **Gastrópodes e outros invertebrados bentônicos do sedimento litorâneo e associado a macrófitas aquáticas em açudes do semi-árido Paraibano, Nordeste do Brasil**. 2002. Tese (Doutorado), Universidade Federal de São Carlos, São Paulo, 2002.
- ABREU, C. H. M. de; CUNHA, A. C. da. Qualidade da água em ecossistemas aquáticos tropicais sob impactos ambientais no baixo Rio Jari-AP: Revisão descritiva. **Revista Biota Amazônia**, Macapá, v.5, n.2, p.119-131, 2015.
- ALBA-TERCEDOR, J.; SÁNCHEZ-ORTEGA, A. Un método rápido y simple para evaluar la calidad biológica de las aguas corrientes basado en el de Hellawell (1978). **Limnética**, v.4, p51-56, 1988.
- ANA - Agência Nacional de Águas. **Legislação básica. Agência Nacional de Águas**. 2. ed. - Brasília: ANA, 2007. 336p.
- ANA - Agência Nacional de Águas. **O Comitê de Bacia Hidrográfica: o que é e o que faz**. Brasília: SAG, v.1, 2011. 64p. (Cadernos de Capacitação em Recursos Hídricos).
- ANA - Agência Nacional de Águas. **Alternativas organizacionais para gestão de recursos hídricos**. Brasília: ANA, v.3, 2013. 121p. (Cadernos de Capacitação em Recursos Hídricos).
- ANA - Agência Nacional de Águas. **Conjuntura dos recursos hídricos: informe 2015**. Brasília: ANA, 2015. 88p.
- ANA - Agência Nacional de Águas. **Regiões Hidrográficas: Região Hidrográfica do São Francisco**. 2016. Disponível em: <<http://www2.ana.gov.br/Paginas/portais/bacias/SaoFrancisco.aspx>>. Acesso em: 16 mar. 2016.
- ANA. Agência Nacional de Águas. **Sistema Nacional de Informações sobre Recursos Hídricos**, 2016. Disponível em: <<http://www.snirh.gov.br/snirh/snirh-1/acao-tematico/institucional>> Acesso em: 15 jul. 2016.
- ANDRADE, H. T. A.; SANTIAGO, A. S.; MEDEIROS, J. F. Estrutura da comunidade de invertebrados bentônicos com enfoque nos insetos aquáticos do rio Piranhas-Assu, Rio Grande do Norte, Nordeste do Brasil. **Revista EntomoBrasilis**, v.1, n.3. p.51-56, 2008.
- ARMITAGE, P. D.; MOSS, D.; WRIGHT, J. T.; FURSE, M. T. The performance of the new biological water quality score system based on macroinvertebrates over a wide range of unpolluted running water sites. **Water Research**, v.17, p.333-347, 1983.

ARRUDA, N. O. de. **Controle do aporte de fósforo no reservatório de Itaparica localizado no semiárido nordestino**. 2015. 187f. Tese de Doutorado (Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil). Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2015.

BAPTISTA, D. F. Uso de macroinvertebrados em procedimentos de biomonitoramento em ecossistemas aquáticos. **Revista Oecologia Brasiliensis**, v.12, n.3, p.425-441, 2008.

BARTON, D. R.; METCALFE-SMITH, J. L. A comparison of sampling techniques and summary indices for assessment of water quality in the Yamaska river, Quebec, based on benthic macroinvertebrates. **Environmental Monitoring and Assessment**, 21, p.225-244, 1992.

BORGES, H. L. F.; MELO, V. F.; LIMA, E. L. A.; QUEIROZ, A. C. S.; SEVERI, W. **Caracterização da comunidade de macroinvertebrados bentônicos no reservatório de Sobradinho e submédio rio São Francisco**. In: MOURA, A. N.; ARAÚJO, E. L.; BITTENCOURT-OLIVEIRA, M. C.; PIMENTEL, R. M. M.; ALBUQUERQUE, U. P. (eds.) *Reservatórios do nordeste do Brasil: biodiversidade, ecologia e manejo*. Bauru, Canal6. p.479-502, 2010.

BRANCO, S. M. **Hidrobiologia aplicada à engenharia sanitária**. 3ed., São Paulo: CETESB, 1986.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente, Secretaria de Biodiversidade e Florestas. **Levantamento dos usuários de recursos hídricos e da situação dos remanescentes florestais do entorno do reservatório de Sobradinho**. Brasília: MMA / SBF, 2010. 125p.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Secretaria de Recursos Hídricos. **Caderno da Região Hidrográfica do São Francisco**. Brasília: MMA, 2006. 148p.

BRITO-JUNIOR, L. de; ABÍLIO, F. J. P.; WATANABE, T. Insetos aquáticos do açude São José dos Cordeiros (Semi-árido Paraibano) com ênfase em Chironomidae. **Entomol. Vect.**, v.12, n.2, p.149-157, 2005.

BUSS, D. F. **Desenvolvimento de Protocolos de Bioavaliação Rápida da qualidade da água de rios e seu uso por agentes comunitários na gestão de recursos hídricos**. 2008. 170f. Tese (Doutorado em) - Escola Nacional de Saúde Pública Sérgio Arouca – ENSP/Fiocruz. 2008.

BUSS, D. F.; BAPTISTA, D. F.; NESSIMIAN, J. L. Bases conceituais para a aplicação de biomonitoramento em programas de avaliação da qualidade da água de rios. **Cad. Saúde Pública**, Rio de Janeiro, v.19, n.2. p. 465-473. 2003.

BUZELLI, G. M.; CUNHA-SANTINO, M. B. Análise e diagnóstico da qualidade da água e estado trófico do reservatório de Barra Bonita (SP). **Revista Ambiente & Água - An Interdisciplinary Journal of Applied Science**, Taubaté, v. 8, n.1, p. 186-205, 2013. (<http://dx.doi.org/10.4136/ambi-agua.930>)

CALLISTO, M., MORETTI, M., GOULART, M. D. C. Macroinvertebrados bentônicos como ferramenta para avaliar a saúde de riachos. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v.6, p.71-82, 2001.

CANDEIAS, A. L. B.; GUNKEL, G.; TAVARES-JUNIOR, J. R.; SOBRAL, M. C. Ferramentas para a gestão do reservatório de Itaparica utilizando imagens de sensoriamento

remoto. IN: Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, 21, 2015, Brasília, DF. **Anais...** Brasília: ABRH, 2015. 7p.

CAPITULO, A. R.; TANGORRA, M.; OCON, C. Use of benthic macroinvertebrates to assess the biological status of Pampean streams in Argentina. **Aquatic Ecology**, v.35, p.109–119, 2001.

CERUTTI, V. E. **Variação espaço-temporal dos macroinvertebrados bentônicos e nectônicos no reservatório do rio Verde, Paraná, Brasil**. 2015. 99f. Dissertação (Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental). Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Curitiba, 2015.

CETESB - Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. **Relatório de qualidade das águas interiores do estado de São Paulo**, 2006. Disponível em: [http://www.ufjf.br/baccan/files/2012/11/rel\\_aguas\\_int\\_2005.pdf](http://www.ufjf.br/baccan/files/2012/11/rel_aguas_int_2005.pdf). Acesso em: 18 mar. 2017.

CETESB - Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. **Histórico da legislação hídrica no Brasil**. 2016. Disponível em: < <http://aguasinteriores.cetesb.sp.gov.br/informacoes-basicas/8-2/historico-da-legislacao-hidrica-no-brasil/> > acesso em: 19 jul. 2016.

CETESB. **Determinação de bentos de água doce: Macroinvertebrados – métodos qualitativo e quantitativo**. São Paulo, 2003. 14p. (Norma Técnica: L5.309).

CONAMA, 2005. Resolução nº 357, de 17 de março. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=459>> Acesso em: 23 jul. 2016.

COSTA, B. D. F. da; PESSÔA, M. N. C.; LIMA, A. E. de; PRADO, M. D. C. do; 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 – REPESCA**, v.3, n3, p31-34, 2008.

COSTA, I. B. C. da; OLIVEIRA, S. M. L.de.; SANTOS, J. W. M. C. Avaliação da qualidade da água do reservatório de Manso através do sensoriamento remoto orbital (Landsat-5/tm). **Revista Biodiversidade**, v.11, n.1, p.31-42, 2012.

CUNHA, R. W.; GARCIA-JR, M. D. N.; ALBERTONI, E. F.; PALMA-SILVA, C. Qualidade de água de uma lagoa rasa em meio rural no Sul do Brasil. **Revista Brasileira Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.17, n.7, p.770–779, 2013.

CZERNIAWSKA-KUSZA, I. Comparing modified biological monitoring working party score system and several biological indices based on macroinvertebrates for water-quality assessment. **Limnologica**, v.35, p.169–176, 2005.

DIAS, A. M.; DANTAS, I. M.; MOTA, J. C. M.; SILVEIRA NETO, P. G.; RODRIGUES, W. A. Macroinvertebrados Bentônicos Associados à Macrófitas aquáticas em um Trecho do Rio Mossoró. Mossoró-RN. **Revista Verde** (Mossoró - RN), v.7, n.5, p.36-39, 2012 (Nota Técnica).

DOCILE, T. N.; FIGUEIRÓ, R. Histórico e perspectivas da utilização de macroinvertebrados no monitoramento biológico de ecossistemas aquáticos no Brasil. **Acta Scientiae & Technicae**, v.1, n.1, p.31-44, 2013.

DURAND, D.; SANDVEN, S.; POZDNYAKOV, D.; CAUNEAU, F.; WALD, L.; MILES, M.; KLOSTER, K.; JACOB, A. Characterisation of Coastal and Inland Waters with Space Sensors NERSC. **Technical Report**, n.164, 1999.

ESTEVEES, F. A. **Fundamentos de Limnologia**. 3. ed. Rio de Janeiro: Interciência; 2011.

ESTEVEES, F. A. **Fundamentos de Limnologia**. Comunidade Bentônica. Rio de Janeiro-RJ, Ed. Interciência/FINEP, 1998. 575p.

FERNANDES, J. G. **Estimativa de vazão e produção de sedimentos na bacia hidrográfica do rio São Francisco, utilizando o modelo SWAT**. 2015. 185f. Tese de Doutorado (Programa de Pós-Graduação em Geografia). Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2015.

FIGUEIREDO, D. **Conceitos Básicos de Sensoriamento Remoto**. 2005. 30p. Disponível em:

<[http://www.conab.gov.br/conabweb/download/SIGABRASIL/manuais/conceitos\\_sm.pdf](http://www.conab.gov.br/conabweb/download/SIGABRASIL/manuais/conceitos_sm.pdf)>  
acesso em: 10 fev. 2016.

FLORENZANO, T. G. **Imagens de Satélite para Estudos Ambientais**. São Paulo: Oficina de textos, 2011.

FORERO, L. C.; LONGO, M.; RAMÍREZ, J. J.; CHALAR, G. Índice de calidad ecológica con base en macroinvertebrados acuáticos para la cuenca del río Negro (ICERN-MAE), Colombia. **Revista Biol. Trop.**, v.62 (Suppl. 2), p.233-247, 2014.

FRANÇA, A. F.; TAVARES JUNIOR, J. R.; MOREIRA FILHO, J. C. C. Índices NDVI, NDWI e NDBI como ferramentas ao mapeamento temático do entorno da lagoa olho d'água, em Jaboatão dos Guararapes-PE. In: Simpósio Brasileiro de Ciências Geodésicas e Tecnologias da Geoinformação, 4, 2012. Recife, **Anais...** Recife, 2012, p. 001 - 009.

GIL, A. C. **Como elaborar projetos de pesquisa**. 4 ed. São Paulo: Atlas, 2002.

GOULART, M. D.; CALLISTO, M. Bioindicadores de qualidade de água como ferramenta em estudos de impacto ambiental. **Revista FAPAM**, v.2, n.1, 2003.

GUERESCHI, R. M. **Macroinvertebrados bentônicos em córregos da Estação Ecológica de Jatí, Luiz Antônio, SP: subsídios para monitoramento ambiental**. 2004. 82f. (Tese de Doutorado), Universidade de São Carlos, São Carlos, São Paulo, 2004.

GULLAN, P.J.; CRANSTON, P.S. **Os Insetos: Um resumo de Entomologia**. 3 ed. São Paulo: Roca, 2008. 456 p.

GUNKEL, G.; LIMA, D.; SELGE, F.; SOBRAL, M.; CALADO, S. Aquatic ecosystem services of reservoirs in semi-arid areas: sustainability and reservoir management. **WIT Transactions on Ecology and The Environment**, v.197, 187-200, 2015.

IGAM - INSTITUTO MINEIRO DE GESTÃO DAS ÁGUAS. **Monitoramento da qualidade das águas superficiais de Minas Gerais em 2013**: Resumo executivo. Belo Horizonte: Instituto Mineiro de Gestão das Águas, 2014. 68p. Disponível em<<http://giaia.eco.br/wp-content/uploads/2015/11/igam-qualidade-das-aguas-2014.pdf>>  
acesso em: 10 jun. 2016.

JUNQUEIRA, M. V., M. C.; AMARANTE, C. F. S.; DIAS, E. S. Biomonitoramento da qualidade das águas da bacia do Alto Rio das Velhas (MG/Brasil) através de macroinvertebrados. **Acta Limnologica Brasiliense**, v.12, n.1, p.73–87, 2000.

JUNQUEIRA, V. M.; CAMPO, S. C. M. Adaptation of the BMWP for water quality evaluation to Rio das Velhas watershed (Minas Gerais, Brazil). **Acta Limnologica Brasiliense**, v.10, n.2, p.125–135, 1998.

KOLKWITZ R.; MARSSON M. Oekologie der tierischen Saprobien. **Internationale Revue der Gesamten Hydrobiologie und Hydrographie**, v.2, p.126-152, 1909.

KUPLICH, T. M.; BARBIERI, D. W.; MOREIRA, A.; QUADROS, F. L. F.; TRENTIN, A. B.; CORAZZA, R.; DEPRÁ, B. **Algumas aplicações de sensoriamento remoto em estudos de vegetação campestre no RS**. São José dos Campos: INPE, 2016. 35 p. Disponível em: <<http://urlib.net/8JMKD3MGP3W34P/3LQEG78>>. Acesso em: 14 jun. 2016.

LANDIM NETO, F. O.; GORAYEB, A; PEREIRA FILHO, N. S.; SILVA, E. V. da. Os impactos da indústria portuária em uma bacia hidrográfica do Nordeste do Brasil: Análise de indicadores ambientais. **Revista Eletrônica do PRODEMA – REDE**, Fortaleza, v.8, n.2, p.20-34, 2014.

LEITE, R.L. 2001. **Influência de macrófitas aquáticas sobre a qualidade da água de açudes do semi-árido da Paraíba**. 2001. 129f. (Dissertação de Mestrado). Programa de Pós-Graduação em Desenvolvimento e Meio Ambiente, Universidade Federal da Paraíba, João Pessoa, PB. 2001.

LOPES, F. B.; BARBOSA, C. C. F.; NOVO, E. M. L. M. ANDRADE, E. M. de. CHAVES, L. C. G. Modelagem da qualidade das águas a partir de sensoriamento remoto hiperespectral. **Revista Brasileira Eng. Agríc. Ambiental**, v.18, (Suplemento), p.S13–S19, 2014.

LOPES, H. (*in memoriam*); SOBRAL, M. do C.; GUNKEL, G.; CANDEIAS, A. L.; MELO, G. Comportamento espacial da clorofila-a no reservatório de Itaparica, rio São Francisco. **Revista Engenharia Sanitária e Ambiental**, v.20 n.3, jul/set 2015.

LOPES, H. L. (*in memoriam*); NETO, A. R.; CIRILO, J. A. Modelagem batimétrica no reservatório de Sobradinho: I – geração e avaliação de superfícies batimétricas utilizando interpoladores espaciais. **Revista Brasileira de Cartografia**, Rio de Janeiro, n.65, n.5, p. 907-922, 2013.

MCFEETERS, S. K. The use of the Normalized Difference Water Index (NDWI) in the delineation of open water features. **International Journal of Remote Sensing**, v.17, n.7, p.1425-1432, 1996.

MEDEIROS, T.N., ROCHA, A.A.F., SANTOS, N.C.L., SEVERI, W. Influência do nível hidrológico sobre a dieta de *Leporinus reinhardtii* (Characiformes, Anostomidae) em um reservatório do semiárido brasileiro. **Iheringia, Série Zoologia**, v.104, p.290-298, 2014.

MELO, G. L.de. **Estudo da qualidade da água do reservatório de Itaparica localizado na bacia do rio São Francisco**. 2007. 97f. Dissertação (Programa de Pós-graduação em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos). Departamento de Engenharia Civil, Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2007.

- MENDES, C. A. Técnicas de Análise Ambiental. In: TUCCI, C. E. M.; MENDES, C. A. (Org.). **Avaliação Ambiental Integrada de Bacia Hidrográfica**. Ministério do Meio Ambiente. Brasília: MMA, 2006.
- MENESES, P. R. Princípios de Sensoriamento Remoto. In: MENESES, P. R.; ALMEIDA, T. (Org.). **Introdução ao processamento de imagens de sensoriamento remoto**. BRASÍLIA: CNPq, 2012. p. 1-31.
- MENESES, P. R.; ALMEIDA, T. (Org.). **Introdução ao processamento de imagens de sensoriamento remoto**. BRASÍLIA: CNPq, 2012. p. 1-31.
- MONTEIRO, T. R. et al. Biomonitoramento da qualidade da água utilizando macroinvertebrados bentônicos: Adaptação do Índice Biótico BMWP' à bacia do rio Meia Ponte-GO. **Revista Oecologia Brasiliensis**, v.12, n.3, p.553-563, 2008.
- MOURA-SILVA, M. S. G.; GRACIANO, T. S.; LOSEKANN, M. E.; LUIZ, A. J. B. Assessment of benthic macroinvertebrates at Nile tilapia production using artificial substrate samplers. **Brazilian Journal of Biology**, v.76, n.3, p.735-742, 2016.
- MUGNAI, R.; NESSIMIAN, J.L.; BAPTISTA, D.F. **Manual de identificação de macroinvertebrados aquáticos do estado do Rio de Janeiro**. Technical Books Editora, Rio de Janeiro, 2010. 176 p.
- MUSTOW, S. E. Biological monitoring of rivers in Thailand: Use and adaptation of the BMWP score. **Hydrobiologia**, v.479, p.191-229, 2002.
- NESSIMIAN, J. L. Abundância e biomassa de macroinvertebrados de um brejo de dunas no litoral do Estado do Rio de Janeiro. **Revista Brasileira de Biologia**, v.55, n.4, 1995.
- NOGUEIRA, P. F.; CABRAL, J. B. P.; OLIVEIRA, S. F.; ROCHA, I. R. da. Eutrofização no reservatório da UHE Foz do rio Claro (GO). **Revista do Departamento de Geografia – USP**, v.30, p. 19-33, 2015.
- NOVA, F. V. P. V.; TORRES, M. F. A.; COELHO, M. P. Uso e ocupação da terra e indicadores ambientais de impactos negativos: baixo curso do rio São Francisco, estado de Alagoas, Brasil. **Revista Bol. Geogr. Maringá**, v. 33, n. 1, p. 1-14, jan.-abr., 2015.
- NOVO, E. M. L. M. Comportamento Espectral da Água. In: MENESES, P. R.; NETTO, J. S. M. (org). **Sensoriamento Remoto. Reflectância dos Alvos Naturais**. Brasília, DF: UnB; Planaltina: Embrapa Cerrados, 2001. 262p.
- NOVO, E. M. L. M. Monitoramento de Quantidade e Qualidade da Água e Sensoriamento Remoto. In: Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, 17, 2007, São Paulo, SP. **Anais...** São Paulo: ABRH, 2007. 20p.
- NOVO, E. M. L. M. **Sensoriamento Remoto: Princípios e Aplicações**. 4ed. São Paulo: Edgar Blucher, 2011.
- OLIVEIRA, A.; CALLISTO, M. Benthic macroinvertebrates as bioindicators of water quality in an Atlantic forest fragment. **Iheringia, Série Zoologia**, Porto Alegre, v.100, n.4, p.291-300, 2010.

ONS - Operador Nacional do Sistema Elétrico. **Acompanhamento da Bacia do Rio São Francisco**. Disponível em: <[http://arquivos.ana.gov.br/saladesituacao/BoletinsDiarios/SF\\_07-11-2016.pdf](http://arquivos.ana.gov.br/saladesituacao/BoletinsDiarios/SF_07-11-2016.pdf)> Acesso em: 03 nov. 2016.

ORSINI, J. A. M. Água e mudanças climáticas. **Estudos Avançados**, v.22, n.63, p.1-14, 2008.

PEREIRA, G. H. A.; LOHMANN, M.; MAGANHOTTO, R. F. Proposta e avaliação de índices para delimitar e mapear corpos d'água utilizando imagens do satélite LANDSAT 8. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v.09, p.1956-1968, 2016.

PIEDRAS, S. R. N.; BAGER, A.; MORAES, P. R. R.; ISOLDI, L. A.; FERREIRA, O. G. L.; HEEMANN, C. Macroinvertebrados bentônicos como indicadores de qualidade de água na Barragem Santa Bárbara, Pelotas, RS, Brasil. **Revista Ciência Rural**, Santa Maria, v.36, n.2, p.494-500, 2006.

POMPÊO, M. Monitoramento e manejo de macrófitas aquáticas. **Revista Oecologia Brasiliensis**, v.12, n.3, p. 406-424, 2008.

PORTO, M. F. A; PORTO, R. L. Gestão de bacias hidrográficas. **Estudos avançados**, v22, nº.63, 2008.

QUEIROZ, J. F.; TRIVINHO-STRIXINO, S.; NASCIMENTO, V. M. C. **Organismos bentônicos bioindicadores da qualidade das águas da bacia do médio São Francisco**. Embrapa Meio Ambiente, Jaguariúna- SP, 4 p. 2000. (Comunicado Técnico, 3).

RODRIGUES, A. S. L.; MALAFAIA, G.; CASTRO, P. T. A. Protocolos de avaliação rápida de rios e a inserção da sociedade no monitoramento dos recursos hídricos. **Revista Ambiente & Água**, Taubaté, v.3, n.3, p. 143-155, 2008.

ROSENBERG, D. M.; RESH, V. H. **Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates**. New York: Chapman & Hall, 1993. 486p.

SANTANA, A. C. D.; SOUZA, A. H. F. F.; RIBEIRO, L. L.; ABÍLIO, F. J. P. Macroinvertebrados associados à macrófita aquática *Najas marina* L. do riacho Avelós, na região semi-árida do Brasil. **Revista de Biologia e Ciências da Terra**. v.9, n.2, 2º semestre, 2009.

SANTI, G. M.; FURTADO, C. M.; DE MENEZES, R. S.; KEPPELER, E. C. Variabilidade espacial de parâmetros e indicadores de qualidade da água na sub-bacia hidrográfica do Igarapé São Francisco, rio Branco, Acre, Brasil. **Revista Ecología Aplicada**, v.11, n.1, 2012.

SANTOS, J. G. **Investigação metodológica de detecção de bordas de reservatório. Estudo de caso: Reservatório de Sobradinho-BA**. 2012. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2012.

SANTOS, N. C. L.; SANTANA, H. S.; DIAS, R. M.; BORGES, H. L. F.; MELO, V. F.; SEVERI, W.; GOMES, L. C.; AGOSTINHO, A. A. Distribution of benthic macroinvertebrates in a tropical reservoir cascade. **Hydrobiologia**, v.765, 2016.

SAUSEN, T. **Sensoriamento Remoto. Tópicos em meio ambiente e ciências atmosféricas: utilização de recursos multimídia para o ensino médio e fundamental**. Cachoeira Paulista: Mamute Mídia, 2006. p. 9.

- SILVA, B. B. DA; LOPES, G. M.; AZEVEDO, P. V. de. Balanço de radiação em áreas irrigadas utilizando imagens landsat5-TM. **Revista Brasileira de Meteorologia**, v.20, n.2, p.243-252, 2005b.
- SILVA, C. R.; LIMA, E. de P.; MACHADO, J. S. Análise temporal do espelho d'água da Lagoa Parnaguá (PI) usando imagens digitais. **Revista Ambiência Guarapuava (PR)** v.8, n.3 p. 909 – 919, 2012.
- SILVA, G. N. S.; MORAES, M. M. G. A.; SILVA, A. C. S. Delimitação das áreas irrigadas no trecho do submédio do rio São Francisco. IN: Simpósio de Recursos Hídricos do Nordeste, 12, 2014, Natal, RN. **Anais...Natal**, 2014. 10p.
- SILVA, K. Y. S.; EVERTON, N. S.; MELO, M. A. D. Aplicação dos índices biológicos *Biological Monitoring Working Party* e *Average Score per Taxon* para avaliar a qualidade de água do rio Ouricuri no Município de Capanema, Estado do Pará, Brasil. **Revista Pan-Amaz Saúde**, v.7, n.3, p.13-22, 2016.
- SILVEIRA, M. P. **Aplicação do biomonitoramento para avaliação da qualidade da água em rios**. 1 ed. Embrapa Meio Ambiente, Jaguariúna-SP, 68 p. 2004 (Documentos, 36).
- SOARES, E. Seca no Nordeste e a transposição do rio São Francisco. **Revista Geografias**, Belo Horizonte, v. 9, n. 2, 2013.
- SOBRAL, M. C. Estratégia de Gestão dos Recursos Hídricos no Semiárido Brasileiro. REDE – **Revista Eletrônica do Prodepa**, Fortaleza, v.7, n.2, p. 76-82, 2011.
- SOUZA, A. H. F. F. de; ABÍLIO, F. J. P.; RIBEIRO, L. L. Colonização e Sucessão Ecológica do Zoobentos em Substratos Artificiais no Açude Jatobá I, Patos – PB, Brasil. **Revista de Biologia e Ciências da Terra**, v.8, n.2, 2008.
- SOUZA, A. H. F. F.; ABÍLIO, F. J. P. Zoobentos de duas lagoas intermitentes da caatinga paraibana e as influências do ciclo hidrológico. **Revista de Biologia e Ciências da Terra**, Suplemento Especial, nº.1, 2º Semestre, 2006.
- SOUZA, C. C. de; MOREIRA, A. A.; SCHIMITH, R. S.; BRANDÃO, P. C.; SILVA, E. Técnicas de sensoriamento remoto como subsídios aos estudos de florestas implantadas no Brasil – uma revisão bibliográfica. **Revista Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 17, n. 4, p. 409-417, 2007.
- SOUZA, J. R. de; MORAES, M. E. B. de; SONODA, S. L.; SANTOS, H. C. R. G. A importância da qualidade da água e os seus Múltiplos Usos: Caso Rio Almada, Sul da Bahia, Brasil. REDE - **Revista Eletrônica do Prodepa**, v.8, n.1, p. 26-45, abr. 2014.
- THOMAZI, R. D.; KIIFER, W. P.; FERREIRA JR, P. D.; SÁ, F. S. A sucessão ecológica sazonal de macroinvertebrados bentônicos em diferentes tipos de atratores artificiais no rio Bubu, Cariacica, ES. **Revista Natureza On Line**. v. 6, nº.1, p.1-8, 2008.
- TOLEDO, L. G.; NICOLELLA, G. Índice de qualidade de água em microbacia sob uso agrícola e urbano. **Scientia Agrícola**, v.59, n.1, p.181-186, 2002.
- TRIVINHO-STRIXINO, S. **Larvas de Chironomidae: Guia de identificação**. São Carlos: Departamento de Hidrobiologia. Laboratório:Entomologia Aquática, UFSCAR, 2011. 371p.

TUNDISI, J. G. Recursos hídricos no futuro: Problemas e soluções. **Estudos Avançados**, v.22, n.63, p.1-16, 2008.

TUNDISI, J. G.; MATSUMURA-TUNDISI, T. **Limnologia**. São Paulo: Oficina de Textos, 2008. 631p.

VILELA, M. A. M.A. **Metodologia para monitoramento da qualidade da água em reservatórios utilizando sensoriamento remoto**. 2010. 85f. Dissertação (Programa de Pós-graduação em Engenharia Civil). Universidade Federal de Uberlândia, Minas Gerais, 2010.

WARREN, M. S.; TEIXEIRA, A. H. DE C.; RODRIGUES, L. N.; HERNANDEZ, F. B. T. Utilização do Sensoriamento Remoto Termal na Gestão de Recursos Hídricos. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v.07, n. 01, 2014.

YOSHIDA, C.E.; UIEDA, V.S. Índices bióticos mono e multimétricos de avaliação da qualidade da água em riachos de Mata Atlântica. **Revista Bioikos**, Campinas, v.27, n.2, p.79-88, 2013.

ZAMORA-MUNOZ, C.; ALBA-TERCEDOR, J. Bioassessment of organically polluted Spanish rivers, using a biotic index and multivariate methods. **Journal of the North American Benthological Society**, v.15, p.332-352, 1996.