



UNIVERSIDADE ESTADUAL DO SUDOESTE DA BAHIA
CENTRO DE ENSINO, PESQUISA E EXTENSÃO
SÓCIOAMBIENTAL
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS AMBIENTAIS

ESTADO TRÓFICO EM UMA SEÇÃO DO RIO CATOLÉ GRANDE
SOB DIFERENTES NÍVEIS DE VAZÃO

Luciano Vieira Barreto

ITAPETINGA – BA

MAR – 2013

ESTADO TRÓFICO EM UMA SEÇÃO DO RIO CATOLÉ GRANDE SOB DIFERENTES NÍVEIS DE VAZÃO

Luciano Vieira Barreto

Dissertação apresentada à
Universidade Estadual do Sudoeste da
Bahia – UESB/Campus Itapetinga,
como parte das exigências do
Programa de Pós - Graduação em
Ciências Ambientais, para obtenção
do título de Mestre em Ciências
Ambientais.

Orientadora: Flávia Mariani Barros.
D.Sc. – UESB

Co-Orientador: Felizardo Adenilson
Rocha. D.Sc. – IFBA

Co-Orientador: Paulo Bonomo. D.Sc.
– UESB

ITAPETINGA – BA

MAR – 2013

628.161 Barreto, Luciano Vieira.
B263e Estado trófico em uma seção do rio Catolé Grande sob diferentes níveis de vazão. / Luciano Vieira Barreto. - Itapetinga: UESB, 2013.
55p.

Dissertação de mestrado do Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais da Universidade Estadual do Sudoeste da Bahia – UESB – Campus de Itapetinga. Sob a orientação da Profa. D.Sc. Flávia Mariani Barros.

1. Água - Qualidade - Rio Catolé. 2. Água - Análise química.
3. Bacia hidrográfica – Estado trófico. I. Universidade Estadual do Sudoeste da Bahia. Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais. II. Barros, Flávia Mariani. III. Título.

CDD(21): 628.161

Catálogo na fonte:

Adalice Gustavo da Silva – CRB/5-535
Bibliotecária – UESB – Campus de Itapetinga-BA

Índice Sistemática para Desdobramento por Assunto:

1. Água - Qualidade - Rio Catolé
2. Água - Análise química
3. Bacia hidrográfica – Estado trófico

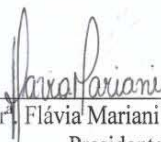
LUCIANO VIEIRA BARRETO

**ESTADO TRÓFICO DE UMA SEÇÃO DO RIO CATOLÉ GRANDE SOB
DIFERENTES NÍVEIS DE VAZÃO**

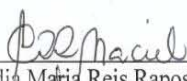
Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais da
Universidade Estadual do Sudoeste da Bahia, Campus de Itapetinga, BA. Área de
Concentração: Meio Ambiente e Desenvolvimento.

Aprovada em: 26 / 03 /2013

BANCA EXAMINADORA



Prof.ª Dr.ª Flávia Mariani Barros – UESB
Presidente



Prof.ª Dr.ª Cláudia Maria Reis Raposo Maciel – UESB



Prof. Dr. Danilo Paulucio da Silva – UESB



Prof. Dr. Felizardo Adenilson Rocha – IFBA

AGRADECIMENTOS

A Deus pela dádiva da vida e presença constante nos meus dias.

À Professora D.Sc. Flávia Mariani Barros e seu esposo, Professor D.Sc. Danilo Paulucio pela orientação, aconselhamentos, incentivos, compreensão e, sobretudo, pela fraterna amizade.

Ao Professor de Engenharia Ambiental do IFBA – Vitória da Conquista D.Sc. Felizardo Adenilson Rocha pelos ensinamentos, pela amizade desde tempos de graduação.

À Professora D.Sc. Sandra Cunha e Silva, pelos ensinamentos transmitidos, pela amizade, carisma e sobretudo pelo exemplo a ser seguido.

Ao professor M.Sc. Wellington Freitas, atenção muito especial, também faz parte do desenvolvimento intelectual, profissional da minha vida.

Ao querido amigo e agora colega de profissão, Engenheiro Micael Fraga, pelo auxílio no desenvolvimento deste estudo.

Aos Professores do Mestrado em Ciências Ambientais.

Aos alunos do curso de Engenharia Ambiental: Devsom, Gabriel, Jhones, Eliza, Laís, Morgana, Laurine, Rafael, João Paulo, Rogério, Hanna, e todos que aqui não citei os nomes, pela ótima convivência e compartilhamento de aprendizado no estágio em docência.

Aos colegas do mestrado, Rita Pinto, Djan, Michelle, Washington Maciel, Celeste, Célio, George, Murilo Scaldaferrri, Elenice, Fernando Azevedo, Fernando Vasconcelos, Henrique, Hévila, Ingrid, Iracema, Leila Renata, Maicon, Reginaldo, Poliana Gonçalves, Poliana Dias e Renata Correia. Meus amigos, meus colegas, minha gente.

A toda “família” UESB declaro meus sinceros agradecimentos.

Ao Professor Doutorando José Wildes Barbosa dos Santos e ao nosso amigo Professor D.Sc. Neylor Alves Calasans Rego, pelas ótimas ideias, pela amizade.

Especialmente para meus pais Raimundo José Barreto (*in memoriam*) e Laura Vieira Barreto pelo exemplo de vida, pelo ensinamento, pela compreensão e, sobretudo pelo amor.

À minha esposa Andréia Cristina, pela amizade, pelo incentivo e pelo amor.

À minhas irmãs Ana Luiza, Suzana e especialmente Jaqueline, minha família, minha joia rara.

Ao Professor José Everaldo e ao Professor Guilhardes Júnior pela confiança transmitida e pelo apoio oferecido para que mais esta etapa pudesse ser cumprida.

À Universidade Estadual do Sudoeste da Bahia – UESB, pela formação acadêmica. Aos amigos, amigas, que de outras formas e maneiras contribuíram para minha formação pessoal e acadêmica, além da agradável convivência.

A CAPES, pelo incentivo através da bolsa de estudo, importantíssima para o desfecho desta pesquisa.

RESUMO

BARRETO, L. V. **Estado trófico em uma seção do rio Catolé Grande sob diferentes níveis de vazão.** Itapetinga – BA: UESB. 2012. 55 p. (Dissertação – Mestrado em Ciências Ambientais – Área de Concentração em Meio Ambiente e Desenvolvimento) *

O objetivo do presente trabalho foi avaliar, por meio de duas metodologias distintas, o estado trófico do rio Catolé Grande sob diferentes níveis de vazão, em uma seção transversal próximo ao ponto de captação de água para abastecimento do município de Itapetinga-BA, além do monitoramento da dinâmica de determinadas variáveis de qualidade da água em função da vazão. As amostras de água foram coletadas por integração vertical, em diferentes meses, correspondente a diferentes vazões. Nessas amostras foram realizadas análises de potencial hidrogeniônico (pH), turbidez, sólidos totais dissolvidos, salinidade e fósforo total. A classificação do estado trófico do rio Catolé foi realizada por meio de duas metodologias distintas, ambas baseadas no valor da variável fósforo. A velocidade do fluxo foi medida com o auxílio do molinete e a vazão foi calculada pelo produto da velocidade pela área da seção. Os resultados apontaram classificações tróficas muito elevadas para a seção avaliada. A seção foi classificada como hipereutrófica no período entre janeiro e julho de 2011, independente da metodologia utilizada, contudo, entre agosto e novembro, houve diferença na classificação trófica em função da metodologia adotada. Considerando a média de todo o período em estudo, a seção avaliada foi classificada como hipereutrófica, independente da metodologia utilizada. O pH, apresentou correlação negativa em função da vazão, diminuindo o valor de pH com o aumento da vazão até $7,30 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$, a partir desta vazão houve tendência contrária. A salinidade e os sólidos totais dissolvidos apresentaram comportamentos semelhantes, aumentando linearmente com o incremento da vazão. Houve correlação positiva entre turbidez e vazão. As concentrações de fósforo apresentaram comportamento exponencial em função da vazão.

Palavras-chave: Bacia hidrográfica, Qualidade de água, Eutrofização.

* Orientadora: Flávia Mariani Barros D.Sc. UESB; Co-Orientador: Felizardo Adenilson Rocha. D.Sc. – IFBA; Co-Orientador: Paulo Bonomo. D.Sc. – UESB.

ABSTRACT

BARRETO, L. V. **Trophic state in the Catolé river under different Flow rate Levels.** Itapetinga - BA: UESB. 2013. 55 p. (Dissertation - Master in Environmental Sciences - Area of Concentration on Environment and Development) *

This study aimed to evaluate using two distinct methodologies, the trophic state Catolé Grande River under different flow rate levels in a cross section near to the point where water is abstracted to supply the municipality of Itapetinga-BA, besides monitoring the dynamics of water quality variables as a function of flow rate. Water samples were collected by vertical integration in different months, corresponding to different flows rate levels. In these samples were carried out analyzes of hydrogenionic potential (pH), turbidity, total dissolved solids, salinity and total phosphorus. Catolé River trophic state classification was performed using two distinct methodology, both based on the phosphorus value. The flow velocity was measured using a flow meter. The flow rate was calculated by the product of velocity by cross section area. The results showed very high trophic classifications to evaluated section. The section classification was hypertrophic between January and July 2011, by the two methodologies, however, between august to november there were differences in trophic classification. If it is observed throughout the study period, the section evaluated was classified as hypereutrophic, regardless of the methodology used. The hydrogenionic potential (pH) showed a negative correlation in relation to the flow rate, lowering the pH with increasing of the flow rate to $7,30 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$, from this value there was contrary tendency. The salinity and total dissolved solids had similar behaviors in relation to the flow rate, with increased concentrations of these variables with increasing river flow rate. The turbidity also correlated positively in relation to the flow rate. The phosphorus concentration showed exponential pattern as a function of flow rate.

Keywords: Watershed, Water quality, Eutrophication.

* Adviser: Flávia Mariani Barros D.Sc. UESB; Co-Adviser: Felizardo Adenilson Rocha. D.Sc. – IFBA; Co-Adviser: Paulo Bonomo. D.Sc. – UESB.

LISTA DE TABELAS

		Página
Tabela 01	Efeitos potenciais da eutrofização cultural causados pela entrada excessiva de nitrogênio e fósforo em lagos, reservatórios e rios....	18
Tabela 02	Especificações de cada estado trófico.....	19
Tabela 03	Limites para diferentes categorias tróficas, segundo o sistema de classificação proposto pela OECD (1982).....	20
Tabela 04	Limites para diferentes categorias tróficas, segundo o sistema de classificação proposto por Salas & Martino (2001).....	20
Tabela 05	Valores dos limites das concentrações de fósforo total para os diferentes níveis tróficos, segundo o sistema de classificação proposto por Carlson (1977) e modificado Toledo Jr <i>et al.</i> (1983).	22
Tabela 06	Valores dos limites das concentrações de fósforo total para os diferentes níveis tróficos (LAMPARELLI, 2004).....	22
Tabela 07	Usos das águas de lagos, rios e represas em função do estado trófico.....	23
Tabela 08	Principais tipos de uso e ocupação do solo em municípios que dividem a Sub-bacia do Rio Catolé, no ano de 2006.....	27
Tabela 09	Largura do curso de água e intervalo entre as distâncias horizontais recomendáveis para o posicionamento do molinete.....	31
Tabela 10	Profundidade recomendada para o posicionamento vertical do molinete de acordo com a profundidade do curso de água (H) e equações para cálculo da média das velocidades (VM) por intervalo.....	31
Tabela 11	Valores de vazão do rio Catolé Grande no período avaliado.....	33
Tabela 12	Concentrações de fósforo total, valores do IET e níveis de trofia segundo diferentes metodologias, das coletas do lado direito (d), no centro (c), no lado esquerdo (e) da seção transversal do rio Catolé Grande-BA e suas respectivas médias.....	34

LISTA DE FIGURAS

	Página
Figura 01	Localização geográfica da sub-bacia hidrográfica do rio Catolé Grande..... 24
Figura 02	Cobertura Vegetal da sub-bacia hidrográfica do rio Catolé Grande..... 26
Figura 03	(a), imagem adaptada do Google Earth. (b) e (c), Seção transversal do rio Catolé Grande em estudo..... 28
Figura 04	Amostrador de sedimentos DH 48..... 29
Figura 05	Preparo da seção transversal do rio (a), Realização da batimetria e coleta de amostras de água (b), Parte inferior do molinete hidrométrico (c), Parte superior do molinete hidrométrico (d)..... 30
Figura 06	Esquema para demonstração da divisão do perfil transversal do rio em subseções, indicando a profundidade da vertical anterior e posterior, como também a largura do intervalo na superfície..... 31
Figura 07	Valores médios observados e estimados do potencial hidrogeniônico (pH) médio em função da vazão na seção transversal estudada do rio Catolé Grande..... 38
Figura 08	Valores observados e estimados da concentração da salinidade em função da vazão na seção transversal estudada do rio Catolé Grande..... 40
Figura 09	Valores observados e estimados da Turbidez em função da vazão na seção transversal estudada do rio Catolé Grande..... 42
Figura 10	Valores observados e estimados dos sólidos totais dissolvidos em função da vazão na seção transversal estudada do rio Catolé Grande..... 44
Figura 11	Valores observados e estimados do fósforo total em função da vazão na seção transversal estudada do rio Catolé Grande..... 46

LISTA DE ABREVIATURAS E SÍMBOLOS

CETESB	Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
pH	Potencial hidrogeniônico
PT	Fósforo total
S.A.A.E	Serviço Autônomo de Água e Esgoto
STD	Sólidos totais dissolvidos
UESB	Universidade Estadual do Sudoeste da Bahia
UNT	Unidade de turbidez
km ²	Quilômetros quadrados
mg L ⁻¹	Miligrama por litro
‰	Partes por mil
%	Porcentagem

SUMÁRIO

	Página
1. INTRODUÇÃO.....	10
1.1 Objetivo geral.....	11
1.1.1 Objetivos específicos.....	11
2. FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA.....	12
2.1 Qualidade da água.....	12
2.1.1 Potencial hidrogeniônico (pH).....	13
2.1.2 Salinidade.....	14
2.1.3 Sólidos totais dissolvidos.....	14
2.1.4 Turbidez.....	15
2.1.5 Fósforo total (PT).....	16
2.2 Eutrofização.....	17
2.3 Metodologias de classificação do estado trófico.....	18
3. MATERIAL E MÉTODOS.....	24
3.1 Caracterização da área de estudo.....	24
3.2 Metodologia de coleta e análise das amostras de água.....	27
3.2.1 Seção de coleta de amostras de água.....	27
3.2.2 Procedimentos de coleta e armazenamento das amostras de água.....	28
3.2.3 Determinação das variáveis em estudo de qualidade da água.....	29
3.2.4 Determinação do índice de estado trófico.....	29
3.3 Determinação da vazão do rio Catolé Grande.....	29
3.4 Análises estatísticas.....	32
4. RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	33
4.1 Índice de estado trófico.....	33
4.2 Variáveis de qualidade da água.....	37
4.2.1 Potencial hidrogeniônico (pH).....	37
4.2.2 Salinidade.....	40
4.2.3 Turbidez.....	41
4.2.4 Sólidos totais dissolvidos.....	43
4.2.5 Fósforo total.....	45
5. CONCLUSÕES.....	48
6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	49

1. INTRODUÇÃO

O crescimento populacional e as atividades humanas tem se despontado como um dos maiores responsáveis pela poluição do meio aquático. Os rios se tornaram ao longo dos anos depositários de rejeitos e resíduos de diversas formas: os esgotos domésticos e as águas residuárias provenientes de atividades pecuárias contribuem com elevadas cargas orgânicas; as indústrias com uma série de compostos sintéticos e elementos químicos potencialmente tóxicos; e as atividades agrícolas com a contaminação por pesticidas e fertilizantes ricos em sais minerais (NETO & FERREIRA, 2007). Essas ações antrópicas podem afetar a qualidade do ambiente para os organismos aquáticos ou mesmo para a saúde humana, por meio da ingestão de águas contaminadas.

As últimas décadas foram marcadas pela crescente preocupação com o efeito das atividades humanas sobre o meio ambiente. A sociedade organizada está cada vez menos tolerante aos problemas associados à poluição hídrica (BRAGA *et al.*, 2005).

Conhecer a qualidade da água disponível é fundamental para a gestão dos recursos hídricos. Sendo assim, foram desenvolvidos vários índices e indicadores ambientais para avaliação desta, com base em suas características físico-químicas e biológicas.

O índice de estado trófico (IET) é amplamente utilizado em diversos trabalhos. Nesse índice são estabelecidos níveis de trofia em relação à concentração de fósforo total, à clorofila *a* e ao disco de Secchi, possibilitando a classificação das águas em classes tróficas. Segundo Lamparelli (2004), dentre as variáveis estabelecidas para cálculo do (IET) o fósforo total é a mais importante, pois este nutriente na maioria das vezes é o fator limitante para a produção primária.

O nitrogênio e o fósforo presentes nos rios e lagos são nutrientes de grande importância à cadeia alimentar, entretanto, quando descarregados em altas concentrações em águas superficiais e associados às boas condições de luminosidade provocam o enriquecimento do meio, fenômeno este denominado eutrofização. Segundo Smith & Schindler (2009), a eutrofização pode levar à alteração no sabor, no odor, na turbidez e na cor da água, à redução do oxigênio dissolvido, provocando crescimento excessivo de plantas aquáticas, mortandade de peixes e outras espécies aquáticas, além do comprometimento das condições mínimas para o lazer na água.

Atualmente, a eutrofização é reconhecida como um dos problemas mais importantes concernentes à qualidade de água. Dentre os fatores que influenciam a eutrofização, além das concentrações de fósforo e nitrogênio, podem ser citados a velocidade da água, a vazão, a turbidez, a profundidade do curso de água, a temperatura entre outros (LAMPARELLI, 2004).

Um dos impactos mais preocupantes da aceleração do processo de eutrofização é o aumento da probabilidade de ocorrência de florações de algas, principalmente as cianobactérias potencialmente tóxicas, as quais podem alterar a qualidade das águas, sobretudo no que tange ao abastecimento público.

Diante disso, a caracterização do estado trófico de cursos d'água torna-se essencial, uma vez que permite avaliar a efetividade das ações de gerenciamento implementadas, bem como estabelecer medidas pertinentes e corretivas necessárias.

1.1 Objetivo geral

- Determinar o índice de estado trófico em uma seção transversal do rio Catolé Grande, em diferentes níveis de vazão.

1.1.1 Objetivos específicos

- Avaliar o estado trófico em uma seção do rio Catolé Grande, por meio de duas metodologias;
- Verificar a influência da vazão nos valores do índice de estado trófico; e
- Verificar a influência da vazão no comportamento das variáveis de qualidade de água em estudo: fósforo total, pH, turbidez, salinidade e sólidos totais dissolvidos.

2. FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

2.1 Qualidade da água

Conforme Pissarra *et al.* (2004), uma bacia hidrográfica pode ser entendida como uma área de terras circundadas por divisores de águas onde as águas oriundas das precipitação ocorrida é conduzida para seu sistema de drenagem natural. Cada bacia hidrográfica pode está contida em outra de ordem hierárquica superior, constituindo, em relação à última, uma sub-bacia, como é o caso do rio Catolé Grande afluente do rio Pardo.

As características físicas e bióticas de uma bacia possuem importante papel no ciclo hidrológico, influenciando diversos processos (FAUSTINO, 1996). O uso de indicadores físico-químicos da qualidade da água consiste no emprego de variáveis que se correlacionam com as alterações ocorridas na bacia, sejam essas de origem antrópica ou natural. Deste modo, percebe-se que os cursos d'água de uma bacia hidrográfica são afetados pelo uso e ocupação do solo e por contaminantes despejados nos recursos hídricos de toda a área de drenagem (BRAGA *et al.*, 2005). Conhecer a qualidade da água disponível é fundamental para a gestão dos recursos hídricos.

A qualidade da água é um termo usado para identificar as características desejadas de acordo com seus múltiplos usos, sendo assim, foram desenvolvidos vários índices e indicadores ambientais para avaliação da qualidade da água com base em suas características. Um desses índices é o índice de estado trófico (IET), o qual estabelece níveis de trofia que possibilitam a classificação das águas em classes tróficas (LAMPARELLI, 2004).

Segundo Braga *et al.* (2005), as atividades antrópicas consistem em importante fator responsável pela diminuição da qualidade da água, uma vez que o desenvolvimento urbano promove entre outros impactos ambientais, a eutrofização dos rios. Zhu *et al.* (2008) correlacionaram um aumento anual na concentração de contaminantes superior a 10 % entre 1998 e 2005 no rio Han na China, com o desenvolvimento desordenado nas suas proximidades, promovendo o aparecimento plantas aquáticas e florescimento de algas nas zonas de remanso, ou seja em locais com pouco fluxo de água.

Conforme Zanini (2009), para manter boas condições ecológicas da água é necessário reduzir o fluxo de nutrientes para o rio, principalmente os provenientes da produção agrícola como o nitrogênio, o fósforo e também aqueles de áreas urbanas e industriais. Em condições favoráveis ao surgimento do escoamento superficial, esses

elementos químicos são transportados para os cursos d'água enriquecendo o meio e favorecendo o crescimento excessivo de plantas aquáticas.

A qualidade da água pode ser representada através de diversas variáveis, que traduzem suas principais características. A Resolução 357 de 2005 do Conselho Nacional Do meio Ambiente classifica os rios em diversas classes, de acordo com o tipo de uso que se faz de suas águas, sendo classificados como classe II os rios que ainda não foram enquadrados, tal como o Catolé Grande, cujas águas podem ser destinadas: ao abastecimento para consumo humano, após tratamento convencional; à proteção das comunidades aquáticas; à recreação de contato primário, tais como natação e mergulho; à irrigação de hortaliças, plantas frutíferas e de parques, jardins, campos de esporte e lazer, com os quais o público possa vir a ter contato direto, e; à aquicultura e à atividade de pesca. Esta resolução estabelece, ainda, limites para cada variável, que foram utilizadas nas discussões e resultados deste trabalho, para rios de classe II, como: pH: 6,0 a 9,0; turbidez até 100 UNT; salinidade $\leq 0,5 \text{ ‰}$; sólidos totais dissolvidos $\leq 500 \text{ mg L}^{-1}$ e fósforo total $\leq 0,1 \text{ mg L}^{-1}$.

A seguir é apresentada uma abordagem simplificada das variáveis de qualidade de água utilizadas nesta pesquisa.

2.1.1 Potencial hidrogeniônico (pH)

O pH é utilizado para expressar a acidez de uma solução. Segundo Richter & Netto (2005), o pH pode ser considerado como uma das variáveis ambientais mais importantes, ao mesmo tempo em que consiste em uma das mais difíceis de interpretar, pois grande número de fatores podem influenciá-lo.

Tundisi (2003) reforçou que a grande maioria dos corpos de água continentais tem pH variando entre 6 e 8, no entanto podem-se encontrar ambientes mais ácidos ou mais alcalinos. As águas conhecidas como “pretas” (por exemplo, o Rio Negro, no Amazonas) possuem pH muito baixo, devido ao excesso de ácidos em solução.

Esteves (1998) salienta que o pH é muito influenciado pela quantidade de matéria orgânica a ser decomposta, sendo que quanto maior a quantidade de matéria orgânica disponível, menor o pH, pois para haver decomposição desse material muitos ácidos são produzidos (como o ácido húmico).

Corpos hídricos não poluídos geralmente apresentam variações de pH próximo da neutralidade. O pH altera a solubilidade e, por isso, a disponibilidade de muitas substâncias

como metais e formas disponíveis de nitrogênio, podendo torná-las tóxicas (TUNDISI, 2003).

O tipo de solo que a água percorre e também o tipo de poluição química da água, além da qualidade do ambiente, também influenciam na concentração desses íons e alteram os valores de pH (NETO & FERREIRA, 2007).

Águas naturais de superfície que apresentam pH entre 6,0 e 8,0 possuem intervalo ideal para a manutenção da vida aquática (LIBÂNIO, 2005).

2.1.2 Salinidade

A salinidade pode ser entendida como o conjunto de sais normalmente dissolvidos nas águas, formado por bicarbonatos, cloretos, sulfatos e, em menor quantidade pelos demais sais que podem conferir sabor salino (BRAGA *et al.*, 2005).

Segundo Richter & Netto (2005), salinidade é a medida da quantidade de sais existentes em massas de água naturais - oceanos, lagos, estuários ou aquíferos. A água dos oceanos tem salinidade média aproximada de 35 ‰. Os autores consideraram água salobra aquela que tem salinidades entre 0,5 e 30 ‰. Desta maneira, a "água doce" pode ter uma salinidade até 0,5 ‰ no entanto, esta "salinidade" geralmente está relacionada a compostos químicos muito diferentes daqueles presentes na água do mar.

Barreto *et al.* (2009) monitoraram seis variáveis de qualidade de água na bacia hidrográfica do rio Catolé Grande, incluindo o rio Catolé Grande, o rio Catolézinho e o rio Duas Barras. Os autores verificaram valores de salinidade muito abaixo do limite estabelecido pela legislação em vigor, sendo o rio Duas Barras o único a apresentar um comportamento diferenciado dos outros, alcançando o máximo de 0,55 ‰ no mês de março, com média anual de 0,23 ‰. Os outros pontos de amostragem permaneceram abaixo de 0,06 ‰ na média anual.

2.1.3 Sólidos totais dissolvidos

Di Bernardo *et al.* (2002) definiram como sólidos totais de um efluente toda a matéria que permanece como resíduo após a evaporação à temperatura de 103 a 105 °C. O material que possui significativa pressão de vapor nesta temperatura é perdido durante a evaporação e não é definido como sólido.

Áreas ocupadas pela pecuária com manejo fora dos padrões conservacionistas ideais tendem a apresentar condições favoráveis ao surgimento de processos impactantes

tais como a erosão e o assoreamento de rios. O manejo inadequado das pastagens leva à diminuição da permeabilidade do solo, o que aumenta a frequência e o volume do escoamento superficial, podendo aumentar, desta maneira, a quantidade dos sólidos presentes nas águas (ALLAN & CASTILLO, 2007).

O teor de sólidos dissolvidos totais é uma das características que definem se a água pode ser utilizada para determinada finalidade. Quando contém menos de 500 mg L⁻¹ de sólidos dissolvidos é em geral satisfatória para uso doméstico após tratamento e para muitos fins industriais. Com mais de 1000 mg L⁻¹ a água contém minerais que lhe conferem um sabor desagradável e a torna inadequada para diversas finalidades (CARVALHO & OLIVEIRA, 2003).

Geralmente, as partículas sólidas minerais encontram-se em maior quantidade em corpos d'água de bacias hidrográficas sujeitas a intensos processos erosivos ou onde existam outras atividades poluidoras, tais como a mineração. A erosão é responsável por cerca de 80 % dos problemas de alteração da qualidade da água em bacias hidrográficas, proporcionando a produção de grande quantidade de poluentes em áreas que tiveram corte de matas, preparo de solo, abertura e manutenção de estradas e corredores, em locais com grandes áreas de pastagens ou onde há uso frequente do fogo (VON SPERLING, 1996 a).

2.1.4 Turbidez

A turbidez pode ser definida como uma medida do grau de interferência à passagem da luz através do líquido. Assim essa variável exerce influência direta no potencial fotossintetizante de algas, fundamentais para cadeia trófica e a reoxigenação do meio aquático. Geralmente está associada à presença de partículas em suspensão tais como partículas inorgânicas (areia, silte, argila) e detritos orgânicos, tais como algas, bactérias e plâncton em geral (DERISIO, 2007).

A turbidez dos corpos d'água é particularmente alta em regiões suscetíveis à erosão, onde a precipitação pluviométrica pode carrear partículas inorgânicas, fragmentos de rocha e óxidos metálicos do solo para os corpos hídricos. Assim nas situações em que o solo se encontra melhor protegido, melhores são as condições de infiltração de água no solo e, conseqüentemente menor a magnitude do escoamento superficial e transporte de sedimentos para os corpos d'água (PRUSK *et al.*, 2006).

Grande parte das águas de rios brasileiros são naturalmente turvas em decorrência das características geológicas das bacias de drenagem, por ocorrência de altos índices

pluviométricos e uso de práticas agrícolas inadequadas (PORTO *et al.*, 1991). Ao contrário da cor, que é causada por substâncias dissolvidas, a turbidez é provocada por partículas em suspensão, sendo, portanto, reduzida por decantação. Em rios onde a velocidade de escoamento da água é maior, a turbidez pode ser alta. Além da ocorrência de origem natural, a turbidez da água pode, também, ser aumentada por lançamentos de esgotos domésticos ou industriais (TUNDISI, 2003).

Diversos materiais como partículas de argila ou lodo, descarga de esgoto doméstico ou industrial ou a presença de um grande número de microrganismos são responsáveis pelo aumento da turbidez (LINO *et al.*, 2008).

2.1.5 Fósforo total (PT)

O fosfato presente em ecossistemas aquáticos continentais tem origem em fontes naturais e artificiais. Dentre as fontes naturais, as rochas fosfatadas da bacia de drenagem constituem a fonte básica de fosfato. As fontes artificiais de fosfato mais importantes são os esgotos domésticos e industriais e o material particulado de origem industrial contido na atmosfera (SILVA, 1997, *apud* BARROS, 2008).

As águas drenadas em áreas agrícolas e urbanas provocam a presença excessiva de fósforo em águas naturais. Além do esgoto sanitário outros tipos de efluentes industriais como os de indústrias de fertilizantes, pesticidas, químicas em geral, conservas alimentícias, abatedouros, frigoríficos e laticínios, apresentam fósforo em quantidades excessivas (CETESB, 2009).

Conforme Esteves (1998), o fósforo é considerado um importante poluente de cursos de água, principalmente águas superficiais continentais. O fósforo em níveis exercíveis na água favorece o crescimento de algas e plantas que interferem na utilização da água para consumo humano ou recreação, além de afetar seriamente a sobrevivência dos peixes, devido à redução do oxigênio dissolvido gerada pelo consumo excessivo pelas algas.

A importância da avaliação do fósforo presente em ecossistemas aquáticos para a estimativa da produtividade primária é indiscutível, uma vez que ele é na maioria dos ambientes, o fator limitante a este processo. Em outras palavras, o fósforo disponível é um dos fatores mais importantes na regulação da produtividade do sistema (LAMPARELLI, 2004).

Os sedimentos dos leitos dos corpos d'água retratam condições históricas da influência de atividades antrópicas sobre esses ambientes, nem sempre detectáveis pelo uso de variáveis da água quando se coleta na superfície do curso da água (CETESB, 2009).

A interação entre o sedimento e a coluna da água pode ser fonte potencial de fósforo, principalmente quando ocorre revolvimento do sedimento, por exemplo, em virtude do aumento da vazão devido às chuvas, aumentando a turbulência das águas, que podem deslocar o fósforo decantado e aumentar a concentração do fósforo total na coluna da água, ou por atividades que interfiram com o leito do rio como dragagens, passagem de dutos, construção de pilares de sustentação de pontes entre outras (CETESB, 2009).

Dessa maneira, a dinâmica do fósforo nas águas também está relacionada ao fósforo armazenado nos sedimentos depositados no leito dos rios, sendo a dessorção do fósforo facilitada pela ressuspensão dos sedimentos devido à turbulência da água (PRADA & OLIVEIRA, 2006).

2.2 Eutrofização

A eutrofização consiste no aumento excessivo de nutrientes na água, podendo ser causada por drenagem de fertilizantes agrícolas, águas pluviais de cidades, detergentes, resíduos de minas e drenagem de dejetos humanos, entre outros. Para Smith & Schindler (2009), a palavra eutrófico significa rico em nutrientes e eutrofização ou eutroficação vem do grego *eu*, “bem” e *trophein* “nutrir” ou seja: bem nutrido. Os mesmos autores definem como consequência desse desequilíbrio a multiplicação de matéria vegetal, que ao se decompor provoca danos como a diminuição do oxigênio dissolvido tão necessário à vida aquática.

Em sistemas agrícolas, a utilização inadequada de adubos orgânicos e minerais pode provocar o excesso de importantes nutrientes nos solos, que podem chegar aos cursos d'água, devido a processos como lixiviação e escoamento superficial (CORRIVEAU *et al.*, 2009).

Smith & Schindler (2009) destacaram a eutrofização como o maior problema da atualidade em corpos d'água superficiais, considerado-a como um dos exemplos mais visíveis das alterações ocasionadas pelo homem à biosfera. Os autores afirmaram que a eutrofização é a condição que favorece o desenvolvimento de florações de cianobactérias e microalgas, secundada pelas condições de luz, temperatura e pH convenientes.

Além dos efeitos causados pelo aporte excessivo de fósforo e nitrogênio em lagos, reservatórios e rios (**Tabela 1**), os autores descrevem outros efeitos diretos e indiretos causados pela eutrofização. Por exemplo, em muitos corpos de água, o aumento do aporte de nitrogênio e fósforo pode acelerar o processo de biodegradação de produtos petroquímicos, hidrocarbonetos aromáticos e pesticidas, uma vez que o aumento do estado trófico promove o aumento da biomassa bacteriana e conseqüentemente ocorre um aumento na diversidade de substratos orgânicos, os quais as bactérias são capazes de metabolizar.

Tabela 1. Efeitos potenciais da eutrofização causados pela entrada excessiva de nitrogênio e fósforo em lagos, reservatórios e rios

Efeitos da eutrofização
Aumento da biomassa do fitoplâncton;
Crescimento de espécies de algas potencialmente tóxicas ou não comestíveis;
Crescimento da biomassa de algas bentônicas e epifíticas;
Crescimento excessivo de macrófitas aquáticas;
Aumento da frequência de mortandade de peixes;
Diminuição da biomassa de peixes e moluscos cultiváveis;
Redução da diversidade de espécies;
Redução da transparência da água;
Depleção de oxigênio dissolvido e
Redução do valor estético do corpo de água.

Fonte: Adaptado de Smith & Schindler (2009).

2.3 Metodologias de classificação do estado trófico

Basicamente o estado trófico de um corpo de água pode ser classificado como oligotrófico, mesotrófico e eutrófico, podendo haver subdivisões.

Ambientes oligotróficos podem ser entendidos como aqueles que apresentam baixas concentrações de nutrientes e baixa produtividade primária. Ambientes mesotróficos apresentam produtividade intermediária, com possíveis implicações sobre a qualidade da água, mas em níveis aceitáveis na maioria dos casos. Ambientes eutróficos apresentam alto nível de produtividade e são ricos em matéria orgânica e elementos minerais (nutrientes), tanto em suspensão quanto na região bentônica (MANSOR, 2005).

As categorias de estado trófico de um corpo de água e suas características podem ser melhores compreendidas observando-se a **Tabela 2** na qual são propostas subdivisões em relação à classificação básica (CETESB, 2009).

No trabalho de Vollenweider (1968) são estabelecidos valores-limites de fósforo total e nitrogênio para a classificação de corpos de água, segundo os graus de trofia. Outros

autores, como Wetzel (1993), além de valores-limites para nutrientes, consideraram também que ambientes com concentrações médias de clorofila *a* superiores a 10 µg L⁻¹ são eutróficos.

Tabela 2. Classes de estado trófico dos cursos d'água

Estado trófico	Características dos corpos de água
Ultraoligotrófico	Corpos d'água limpos, de produtividade muito baixa e concentrações insignificantes de nutrientes que não acarretam em prejuízos aos usos da água.
Oligotrófico	Limpos, de baixa produtividade, em que não ocorrem interferências indesejáveis sobre os usos da água, pela presença de nutrientes.
Mesotrófico	Com produtividade intermediária e possíveis implicações sobre a qualidade da água, mas em níveis aceitáveis, na maioria dos casos.
Eutrófico	Com alta produtividade e redução da transparência, afetados por atividades antrópicas, ocorrendo alterações indesejáveis na qualidade da água decorrentes do aumento da concentração de nutrientes e interferências nos seus múltiplos usos.
Supereutrófico	Corpos d'água com alta produtividade, de baixa transparência, em geral afetados por atividades antrópicas, com frequentes alterações indesejáveis na qualidade da água, como florações de algas e interferências nos seus múltiplos usos.
Hipereutrófico	Corpos d'água afetados pelas elevadas concentrações de matéria orgânica e nutrientes, com comprometimento acentuado nos seus usos, associado a florações de algas ou mortandades de peixes, com consequências indesejáveis para seus múltiplos usos, inclusive sobre as atividades pecuárias nas regiões ribeirinhas.

Fonte: Adaptado de CETESB (2009).

Um índice de estado trófico (IET) funciona como um registro das atividades humanas nas várias bacias hidrográficas, além de oferecer subsídios para a formulação de planos de manejo e gestão de ecossistemas aquáticos, por meio de estratégias que visem à sustentabilidade dos recursos hídricos e que garantam os usos múltiplos da água, em médio e longo prazo (VON SPERLING, 1996 b). No IET, os resultados correspondentes ao fósforo total (IET PT), devem ser entendidos como medida do potencial de eutrofização, já que esse nutriente atua como agente causador do processo (CETESB, 2009).

A *Organization for Economic Cooperation and Development* (OECD, 1982) apresentou resultados de um amplo estudo sobre o monitoramento, avaliação e controle da eutrofização de ambientes aquáticos, em que foram estabelecidos os limites para classificação trófica apresentados na **Tabela 3**.

Tabela 3. Limites para diferentes categorias tróficas, segundo o sistema de classificação proposto pela OECD (1982)

Categorias Tróficas	Média anual de fósforo total ($\mu\text{g L}^{-1}$)
Ultraoligotrófico	$\leq 4,0$
Oligotrófico	$\leq 10,0$
Mesotrófico	10-35
Eutrófico	35-100
Hipereutrófico	≥ 100

Fonte: Adaptado de OECD (1982).

Como estes limites foram estabelecidos para lagos de regiões temperadas, Salas & Martino (1991) publicaram um estudo, realizado pelo Centro Pan-americano de Engenharia Sanitária e Ciências Ambientais (CEPIS), veiculado à Organização Mundial de Saúde (OMS), o qual revisaram em 2001 propondo um modelo trófico simplificado para fósforo, para lagos e reservatórios tropicais da América Latina e Caribe.

Na pesquisa de Salas & Martino (2001) foi apresentado um sistema de classificação trófica baseado em distribuição probabilística para concentração de fósforo total (**Tabela 4**), conforme proposto no trabalho da OECD (1982). A avaliação do grau de eutrofização em lagos e reservatórios é feita tradicionalmente em diversos países. A tradição de limnologia, seu uso para abastecimento e o aparecimento mais “precoce” de efeitos do enriquecimento de corpos d’água lênticos são algumas das razões para a priorização dos estudos sobre eutrofização em relação aos ambientes lóticos (LAMPARELLI, 2004).

Estudos sobre o estado trófico são mais frequentes em ambientes lênticos, dentre estes podem ser citados os estudos desenvolvidos por Neto & Coelho (2002), Liou & Lo (2005) e Mariani (2006). Em rios, citam-se Lamparelli (2004), a propôs índices diferenciados para aplicação específica em ambientes lênticos e em ambientes lóticos, Barros (2008) e Zanini (2009) formaram grandes contribuições para as ciências ambientais, entretanto existe uma carência de estudos sobre eutrofização em rios principalmente no norte e nordeste do Brasil.

Tabela 4. Limites para diferentes categorias tróficas, segundo o sistema de classificação proposto por Salas & Martino (2001)

Categorias tróficas	Média anual de fósforo total ($\mu\text{g L}^{-1}$)	Clorofila <i>a</i> ($\mu\text{g L}^{-1}$)
Oligotrófico	≤ 28	$\leq 4,8$
Mesotrófico	28-72	4,8-12
Eutrófico	≥ 72	≥ 12

Fonte: Adaptado de Barros (2008).

Em países como Estados Unidos e Inglaterra, existem programas que propõem o monitoramento em rios, sendo estes, na sua maioria, baseados nas comunidades bentônicas (KELLY & WHITTON, 1998). No entanto, em grande parte dos estados brasileiros, a maioria das captações, bem como os pontos de monitoramento são rios de planície, os quais têm como características alta turbidez de suas águas e fundo com granulometria variando entre areia e argila. Estes ambientes raramente desenvolvem tipos de comunidades bentônicas nos moldes de rios ou de riachos de alta transparência, como os monitorados em outros países (LAMPARELLI, 2004).

Devido principalmente à alta relação entre o volume de água e a região marginal, em ambientes lóticos, além de maior velocidade das águas, quando comparados aos ambientes lênticos, são encontradas maiores concentrações de fósforo e menores concentrações de clorofila *a* (LAMPARELLI, 2004). Já os resultados correspondentes à clorofila *a* são considerados como uma medida de resposta do corpo hídrico ao agente causador, indicando assim, o nível de crescimento de algas no local.

Carlson (1977) definiu um índice do estado trófico usando uma transformação linear da transparência pelo disco de Secchi, que avalia a concentração de biomassa algal. Além da transparência, o índice pode ser expresso em função das concentrações de fósforo total (**Equação 1**), medidas em amostras coletadas próximo à superfície da água.

$$\text{IET (PT)} = 14,42 \cdot \ln(\text{PT}) + 4,15 \quad \text{Eq 1}$$

em que,

IET (PT): Índice de estado trófico em relação à variável fósforo total para ambientes lênticos;

PT: concentração de fósforo total, $\mu\text{g L}^{-1}$.

O Índice de Estado Trófico de Carlson foi desenvolvido para regiões temperadas, onde o metabolismo dos ecossistemas aquáticos difere dos encontrados em ambientes tropicais. A fim de adaptar uma nova metodologia para condições tropicais, Toledo Jr. *et al.* (1983), propuseram modificações na metodologia de Carlson (**Equação 2**), assim foi concluído que as versões modificadas do IET eram mais adequadas para determinação do estado trófico, quando comparadas às formas originais.

$$\text{IET (PT)} = 10 (6 - (\ln(80,32 / \text{PT}) / \ln 2)) \quad \text{Eq 2}$$

em que,

IET (PT): Índice de estado trófico em relação à variável fósforo total para ambientes lênticos;

PT: concentração de fósforo total, $\mu\text{g L}^{-1}$.

Para classificar os níveis tróficos conforme a modificação de Toledo Jr. *et al.* (1983), foram adotadas as categorias apresentadas na **Tabela 5**.

Tabela 5. Valores dos limites das concentrações de fósforo total para os diferentes níveis tróficos, segundo o sistema de classificação proposto por Carlson (1977) e modificado Toledo Jr *et al.* (1983)

Estado trófico	Fósforo Total $\mu\text{g.L}^{-1}$	Ponderação
Ultraoligotrófico	$\leq 6,0$	$\text{IET} \leq 24$
Oligotrófico	7,0 a 26,0	$24 < \text{IET} \leq 44$
Mesotrófico	27,0 a 52,0	$44 < \text{IET} \leq 54$
Eutrófico	53,0 a 211,0	$54 < \text{IET} \leq 74$
Hipereutrófico	$> 211,0$	$\text{IET} > 74$

Fonte: Adaptado de Toledo Jr. *et al.* (1983), *apud* Barros (2008).

Este índice, elaborado para ambientes lênticos foi continuamente usado para classificar rios, até que em 2004 Lamparelli propôs a modificação deste diferenciando-o para ambientes lênticos e lóticos, (**Equação 3**) e apresentou novos valores limites para a classificação trófica (**Tabela 6**).

$$\text{IET (PT)} = 10 \cdot (6 - ((0,42 - 0,36 \cdot (\ln \text{PT})) / \ln 2)) - 20 \quad \text{Eq 3}$$

em que,

IET (PT): Índice de estado trófico em relação à variável fósforo total para ambientes lóticos;

PT: concentração de fósforo total, $\mu\text{g L}^{-1}$.

Tabela 6. Valores dos limites das concentrações de fósforo total para os diferentes níveis tróficos (LAMPARELLI, 2004)

Estado trófico	Fósforo total $\mu\text{g.L}^{-1}$	Ponderação
Ultraoligotrófico	≤ 13	$\text{IET} \leq 47$
Oligotrófico	$13 < \text{PT} \leq 35$	$47 < \text{IET} \leq 52$
Mesotrófico	$35 < \text{PT} \leq 137$	$52 < \text{IET} \leq 59$
Eutrófico	$137 < \text{PT} \leq 296$	$59 < \text{IET} \leq 63$
Supereutrófico	$296 < \text{PT} \leq 640$	$63 < \text{IET} \leq 67$
Hipereutrófico	$640 < \text{PT}$	$\text{IET} > 67$

Fonte: Adaptado de Lamparelli (2004).

A Resolução CONAMA 357 de 2005 estabelece classes de qualidade de água para corpos de água de acordo com seus usos pretendidos, mas não associa essa condição a

níveis de trofia. Na **Tabela 7** são apresentadas as relações entre usos múltiplos e estado trófico de ambientes aquáticos segundo Von Sperling (1996) e Tundisi (2006).

Tabela 7. Usos das águas de lagos, rios e represas em função do estado trófico

Usos das águas	Oligotrófico	Mesotrófico	Eutrófico
Abastecimento Público	Desejável	Tolerável	-
Uso industrial	-	Desejável	-
Recreação contato primário	-	Desejável	-
Irrigação	-	-	Tolerável
Paisagismo	-	Desejável	Tolerável

Fonte: Adaptado de Von Sperling (1996); Tundisi (2006).

Além dos impactos negativos gerados no meio aquático pela eutrofização, Richter & Netto (2005) afirmaram que classes de trofia mais altas refletem no aumento dos custos para tratamento da água, causam maior obstrução dos filtros e aumentam o consumo de água para lavagem dos filtros. Outro fator importante a ser observado é o aumento no consumo de cloro devido à presença de matéria orgânica, diminuindo a eficiência da desinfecção sendo prejudicial à saúde humana, uma vez que surge à possibilidade de crescimento de bactérias nos sistemas de distribuição, causando a diminuição da eficiência do sistema de tratamento de água.

O desenvolvimento de florações de cianobactérias apresenta-se também como sérias consequências da eutrofização, sobretudo devido à capacidade desses organismos produzirem metabólitos secundários tóxicos que podem ocasionar doenças e até a morte (TUNDISI, 2006).

3. MATERIAL E MÉTODOS

3.1 Caracterização da área de estudo

O local do presente estudo está situado no rio Catolé Grande, coordenadas UTM (8315012s x 364558w), sendo este pertencente à bacia hidrográfica do rio Pardo no Estado da Bahia. Esta sub-bacia está contida entre os paralelos (8390000 e 8290000s) e entre os meridianos (420000 e 500000w) em coordenadas UTM. Composta pelos municípios de Vitória da Conquista, Itambé, Barra do Choça, Planalto, Caatiba, Nova Canaã e Itapetinga. A **Figura 1** abaixo mostra o limite da Bacia Hidrográfica do rio Catolé Grande. (RAMOS, 2008).

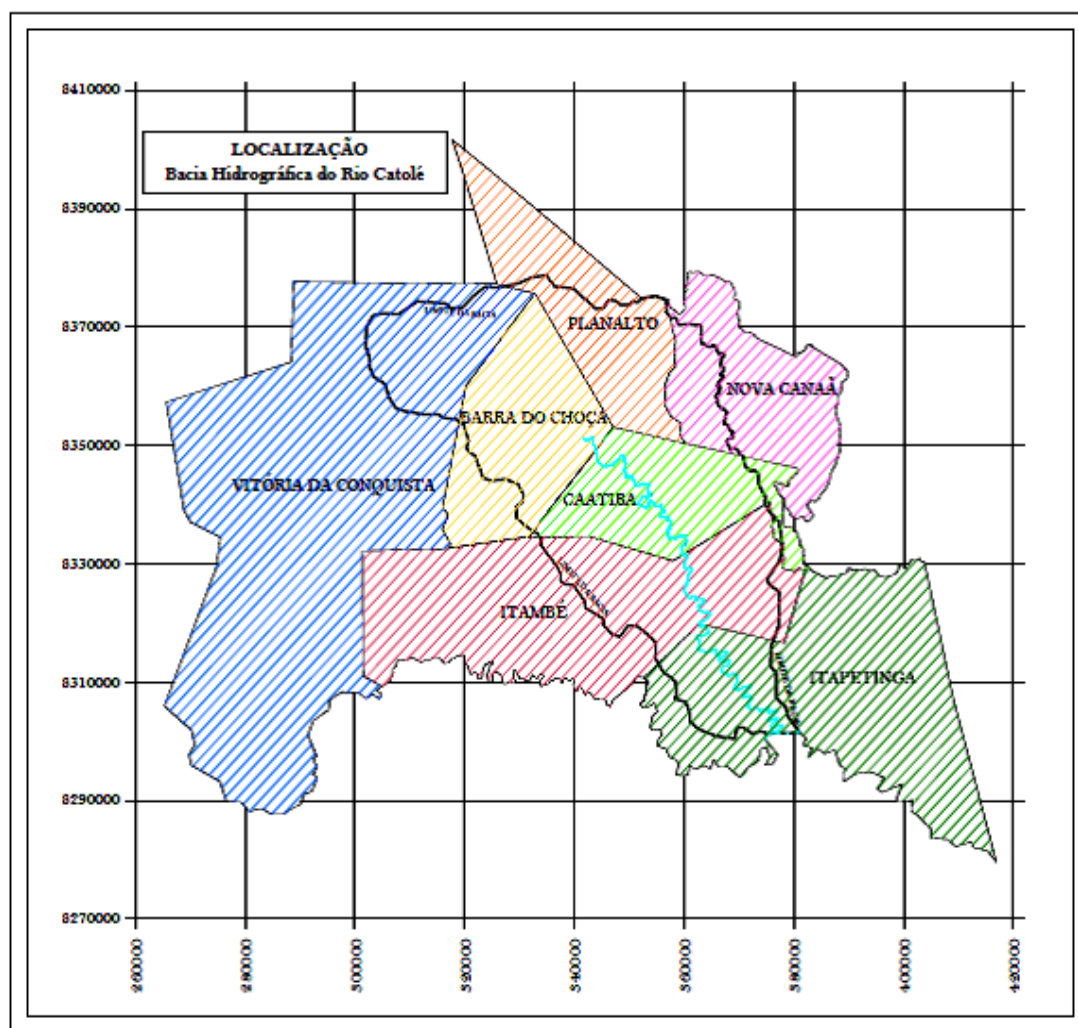


Figura 1 – Representação gráfica da bacia hidrográfica do rio Catolé Grande (delimitação em preto), destacando o rio Catolé Grande, BA (linha azul).
Fonte: Adaptado de Ramos (2008).

O rio Catolé Grande nasce no planalto de Vitória da Conquista, próximo à cidade de Barra do Choça e dirige-se à calha do rio Pardo, no sentido NO-SE, com sua seção de controle a jusante da cidade de Itapetinga. A diferença de altitude do rio principal varia entre 870m próximo a nascente e 215m próximo à seção de controle.

Ramos (2008) citou que o rio Catolé Grande possui comprimento curvilíneo de 167,6 Km com 238 canais tributários. Esta sub-bacia pode ser subdividida em três setores: o planalto de Conquista, as suas escarpas e as partes mais planas à jusante (IBGE, 1999).

Os totais pluviométricos anuais aumentam no sentido de montanhas à jusante, ao longo do rio Catolé Grande, de 900 mm em suas cabeceiras, a 1200 mm nas bordas do planalto de Vitória da Conquista, em sua fachada sudoeste. Concomitantemente, ocorre significativa variação de paisagem, refletida, principalmente, na vegetação, nos solos e no uso da terra (IBGE, 1999).

A vegetação natural transiciona-se, de montante para jusante, das formações xerófitas para as higrófitas, ou seja, Caatinga - Cerrado - Floresta Estacional - Floresta Ombrófila, seguindo o incremento dos totais pluviométricos. As áreas mais arenosas apresentam espécies características do Cerrado, mesmo onde as chuvas são mais abundantes. Também, à medida que ocorre maior precipitação, os solos vão se tornando profundos, predominando, o Latossolo Vermelho-Amarelo álico e o Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico. A drenagem é perene e garantida pela alimentação oriunda do setor anterior, auxiliada pelo próprio colúvio, que recebe o impacto pluvial mais intenso da bacia do rio Catolé Grande - entre 900 e 1200 mm de totais médios anuais (IBGE, 1999).

Ramos (2008) utilizando imagens de Satélite obtidas entre 2005 e 2008 e ferramentas geotecnológicas como o software MapViewer 7.0 e ENVI 4.5, constatou que na sub-bacia hidrográfica do rio Catolé Grande, cerca de 90% do território está antropizado. Na **Figura 2** é apresentado o mapa da cobertura vegetal da bacia, onde podem ser verificados poucos e dispersos remanescentes de Floresta Estacional e grande ausência de matas ciliares nos cursos de água.

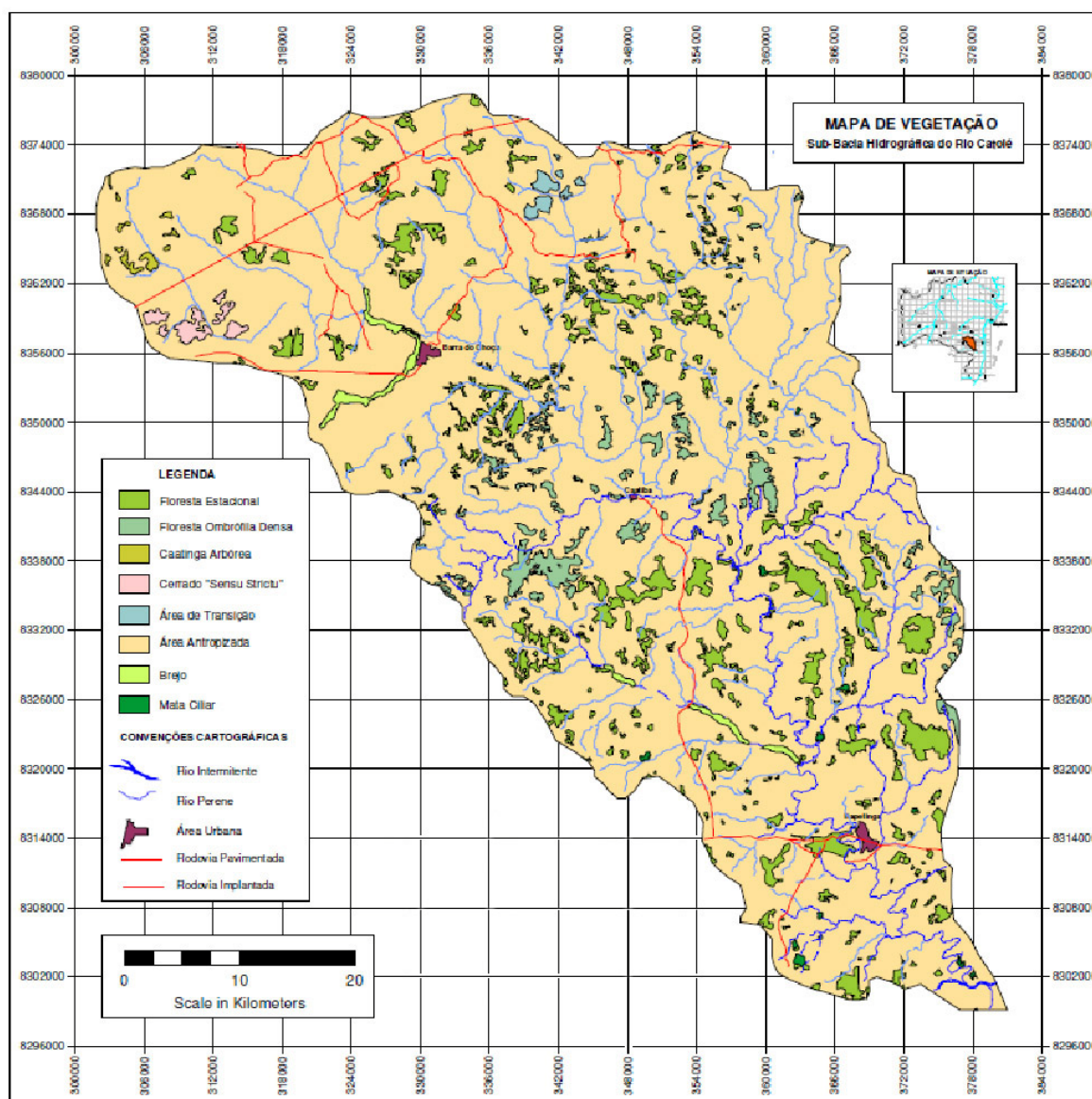


Figura 2 – Cobertura vegetal da bacia hidrográfica do rio Catolé Grande.
 Fonte: (RAMOS, 2008).

O uso da terra na bacia do rio Catolé Grande é diversificado. Nos fundos de vales planos e argilosos, a olericultura tem papel importante, sendo destinada ao abastecimento da cidade de Vitória da Conquista. Ao lado desta, predomina a criação de gado. Em direção à escarpa do planalto de Vitória da Conquista, principalmente na faixa entre Barra do Choça e a borda da escarpa, a cultura do café assume relevância, sobretudo nas áreas de relevo plano e suave ondulado, sobre solos profundos (IBGE, 1999). Tradicionalmente, as regiões de Itapetinga, Itambé e Caatiba, localizadas no médio e baixo Catolé, são ocupadas pela atividade pastoril extensiva há mais de seis décadas.

Atualmente as pastagens recobrem 74,3 % das terras dos municípios que compõem a bacia do Rio Catolé, (**Tabela 8**) sendo estas constituídas de capim braquiária (*Brachiaria decumbens* Stapf) e capim colônia (*Panicum maximum*), pastagens naturais (formadas a partir da derrubada das matas, plantio de culturas anuais e o posterior rebroto de espécies herbáceo/arbustivas) e áreas plantadas com forrageiras para corte (LIMA & PINTO, 2011).

Tabela 8. Principais tipos de uso e ocupação do solo em municípios que dividem a Sub-bacia do rio Catolé, no ano de 2006

Municípios	Lavouras		Pastagens		Matas	
	ha	%	ha	%	ha	%
Barra do Choça	18.101	31,1	33.891	58,1	6.111	14,5
Caatiba	1.498	5,6	23.751	89,2	1.376	5,2
Itambé	2.804	3,0	80.541	86,0	10.084	10,8
Itapetinga	187	0,2	90.555	95,0	4.531	4,7
Nova Canaã	3.283	5,1	55.489	86,8	4.834	7,6
Planalto	5.688	10,8	37.200	70,5	8.527	16,1
V. Conquista	21.898	11,8	106.699	57,6	53.611	28,9

Fonte: Adaptado Lima & Pinto (2011).

É possível destacar convergência entre a carta temática apresentada por Ramos (2008) com os dados de Lima & Pinto (2011), principalmente em Itapetinga onde restaram menos de 5% de matas. Itambé e Caatiba também seguem o mesmo tipo de uso e ocupação do solo tendo como principal geração de divisas a pecuária extensiva.

3.2 Metodologia de coleta e análise das amostras de água

As coletas foram realizadas entre janeiro e novembro de 2011, totalizando oito coletas. Estas foram feitas no verão (07/01/2011 e 11/02/2011), outono (15/04/2011 e 14/05/2011), inverno (coletas realizadas nos dias 10/07/2011 e 20/08/2011) e na primavera (coletas realizadas nos dias 02/10/2011 e 05/11/2011). Para cada data de amostragem foram realizadas três repetições em cada ponto.

3.2.1 Seção de coleta das amostras de água

A seção transversal do rio Catolé Grande em estudo se situa aproximadamente 50 metros a montante do ponto de coleta de água para abastecimento público no município de Itapetinga-BA. Neste local foram definidos três pontos de coleta de amostras de água: lado esquerdo do rio (e), centro do rio (c) e lado direito do rio (d), conforme **Figura 3**.

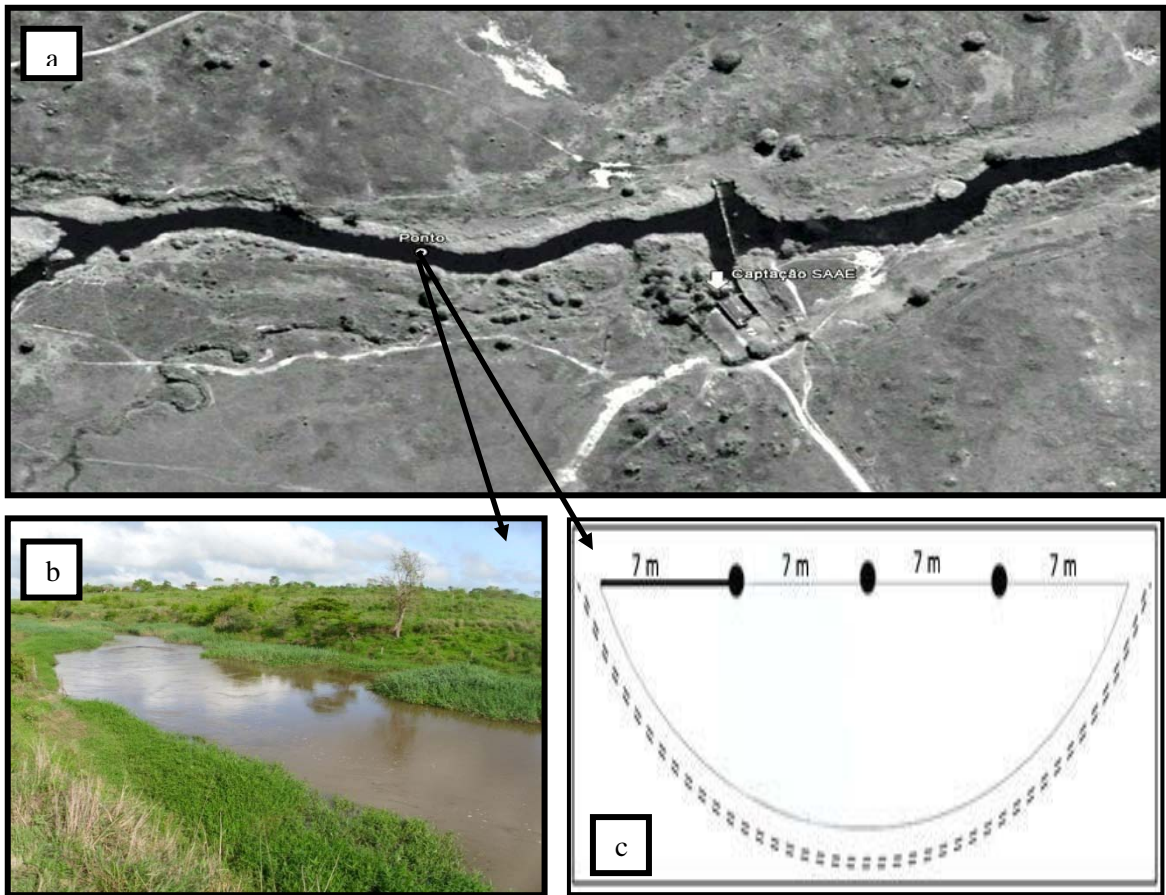


Figura 3. Imagem do rio Catolé adaptada do Google earth (a). Seção transversal em estudo do rio Catolé Grande (b). Demonstração dos pontos de coleta (c), em 2011.

3.2.2 Procedimentos adotados na coleta e armazenamento das amostras de água

As amostragens foram realizadas por integração vertical, com o auxílio de um amostrador de sedimentos em suspensão modelo US DH-48, conforme apresentado na **Figura 4**. As amostras foram acondicionadas em garrafas apropriadas e preservadas segundo metodologia descrita em APHA (2005).

Os procedimentos que envolveram a coleta de material foram: ambientação do frasco, ou seja, o enxágue dos frascos com a água do local das coletas; mergulho do amostrador de sedimentos em suspensão no rio, na direção da superfície até o leito e retornando à superfície, com o objetivo de enchê-lo na chegada à superfície; envaso, em local apropriado, etiquetagem e acondicionamento das amostras e, posteriormente estas foram transportadas diretamente para o Laboratório de Solos da Universidade Estadual do Sudoeste da Bahia, em Itapetinga, onde foram efetuadas as análises.



Figura 4. Amostrador de sedimentos em suspensão modelo US DH-48.

3.2.3 Determinação das variáveis de qualidade da água em estudo

Em cada amostra de água coletada, foram quantificadas as concentrações de sólidos totais dissolvidos (STD), salinidade, turbidez, potencial hidrogeniônico (pH) e fósforo total (PT), de acordo com as metodologias descritas por Matos (2004).

A determinação da turbidez foi realizada pelo método nefelométrico, com o auxílio de um turbidímetro de bancada marca HANNA. Modelo HI 93703.

A salinidade, o pH e os sólidos totais dissolvidos foram medidos por meio de uma sonda multiparâmetro marca HANNA modelo OX 9828. O fósforo total foi medido com o auxílio de um fotômetro de bancada, marca HANNA, modelo HI 83208, baseado na metodologia descrita em APHA (2005).

3.2.4 Determinação do índice de estado trófico

Duas metodologias relacionadas à variável fósforo foram empregadas para a classificação do nível de trofia no rio Catolé: a primeira refere-se à proposta por Carlson (1977) modificado por Toledo Jr. *et al.* (1983), conforme a **Equação 2**, para ambientes lênticos de clima tropical e a segunda refere-se à modificação proposta por Lamparelli (2004), para ambientes lóticos de clima tropical conforme a **Equação 3**, atualmente em uso pela CETESB (2009).

A partir dos resultados das concentrações de fósforo total obtidos, foram feitas as classificações do estado trófico para o local avaliado no rio Catolé Grande, comparando os dados encontrados nesta pesquisa com as classificações das **Tabelas 5 e 6**.

3.3 Determinação da vazão do rio Catolé Grande

As medições das velocidades do rio Catolé Grande e os cálculos matemáticos para verificar as vazões foram realizados nas oito coletas de campo. Para a medição, barrotes de

madeira foram fixados nas margens direita e esquerda do rio sendo ligados por duas cordas: uma corda fixada com boias a cada dois metros, com o objetivo de fazê-la flutuar na superfície do rio e outra corda para dar segurança, fixar o bote e facilitar o posicionamento do molinete hidrométrico, conforme pode ser observado na **Figura 5a e 5b**, a e b.

A velocidade do curso de água em cada local de amostragem foi determinada com o auxílio de um molinete hidrométrico, e a área da seção transversal por meio de levantamento batimétrico local, segundo metodologia descrita por Pruski *et al.* (2006). A vazão do curso de água foi obtida pelo produto da velocidade média do escoamento pela área da seção transversal.

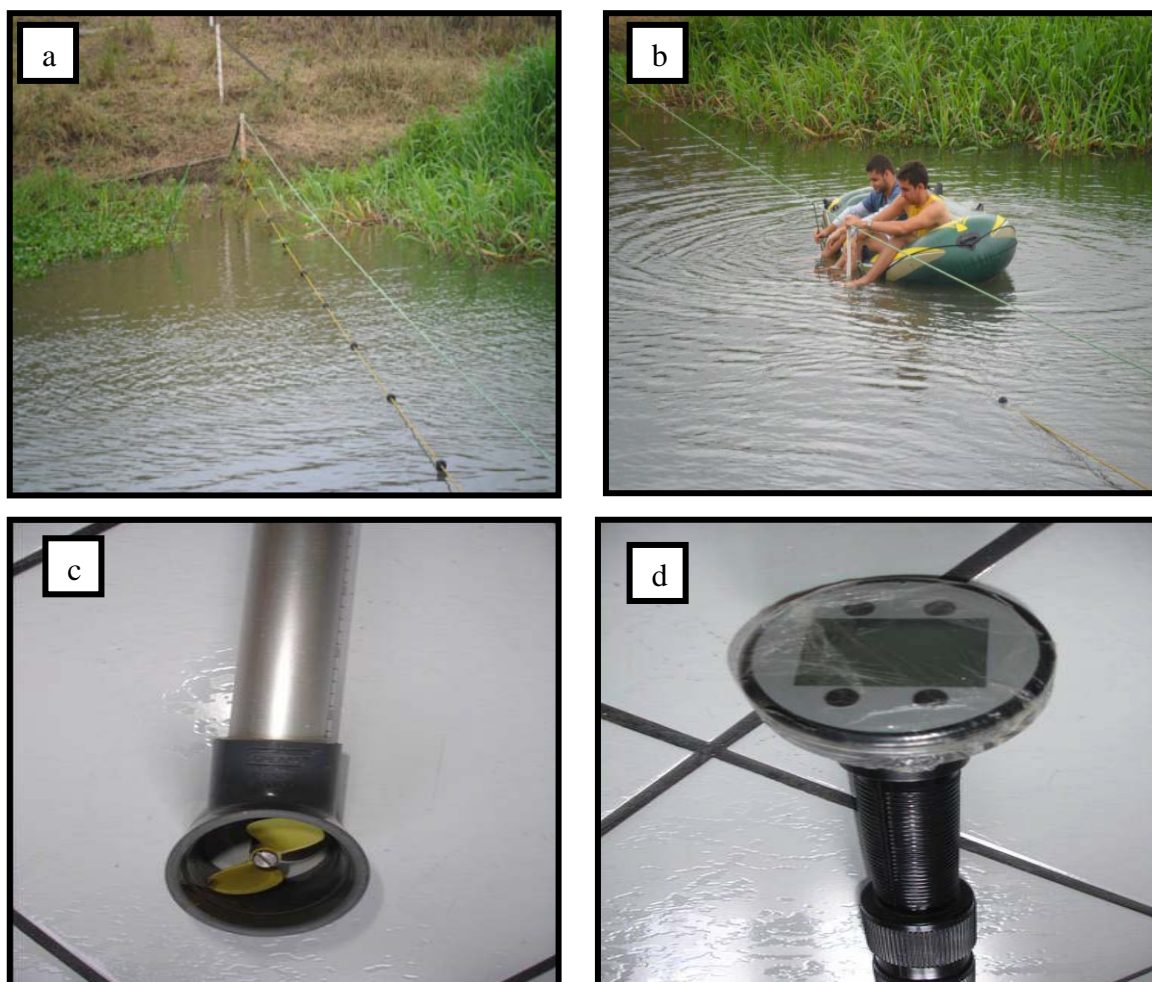


Figura 5. Demarcação da seção transversal do rio (a). Realização da batimetria e coleta de amostras de água (b). Parte inferior do molinete hidrométrico (c). Parte superior do molinete hidrométrico (d).

As posições horizontais e verticais do molinete para as determinações das velocidades médias foram definidas de acordo com a largura e profundidade do curso de água, conforme metodologias apresentadas respectivamente por Almeida (2006), (**Tabela 9**) e Pruski *et al.* (2006) (**Tabela 10**).

Tabela 9. Largura do curso de água e intervalo entre as distâncias horizontais recomendáveis para o posicionamento do molinete

Largura do curso de água (m)	Intervalo (m)
Até 3	0,20
3 a 6	0,50
6 a 15	1,00
15 a 30	2,00
30 a 80	4,00
80 a 150	6,00
150 a 250	8,00
> 250	12,00

Tabela 10. Profundidade recomendada para o posicionamento vertical do molinete em função da profundidade do curso de água (H) e equações para cálculo da média das velocidades (VM) por intervalo.

Profundidade do rio (m)	Profundidade de medição	Equação para cálculo da VM
$H \leq 0,60$	0,6H	$VM_{0,6H}$
$0,60 < H \leq 1,20$	0,2H e 0,8H	$(VM_{0,2H} + VM_{0,8H}) / 2$
$1,20 < H \leq 2,00$	0,2H, 0,6H e 0,8H	$(VM_{0,2H} + 2VM_{0,6H} + VM_{0,8H}) / 4$

Os cálculos da área da seção transversal do rio foram realizados a partir do somatório das áreas das subseções (**Figura 6; Equação 4**). A soma de todas as áreas das subseções do rio equivale à área total da seção transversal.

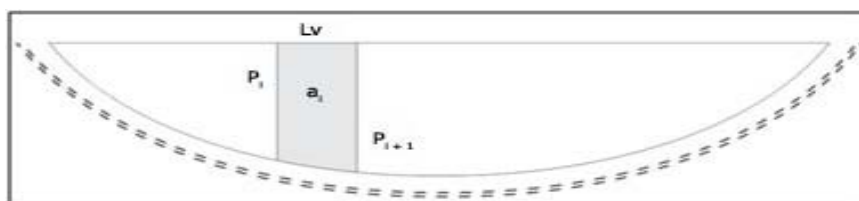


Figura 6. Esquema para demonstração da divisão do perfil transversal do rio em subseções (ai), indicando a profundidade da vertical anterior (P_i) e posterior (P_{i+1}), como também a largura do intervalo na superfície (L_v).

$$ai = \left(\frac{P_i + P_{i+1}}{2} \right) \cdot L_v \quad \text{Eq. 4}$$

Em que,

a_i = área da subseção i , m^2 ;

P_i = profundidade da vertical anterior m ;

P_{i+1} = profundidade da vertical posterior m ;

L_v = espaçamento entre verticais, m .

Uma vez calculadas as áreas de todas as subseções e medidas as suas respectivas velocidades médias, a vazão da seção foi calculada a partir da **Equação 5**.

$$Q = \sum_{i=1}^n (a_i * V_{mi}) \quad \text{Eq. 5}$$

Em que,

Q = vazão média da seção estudada, m^3/s ;

a_i = área corresponde subseção i , m^2 ;

V_{mi} = Velocidade média da subseção i , m/s ;

n = número de subseções.

3.4 Análises estatísticas

A partir dos valores das concentrações de cada variável de qualidade de água considerada nesse estudo foram ajustados modelos para avaliação do comportamento dessas variáveis em função das vazões medidas.

Os modelos foram ajustados por meio de análise de regressão, sendo eles escolhidos com base na significância do coeficiente de regressão, no coeficiente de determinação e nas características do fenômeno em estudo. Além disso, também foi realizada a correlação de Pearson entre as variáveis de qualidade de água e a vazão em nível de significância de 1%.

Para as análises estatísticas, utilizou-se o software estatístico, SAEGED, versão 9.1 (SAEG, 2007).

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 Variação das vazões do rio Catolé Grande

Na **Tabela 11** estão apresentados os valores das vazões referentes às oito coletas avaliadas no presente estudo.

Tabela 11. Valores de vazão do rio Catolé Grande em diferentes períodos de coleta

Data da medida	Vazão (m^3s^{-1})	Data da medida	Vazão (m^3s^{-1})
07/01/2011	8,17	10/07/2011	6,58
11/02/2011	6,47	20/08/2011	5,08
Média verão	7,32	Média inverno	5,83
15/04/2011	7,97	02/10/2011	5,58
14/05/2011	8,29	05/11/2011	3,98
Média outono	8,13	Média primavera	4,78

De acordo com os dados apresentados na **Tabela 11**, as maiores vazões ocorreram nas coletas realizadas em maio e janeiro correspondentes as estações do outono e verão, $8,29 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$; $8,17 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ respectivamente, enquanto a menor vazão ocorreu na coleta realizada em novembro, com $3,98 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$, correspondente à primavera.

4.2 Índice de estado trófico

Na **Tabela 12** estão apresentados os valores dos índices dos estados tróficos (IET) e suas respectivas classificações tróficas, relacionadas à variável fósforo total além da vazão em cada mês.

Com relação aos valores de fósforo total determinados, em apenas duas amostras foram constatados valores compatíveis com a Resolução CONAMA n° 357 de 2005 para água doce Classe II. Coleta realizada no mês de agosto, margem esquerda ($\text{PT} = 55 \mu\text{g L}^{-1}$) a coleta no mês de novembro no centro do rio ($\text{PT} = 100 \mu\text{g L}^{-1}$). Todos os outros valores das concentrações encontradas de fósforo total ultrapassaram o limite estabelecido pela Resolução CONAMA n° 357 de 2005 para Classe II, que limita essa concentração em $100 \mu\text{g L}^{-1}$.

Não houve diferença em relação às classificações tróficas obtidas por meio das duas diferentes metodologias para as coletas realizadas em janeiro, fevereiro, abril, maio e julho.

Em relação às médias dos valores de fósforo total, a classificação trófica foi diferente em relação às duas metodologias utilizadas, apenas para os meses de agosto e outubro.

Tabela 12. Concentrações de fósforo total, valores do Índice de estado trófico (IET) e níveis de trofia segundo diferentes metodologias, correspondentes às coletas no lado direito (d), centro (c) e lado esquerdo (e) da seção transversal do rio Catolé Grande e suas respectivas vazões

Período coleta	Vazão (m ³ s ⁻¹)	PT (µg/L)	IET por Toledo	Classificação Trófica	IET por Lamparelli	Classificação trófica
Jan (d)		1800	104,86	Hipereutrófico	72,87	Hipereutrófico
Jan (c)	8,17	1800	104,86	Hipereutrófico	72,87	Hipereutrófico
Jan (e)		1300	100,17	Hipereutrófico	71,18	Hipereutrófico
Média		1633,33	103,46	Hipereutrófico	72,36	Hipereutrófico
Fev (d)		1600	103,16	Hipereutrófico	72,26	Hipereutrófico
Fev (c)	6,47	200	73,16	Eutrófico	61,46	Eutrófico
Fev (e)		1100	97,76	Hipereutrófico	70,31	Hipereutrófico
Média		966,67	95,89	Hipereutrófico	69,64	Hipereutrófico
Abr (d)		4.200	117,08	Hipereutrófico	77,27	Hipereutrófico
Abr (c)	7,97	200	73,16	Eutrófico	61,46	Eutrófico
Abr (e)		900	94,86	Hipereutrófico	69,27	Hipereutrófico
Média		1766,66	104,59	Hipereutrófico	72,77	Hipereutrófico
Mai (d)		5.200	120,16	Hipereutrófico	78,38	Hipereutrófico
Mai (c)	8,29	800	93,16	Hipereutrófico	68,66	Hipereutrófico
Mai (e)		3.900	116,02	Hipereutrófico	76,89	Hipereutrófico
Média		3.300	113,61	Hipereutrófico	76,02	Hipereutrófico
Jul (d)		2200	107,16	Hipereutrófico	73,91	Hipereutrófico
Jul (c)	6,58	700	91,24	Hipereutrófico	67,97	Hipereutrófico
Jul (e)		200	73,16	Eutrófico	61,46	Eutrófico
Média		1033,33	96,85	Hipereutrófico	69,99	Hipereutrófico
Ago (d)		120	65,79	Eutrófico	58,81	Mesotrófico
Ago (c)	5,08	120	65,79	Eutrófico	58,81	Mesotrófico
Ago (e)		55	54,54	Eutrófico	54,75	Mesotrófico
Média		98,33	62,92	Eutrófico	57,77	Mesotrófico
Out (d)		400	83,16	Hipereutrófico	65,06	Supereutrófico
Out (c)	5,58	300	79,01	Hipereutrófico	63,56	Hipereutrófico
Out (e)		500	86,38	Hipereutrófico	66,22	Supereutrófico
Média		400	83,16	Hipereutrófico	65,06	Supereutrófico
Nov (d)		200	73,16	Eutrófico	61,46	Eutrófico
Nov (c)	3,98	100	63,16	Eutrófico	57,86	Mesotrófico
Nov (e)		200	73,16	Eutrófico	61,46	Eutrófico
Média		166,66	70,53	Eutrófico	60,51	Eutrófico
Média p.	6,51	1170,62	98,65	Hipereutrófico	70,64	Hipereutrófico

Nas coletas realizadas em agosto, enquanto todas as classificações independente do ponto de coleta foram classificadas como eutrófico pelo índice de Carlson (1977) modificado por Toledo Jr. *et al.* (1983), pela metodologia de Lamparelli (2004), foram classificadas como mesotrófico. Nas coletas realizadas em outubro, as classificações obtidas pela diferentes metodologias se diferiram apenas nos pontos de coletas localizados nas laterais esquerda e direita em relação à coleta do centro, sendo a classificação trófica pelo índice de Carlson (1977) modificado por Toledo Jr. *et al.* (1983) como hipereutrófico para as coletas (d) e (e), e pela metodologia de Lamparelli (2004) classificadas como supereutrófico.

No mês de novembro apenas no ponto localizado no centro do rio apresentou diferenças na classificação trófica, sendo eutrófico pelo índice de Carlson (1977) modificado por Toledo Jr. *et al.* (1983), e mesotrófico pela metodologia de Lamparelli (2004).

Conforme pode ser observado na **Tabela 12**, nota-se que há grande variação do fósforo total em função do local de coleta. Como se pode observar, por exemplo, nas coletas do mês de fevereiro em que a concentração do fósforo total no ponto localizado no centro do rio, $200 \mu\text{g L}^{-1}$, classificado como eutrófico, enquanto nas laterais ($1600 \mu\text{g L}^{-1}$; $1100 \mu\text{g L}^{-1}$) classificados como hipereutrófico, independentemente da metodologia adotada.

Em relação às diferentes vazões observadas o estado trófico do rio Catolé não variou entre janeiro a julho em média, mesmo com diferentes vazões neste período. Em agosto e outubro cujas vazões foram $5,08$ e $5,58 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$, respectivamente, apresentaram diferenças na classificação trófica pelas duas metodologias analisadas. Em novembro cuja menor vazão registrada foi de $3,98 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$, a classificação trófica foi à mesma pelas duas metodologias, eutrófico.

Barros (2008), analisando o rio Turvo Sujo em Viçosa – MG, entre maio de 2007 e fevereiro de 2008, verificou que o mesmo foi hipereutrófico em relação à média anual do fósforo total, de acordo com a metodologia modificada por Toledo Jr. *et al.* (1983), como hipereutrófico, o que corrobora com os dados encontrados para o rio Catolé Grande, observando-se a média de todos os meses avaliados, porém este índice é proposto para ambientes lênticos. Já pela metodologia de Lamparelli (2004), utilizada para ambientes lóticos como os rios, a autora chegou à classificação trófica do rio Turvo Sujo como

eutrófico, diferentemente do rio Catolé Grande quando se observa a média do período, sendo este classificado como hipereutrófico.

Gomes *et al.* (2010), analisando este mesmo rio e local de coleta de amostras em estudo, chegaram a classificação trófica, segundo o índice de Carlson (1977) modificado por Toledo Jr. *et al.* (1983), como hipereutrófico. Utilizando a metodologia proposta por Lamparelli (2004), a classificação foi supereutrófico. Apresentando dados convergentes com este trabalho.

Cunha & Calijuri (2007) realizaram um estudo detalhado sobre o estado trófico do rio Pariquera-Açú, localizado em São Paulo, em nove pontos de coleta e utilizaram a metodologia proposta por Carlson (1977), modificado por Toledo Jr. *et al.* (1983), para classificação do estado trófico. Chegando à conclusão que o rio foi classificado como mesotrófico, no primeiro e segundo pontos de coletas, e eutrófico, nos demais pontos de coletas. Essa mudança de categoria trófica, segundo os autores, provavelmente foi devido ao lançamento de efluentes de uma estação de tratamento de esgoto, após o segundo ponto de coleta, incrementando a concentração de fósforo total e consequentemente aumentando a categoria trófica deste rio. Os dados desta pesquisa também apresentaram semelhanças com o estudo em questão.

Alves *et al.* (2012), estudando a qualidade das águas e o estado trófico do rio Arari, na Ilha de Marajó, chegaram à classificação do rio como supereutrófico no período de cheias e como hipereutrófico, no período de seca, sendo o IET calculado por meio da metodologia proposta por Lamparelli (2004). Os autores salientaram que esta classificação foi consequência das grandes quantidades de nutrientes nas águas, principalmente o fósforo total. Porém, os mesmos alegam que o rio Arari, está em processo de eutrofização natural, pois os lançamentos de efluentes e as contaminações antrópicas ainda são muito incipientes, diferentemente do rio Catolé Grande que recebe os esgotos domésticos de Caatiba, escoados pelo rio Caatiba; de Cassilândia, escoados pelo rio Catolézinho, ambos afluentes do rio Catolé Grande, e as contribuições das atividades agrícolas carregadas pelo escoamento superficial, principalmente de Barra do Choça, onde se destaca a atividade cafeeira. Também são uma importante contribuição os esgotos domésticos da cidade de Itapetinga-BA.

Silva *et al.* (2010) classificaram o IET do rio São Francisco Falso no Paraná, na maioria de suas amostras, como oligotrófico pela metodologia proposta por Lamparelli (2004), o que indica baixo risco de eutrofização. Os autores afirmaram que as águas deste

rio não apresentaram riscos de produção de biomassa, diferentemente do rio Catolé Grande que apresentou categorias tróficas muito mais elevadas.

Zanini *et al.* (2010), estudando as águas da microbacia do córrego Rico, em Jaboticabal-SP, observaram valores de IET próximo à nascente, de 44, o que classificou o rio como ultraoligotrófico, segundo metodologia proposta por Lamparelli (2004), denotando boa qualidade de água por esta variável. No médio córrego Rico, após lançamentos de fontes pontuais de contaminação, como esgotos domésticos e efluentes de suinocultura, o IET aumentou para 74 e mudou a classificação para hipereutrófico, devido a grande quantidade principalmente de fósforo total nestes efluentes, assim como a maioria dos resultados obtidos neste trabalho. No terceiro ponto de coleta, no baixo córrego Rico os autores ressaltaram que o IET diminuiu para 52,8 cuja classificação foi mesotrófico. Os autores citaram que esta melhora do ponto três em relação ao ponto dois, provavelmente se deu devido à diluição das águas e pelo fenômeno da autodepuração do curso d'água, diminuindo a concentração do fósforo total nas águas.

Silveira *et al.* (2011) determinaram o IET do rio Alegria em Medianeira – PR, entre os meses de dezembro de 2008 e março de 2009, utilizando a metodologia de Lamparelli (2004), e classificaram este curso de água como mesotrófico, com valor de fósforo total médio anual de $78\mu\text{g L}^{-1}$, assim como foi classificado o rio Catolé na coleta do mês de agosto desta pesquisa.

4.2 Variáveis de qualidade da água

A seguir são apresentados os comportamentos das variáveis de qualidade de água em função da vazão. Os modelos ajustados neste trabalho são válidos para o rio Catolé Grande, nas vazões entre $3,9\text{ m}^3\text{s}^{-1}$ e $8,29\text{ m}^3\text{s}^{-1}$.

4.2.1 Potencial hidrogeniônico (pH)

Na **Figura 7** estão apresentados os resultados do potencial hidrogeniônico, medidos e estimados por meio de equação ajustada em função das diferentes vazões no rio Catolé Grande, nos meses avaliados no ano de 2011.

Nota-se que nas oito campanhas realizadas, os valores de pH diminuíram com o aumento da vazão até, aproximadamente $7,30\text{ m}^3\text{s}^{-1}$, a partir desta vazão houve tendência contrária. Contudo, a amplitude média dos valores desta variável foi pequena, entre 6,23 e

7,16. É possível observar uma tendência mais ácida em média nas campanhas quando foram registradas maiores vazões.

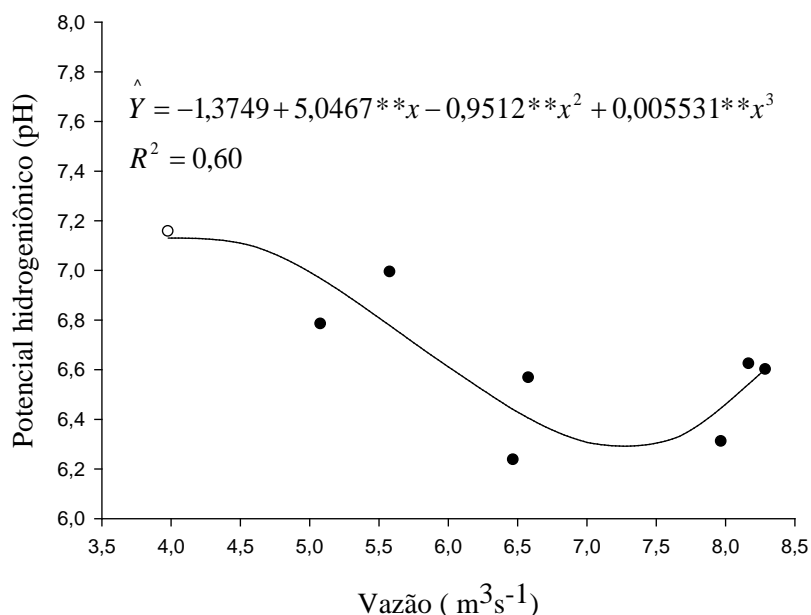


Figura 7. Valores médios observados e estimados do potencial hidrogeniônico (pH) em função da vazão na seção transversal estudada do rio Catolé Grande.

Observou-se também o comportamento cúbico desta variável no período em estudo, situação atípica para a mesma quando comparada com trabalhos realizados por Barros (2008), Souza *et al.* (2010), e Vasconcelos & Souza (2011), que apresentaram resultados onde o pH expôs um comportamento linear em função da vazão.

Considerando todos os meses em estudo houve correlação negativa entre o pH e a vazão – 0,62 ($P < 0,01$). Entretanto, esta variação de pH não pode ser entendida somente em função da vazão, pois diversos fatores influenciam no comportamento desta variável, como a precipitação pluviométrica, o tipo de solo da bacia, o aumento da concentração de despejos lançados no rio devido a diminuição da vazão, além da decomposição da matéria orgânica, entre outros.

Branco (1986) ressaltou que o ácido carbônico pode alterar o pH das águas naturais, sendo introduzido pelas águas da chuva e pelo ar atmosférico além da decomposição da vegetação dentro da água.

Generoso *et al.* (2010) analisaram variáveis de qualidade de água neste mesmo rio, em diferentes épocas e pontos distintos de uma seção transversal. Os autores observaram que o pH apresentou diferentes valores em relação aos distintos pontos de coleta das

amostras e em relação às épocas avaliadas. Concluindo que no mês de julho ocorreu menores valores de pH, em relação aos outros meses avaliados.

Rebouças (2012) monitorou este mesmo local de coleta, entre 2010 e 2011, e observou que os valores de pH ficaram próximo à neutralidade, apresentando dados convergentes com o presente estudo, pois seus resultados estavam dentro do limite estabelecido pela Resolução CONAMA 357, de 2005 para rios de classe II.

Barros (2008), avaliando a qualidade da água no rio Turvo Sujo em Viçosa – MG, em diferentes épocas do ano, encontrou o valor de pH mais alto na primavera, período em que observou a menor vazão, enquanto no outono, quando registrou maior vazão, o pH foi menor, ou seja mais ácido. A conclusão da autora corrobora com os dados desta pesquisa.

A autora explicou que os maiores valores de pH encontrados nas maiores vazões podem ter ocorrido devido a concentração de cátions de reação básica, como o sódio, o potássio, o cálcio e o magnésio, por exemplo, que contribuem para o aumento do pH. Assim como no presente estudo, os valores do pH apresentaram-se dentro do limite estabelecido pela Resolução CONAMA 357, de 2005.

Souza *et al.* (2010) analisaram o rio Paraíba do sul em Taubaté – SP, entre os meses de julho a novembro, observando maiores amplitudes nos valores de pH cujos valores variaram entre 5,8 a 8,29, quando comparados com essa pesquisa. Os autores afirmaram que o índice pluviométrico não influenciou diretamente nos valores analisados, sendo a alteração foi provocada pelo lançamento de efluentes *in natura* no rio.

Farias (2006) observou o comportamento do pH no rio Cabelo na Paraíba, entre março de 2005 a março de 2006, em seis pontos de coleta de amostras no percurso do rio e encontrou valores ligeiramente ácidos, com pH variando entre 6,44 a 6,65, em média, no período estudado.

Vasconcelos & Souza (2011), estudaram o manancial Utinga em Belém do Pará e concluíram que o pH, no período entre janeiro de 2007 a setembro de 2009, manteve-se levemente ácido, mas próximo à neutralidade, entre 6,26 e 7,09. O manancial, ainda apresentou, a menor média de pH (6,42) em 2009, e a maior média (6,66) em 2008.

Todos os valores de pH, em média, ficaram dentro do limite estabelecido pela Resolução CONAMA 357 de 2005, que fixa valores desta variável entre 6,0 a 9,0 para rios de classe II (BRASIL, 2005). Com exceção da amostra (c) do mês de abril cujo pH foi de 5,98.

4.2.2 Salinidade

Na **Figura 8** estão apresentados os resultados da salinidade observados e estimados por meio de equação ajustada em função da vazão no rio Catolé Grande, nos meses avaliados no ano de 2011.

De acordo com **Figura 8**, houve tendência de aumento da concentração desta variável com o aumento da vazão, contudo a amplitude dos valores da salinidade foram baixas, variando de 0,04 a 0,08 ppm. Houve correlação positiva entre a salinidade e a vazão quando observado todo o período em estudo, 0,87 ($P < 0,01$). Isso demonstra que a vazão do rio tem forte influência na concentração da salinidade das águas do rio Catolé Grande.

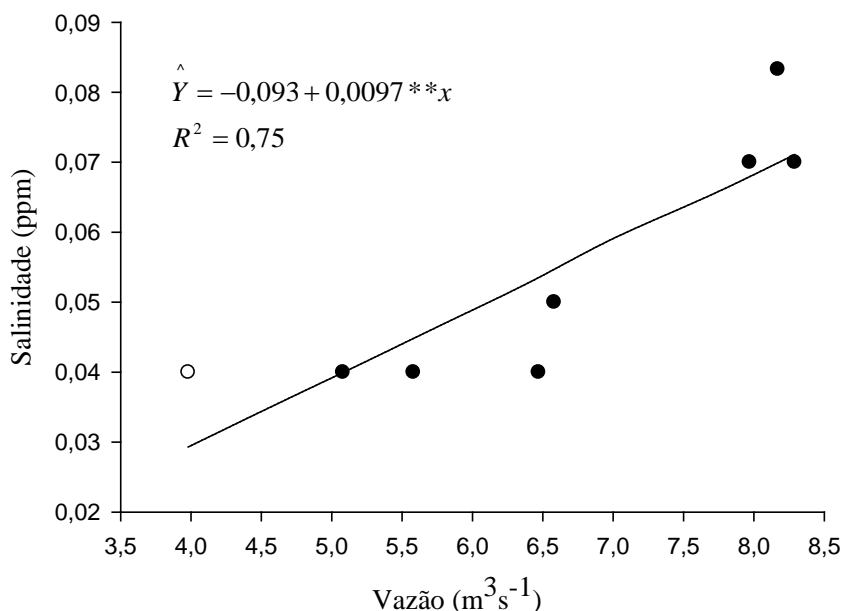


Figura 8. Valores médios observados e estimados da concentração da salinidade em função da vazão na seção transversal estudada do rio Catolé Grande.

Oliveira *et al.* (2010) analisaram a bacia hidrográfica do rio Salitre, extremo norte da Bahia, em maio e junho de 2009, (período considerado úmido) e outubro de 2009 (mês seco), em 21 pontos de coleta de dados. Os autores destacaram que somente em quatro locais próximos as nascentes, a salinidade permaneceu próximo ao limite estabelecido pela legislação em vigor, em dois pontos de coleta perto de áreas com formações calcárias a salinidade foi de 0,66 e 0,59 ppm, respectivamente. Os demais locais apresentaram maiores alterações das concentrações da salinidade, variando entre 0,96 a 2,8 ppm, considerada água salobra. Os autores mencionaram que estas alterações das concentrações da salinidade

sofreram influência de fatores como a geologia local e trechos que possuem contribuições de aquíferos calcários ou cristalinos que tendem a aumentar esta salinidade.

Se forem comparados os resultados de Oliveira *et al.* (2010) com esta pesquisa, é possível observar divergências nas concentrações desta variável devido principalmente às diferenças regionais entre as bacias. Portanto o rio Catolé Grande possui águas com baixa concentração de sais.

Barreto (2008) verificou a salinidade no rio Jiquiriçá, em 2007 em 10 pontos pré-definidos de montante à jusante, observando que a salinidade variou entre 0,15 a 0,27 ppm no alto Jiquiriçá. No médio Jiquiriçá, após receber contribuições do rio Casca, a concentração da salinidade decresceu, provavelmente devido à diluição com aumento da vazão. Apesar das diferenças entre o rio Catolé Grande e o Jiquiriçá, os dados convergem com esta pesquisa, pois os resultados apresentados ficaram muito abaixo da Resolução CONAMA 357 de 2005, para águas doces cujo valor é 0,5 ppm.

Souza (2006) analisou nove pontos no rio Almada – BA, entre maio de 2004 a março de 2006 encontrou concentrações de salinidade tendendo a zero em todas as campanhas, dados convergentes com esta pesquisa, que encontrou salinidade entre 0,04 e 0,08 ppm em média.

Barreto *et al.* (2009) monitoraram o comportamento da salinidade do rio Catolé Grande e destacaram em uma seção, próximo à captação de água do S.A.A.E, apresentou concentração média 0,03 ppm nos nove meses de coleta, entre julho de 2008 a março de 2009, corroborando com os valores encontrados nos presente estudo.

Todos os valores médios da salinidade se enquadraram abaixo do limite estabelecido pela Resolução CONAMA 357 de 2005, que fixa valores para salinidade até 0,5‰ para rios de classe II.

4.2.3 Turbidez

Na **Figura 9** são apresentados os resultados da turbidez, observados e estimados por meio de equação ajustada em função das diferentes vazões no rio Catolé Grande, nos diferentes meses avaliados no ano de 2011.

Observou-se que a turbidez apresentou menor valor médio de 5,45 UNT, quando foi registrada a menor vazão, ($3,98 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$) e houve tendência do aumento da turbidez com o aumento da vazão (**Figura 9**). De acordo com os resultados obtidos, verificou-se que todas as amostras encontraram-se dentro dos padrões de qualidade de água, estabelecidos

na Resolução CONAMA n.º 357/05, onde o valor de turbidez para rios de Classe II não deve exceder 100 UNT.

Constatou-se correlação positiva entre a turbidez e a vazão: 0,81 ($P < 0,01$), para todo o período em estudo. Desta forma, o aumento da vazão influenciou diretamente no aumento da turbidez. Tal comportamento pode ser explicado, devido ao fato de que durante as chuvas partículas de solo são carregadas para os rios.

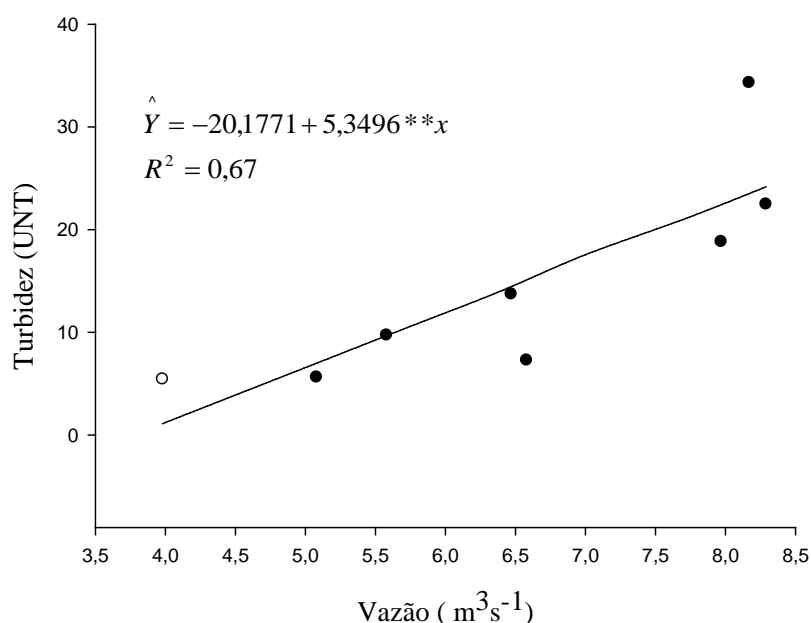


Figura 9. Valores médios observados e estimados da turbidez em função da vazão na seção transversal estudada do rio Catolé Grande, BA.

A turbidez utilizada isoladamente não é um parâmetro confiável para efeitos de contaminação, ela deve ser utilizada com outras análises que garantam maior confiabilidade aos resultados. É importante ressaltar que somente a turbidez, em sua origem natural, não traz inconvenientes sanitários diretos, porém pode reduzir a penetração da luz, prejudicando a fotossíntese (IMHOFF, 1996).

Rocha *et al.* (2010) analisaram este mesmo local de pesquisa no rio Catolé Grande, com amostragem de 0-20 cm de profundidade, por integração vertical e observaram diferenças em relação à turbidez para os diferentes meses analisados, variando aproximadamente entre 5 e 25 UNT. Os autores concluíram que esse fato pode ser atribuído às precipitações ocorridas, que contribuíram para o aumento desta variável, alocando ao rio maiores concentrações de partículas.

Barros *et al.* (2011) estudaram a variação da turbidez neste mesmo rio, no período compreendido entre maio e agosto de 2011, dividindo a seção do rio em 14 subseções de 2 m cada. Os autores observaram que a turbidez variou com mais intensidade apenas na margem esquerda do rio, local de remanso onde existe presença significativa de plantas aquáticas, de grande quantidade de matéria orgânica e de sólidos em suspensão, quando comparado aos outros pontos de coleta. Porém esta variável apresentou menores valores quando ocorreu maior vazão.

Moura *et al.* (2009) verificaram no rio Cascavel, no oeste do Paraná, que a turbidez apresentou resultados elevados no verão, chegando ao maior valor de 106,57 UNT, quando o índice pluviométrico foi maior, o que ocasionou revolvimento e transporte dos sedimentos presente no fundo do rio.

Vasconcelos & Souza (2011) estudaram o manancial Utinga em Belém do Pará e registraram o valor máximo de turbidez de 25,51 UNT em janeiro de 2009 e o mínimo de 3,36 UNT em agosto de 2008. Os estudos mostraram que a cada ano que passa os valores das variáveis, cor e turbidez, estão aumentando nos meses de maior precipitação.

Estas pesquisas apresentam semelhanças com este estudo, pois detalham aumento da turbidez quando houve aumento da precipitação e conseqüentemente aumento das vazões.

A turbidez da água está diretamente associada com a quantidade de material em suspensão, porém, ela não depende estritamente da concentração de sedimentos em suspensão, mas também de outras características do sedimento, tais como tamanho, composição mineral, cor e quantidade de matéria orgânica (TUNDISI, 2003).

4.2.4 Sólidos totais dissolvidos (STD)

Na **Figura 10** são apresentados os resultados dos sólidos totais dissolvidos observados e estimados por meio de equação ajustada em função das diferentes vazões no rio Catolé Grande, nos meses avaliados no ano de 2011.

Observou-se um comportamento crescente na concentração dos STD com o aumento da vazão, semelhante ao que foi encontrado para a salinidade.

A salinidade também está incluída nos sólidos dissolvidos totais, pois parte fixa dos sólidos dissolvidos é a maior contribuição para a salinidade da água (SAWYER *et al.*, 1994).

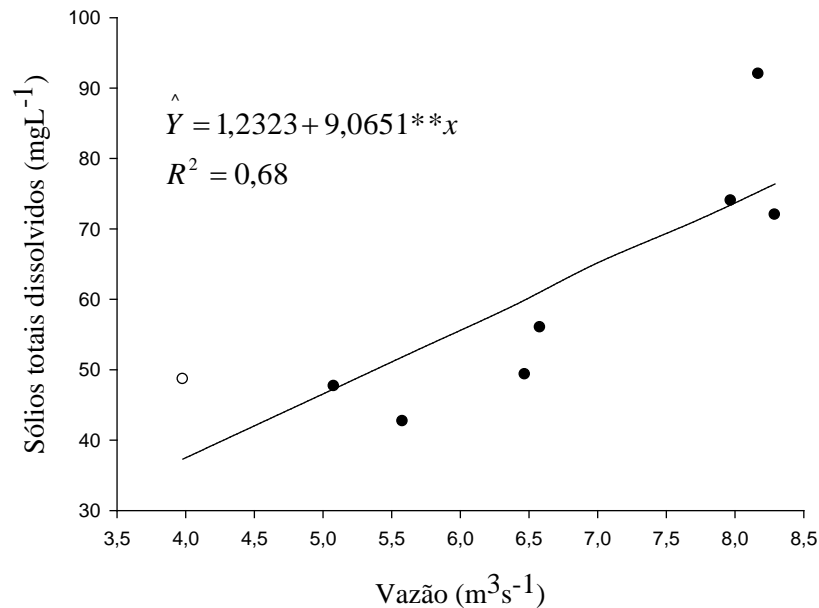


Figura 10. Valores médios observados e estimados dos sólidos totais dissolvidos em função da vazão na seção transversal estudada do rio Catolé Grande, BA.

Os valores de sólidos totais dissolvidos variaram entre 42,66 e 92 mg L⁻¹, muito abaixo do limite estabelecido pela Resolução CONAMA n.º 357, de 2005, a qual limita a concentração desta variável em 500 mg.L⁻¹ para rios de classe II.

Considerando todos os meses em estudo, houve correlação positiva entre o STD e a vazão 0,82 (P < 0,01).

Generoso *et al.* (2010) verificaram que os sólidos dissolvidos na água neste mesmo rio em diferentes épocas, em pontos distintos, numa seção transversal. Os autores verificaram que esta variável apresentou leve variação entre as diferentes épocas e os diferentes pontos avaliados, divergindo do presente estudo, que demonstra correlação positiva entre as duas variáveis.

Segundo Carvalho & Oliveira (2003), os sólidos dissolvidos na água indicam a presença de sais, ácidos minerais e outros contaminantes que despejados no curso hídrico podem aumentar a demanda química e bioquímica de oxigênio nas águas, levando à depleção do oxigênio dissolvido no meio. Além disso, os sólidos totais dissolvidos podem demonstrar a carga de poluentes lançadas no curso de água.

Gonçalves (2009), avaliando o rio Uberabinha em Uberlândia - MG entre fevereiro de 2007 e novembro de 2008, concluiu que os sólidos totais dissolvidos em cinco pontos monitorados de montante para jusante, apresentaram aumento gradativo dos valores, sendo

que o ponto um, mais próximo à nascente, esta média foi de 41,5 mg L⁻¹ e o último ponto monitorado, a média encontrada foi de 65 mg L⁻¹. Apesar deste autor ter realizado coletas em cinco pontos ao longo do curso do rio, e esta atual pesquisa em três pontos em uma seção do rio Catolé Grande, os dados apresentaram convergências, pois as duas pesquisas apresentaram médias de STD abaixo de 100 mg L⁻¹, muito abaixo do limite estabelecido pela legislação citada anteriormente.

Zanini *et al.* (2010) estudaram as águas da microbacia do córrego Rico em Jaboticabal - SP, entre setembro de 2007 e agosto de 2008 e realizaram coletas quinzenalmente em três pontos distintos. Os autores concluíram que os sólidos totais dissolvidos não apresentaram variação entre os pontos de montante à jusante e sim entre os períodos, destacando aumento no período de chuvas, porém abaixo do limite estabelecido pela legislação ora citada. Esta pesquisa encontrou resultados convergentes, pois o rio Catolé Grande, apresentou correlação positiva entre os sólidos totais dissolvidos e vazão.

Nieweglowiski (2006) monitorou o rio Toledo, em Curitiba-PR em três pontos de coleta de amostras de montante à jusante entre 2004 e julho de 2005, visando determinar a poluição causada pelo meio rural, concluiu que a maior concentração em média encontrada foi à jusante da cidade de Toledo. Entre o ponto um e dois as médias foram semelhantes, e entre o ponto dois e três houve aumento nos valores das concentrações. O autor verificou que o efeito da urbanização como fator de alteração desta variável foi maior que o efeito do meio rural, porém o autor cita que estas concentrações em médias ficaram abaixo do limite estabelecido pela legislação em vigor.

4.2.5 Fósforo total

Na **Figura 11** são apresentados os resultados do fósforo total observados e estimados por meio de equação ajustada em função das diferentes vazões no rio Catolé Grande, nos meses avaliados no ano de 2011.

De acordo com a **Figura 11** verifica-se que o fósforo apresentou comportamento exponencial em função da vazão, sendo observado pequena variação crescente no valor desta variável até aproximadamente 6 m³ s⁻¹, a partir desta vazão a concentração de fósforo total apresentou crescimento mais significativo. Este fato provavelmente ocorreu devido ao revolvimento do sedimento no leito do rio em função do aumento da vazão, deslocando o fósforo total decantado que influenciou no aumento da concentração desta variável na coluna de água. Nos rios a dessorção do fósforo é facilitada pela ressuspensão dos

sedimentos e pela turbulência da água (KOSKIVÄHÄLÄ & HARTIKAINEN, 2001; McDOWELL *et al.*, 2001).

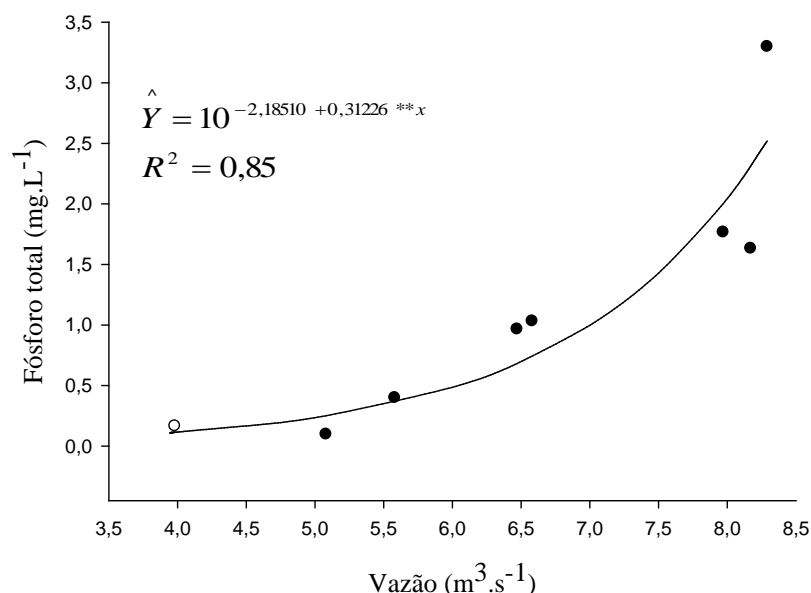


Figura 11. Valores médios observados e estimados do fósforo total em função da vazão na seção transversal estudada do rio Catolé Grande.

Observando a média do período em estudo, a concentração do fósforo total ficou em $1,17 \text{ mg L}^{-1}$. Merece destaque a concentração média coletada no mês de maio, foi de $3,3 \text{ mg L}^{-1}$. Considerando todos os meses avaliados houve correlação positiva entre o fósforo total e a vazão foi de $0,62$ ($P < 0,01$).

Barros (2008) analisando o fósforo total no rio Turvo Sujo em Viçosa – MG entre maio de 2007 e fevereiro de 2008, observou que as variações na concentração desta variável podem estar relacionadas à ressuspensão do sedimento do fundo do rio Turvo Sujo. Dessa forma o aumento da concentração do fósforo total em função do aumento da vazão do rio Catolé Grande também pode estar associado a esse fenômeno de ressuspensão dos sedimentos.

Segundo Prada & Oliveira (2006), as cargas dos nutrientes encontradas nos sedimentos podem ser ainda maiores que aquelas adivinhas de entradas externas, pois os sedimentos dos corpos hídricos tem papel fundamental na ciclagem dos nutrientes.

Rodrigues (2008) estudou o rio Jiquiriçá em novembro e dezembro de 2007, em 9 pontos, sendo três à montante da cidade de Ubaíra e seis à jusante desta cidade, observou que a concentração de fósforo total em todos os pontos permaneceu com valores entre

0,018 a 0,031 mg L⁻¹, diferente do rio Catolé Grande que apresentou dados muito elevados nas concentrações desta variável.

Farias (2006) monitorou o comportamento do fósforo total no rio Cabelo na Paraíba, entre março de 2005 a março de 2006 em seis pontos de amostragem, concluindo que a concentração do fósforo total variou entre 0,08 a 0,29 mg L⁻¹, em média. Em apenas um ponto, a concentração ficou abaixo do limite estabelecido pela Resolução CONAMA 357 de 2005 que limita esta variável no máximo em 0,1 mg L⁻¹. O autor mencionou que em todo seu percurso o rio Cabelo é corpo receptor de efluentes domésticos e resíduos das atividades da agropecuária que contribuiu para o aporte de fósforo total nas suas águas, fato semelhante a esta pesquisa.

5. CONCLUSÕES

Tendo por base os resultados obtidos e ponderando as condições em que o estudo foi realizado, conclui-se que:

- Na seção avaliada, as águas foram classificadas como hipereutrófico nas coletas referentes aos meses de janeiro, fevereiro, abril, maio e julho, independente da metodologia analisada, assim como observado na média anual.

- Apenas nas amostras de agosto e outubro as classificações tróficas foram diferentes, com uma menor classificação trófica quando se utilizou a metodologia para ambientes lóticos;

- Houve tendência de menores valores de IET com menores vazões;

- A salinidade e os sólidos totais dissolvidos apresentaram comportamentos semelhantes, com correlação positiva em função das vazões analisadas;

- A turbidez apresentou correlação positiva em função da vazão, porém abaixo do limite estabelecido pela Resolução CONAMA 357 de 2005 para águas de classe II;

- O pH apresentou um comportamento cúbico, com tendência de queda com o aumento da vazão até, aproximadamente, $7,5 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, a partir deste valor de vazão o comportamento desta variável foi contrário;

- O fósforo total apresentou comportamento exponencial em função da vazão;

- Apenas duas amostras do fósforo total não ultrapassaram o limite estabelecido pela Resolução CONAMA 357 de 2005 para águas de classe II.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALLAN, J. D.; CASTILLO, M. M. **Stream Ecology: Structure and Function of Running Waters**. ed. Springer, 2º ed. 444p. 2007.

ALMEIDA, T. V. D. **Índice de qualidade da água e coeficientes de autodepuração de trechos do rio Pomba**. 68p. Dissertação (Mestrado em engenharia Agrícola). Universidade Federal de Viçosa, Viçosa – MG. 2006.

ALVES, I. C. C.; EL-RABRINI, M.; SANTOS, M. de L. S.; MONTEIRO, S. de M.; BARBOSA, L. P. F.; GUIMARÃES, J. T. F. **Qualidade das águas superficiais e avaliação do estado trófico do Rio Arari**. 2012. Disponível em: <<http://www.scielo.br/pdf/aa/v42n1/a14v42n1.pdf>>. Acesso em: 18 de Nov. 2012.

APHA - AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 19 ed. New York: APHA, WWA, WPCR, 1268 p. 2005.

BARRETO, L. V. **Estudo da qualidade das águas do rio Jiquiriçá**. Centro Científico Conhecer - Enciclopédia Biosfera, Goiânia, n.5, 2008.

BARRETO, L. V.; ROCHA, F. A.; OLIVEIRA, M. S. C. **Monitoramento da qualidade da água na microbacia hidrográfica do rio Catolé, em Itapetinga-BA**. Centro Científico Conhecer - Enciclopédia Biosfera, Goiânia, vol.5, n.8, 2009.

BARROS, F. M. **Dinâmica do nitrogênio e do fósforo e estado trófico nas águas do rio Turvo Sujo**. 2008. Tese (doutorado em Engenharia Agrícola) Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, Minas Gerais, 2008 b. Disponível em:<http://www.tede.ufv.br/tesesimplificado/tde_arquivos/12/TDE-2009-02-04T084442Z-1517/Publico/texto%20completo.pdf>. Acesso em:15 de jun 2012.

BARROS, F. M.; ROCHA, F. A.; FRAGA, M. S.; GENEROSO, T. N.; MELO, A. R. B. **Variação da turbidez em pontos distintos de um perfil transversal do rio Catolé-BA, sob diferentes níveis de vazão**. Centro Científico Conhecer - Enciclopédia Biosfera, Goiânia, vol.7, n.12, 2011.

BRAGA, B.; HESPANHOL, I.; CONEJO, J. G. L.; MIERZWA, J. C.; BARROS, M. T. L.; SPENCER, M.; PORTO, M.; NUCCI, N.; JULIANO, N.; EIGER, S. **Introdução à engenharia ambiental**. São Paulo: Prentice Hall, 2005.

BRANCO, S. M. **Hidrologia Aplicada à Engenharia Sanitária**. 3. ed. São Paulo, CETESB, 1986.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA. **Resolução nº 357 de 17 de março de 2005**. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res05/res35705.pdf>>. Acesso em: 22 ago.2011.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA. **Resolução nº 274 de 29 de novembro de 2000**. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res05/res27400.pdf>>. Acesso em: 22 ago.2011

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

CARVALHO, R. A.; OLIVEIRA, M. C. V. **Princípios básicos de saneamento do meio**. São Paulo. 3ªed.: editora SENAC. São Paulo, 2003.

CETESB. **Relatório de Qualidade das Águas Interiores do Estado de São Paulo**. São Paulo: CETESB, 2009. Disponível em:<<http://www.cetesb.sp.gov.br/userfiles/file/agua/aguassuperficiais/variaveis.pdfem26/09/2012>>. Acesso em: 30 de set. 2012.

CORRIVEAU, J.; VAN BOCHOVE, E.; SAVARD, M. M.; CLUIS, D.; PARADIS, D. **Occurrence of High In-Stream Nitrite Levels in a Temperate Region Agricultural Watershed**. Water, Air and Soil Pollution, p1-13. 2009.

CUNHA, D. G. F.; CALIJURI, M. C. **Variação do estado trófico de um rio tropical em curto período de tempo**. In: SIMPÓSIO INTERNACIONAL DE INICIAÇÃO CIENTÍFICA DA USP, XV. São Carlos. Anais eletrônicos do XV SIICUSP, 2007. Disponível em: <<https://uspdigital.usp.br/siicusp/cdOnlineTrabalhoVisualizarResumo?numeroInscricaoTrabalho=82&numeroEdicao=15>> . Acesso em: 05 de ago. 2012.

DERISIO, J. C. **Introdução ao controle de poluição ambiental**. 3ªed. São Paulo: Signus Editora, p 57-99. 2007.

DI BERNARDO, L.; DI BERNARDO, A.; CENTURIANE, P.; LUÍZ, P. **Ensaio de Tratabilidade de Água e dos Resíduos Gerados em Estações de Tratamentos de Água**. São Carlos, RiMa, 2002.

ESTEVEVES, F. A. **Fundamentos de Limnologia**. 2. ed. Rio de Janeiro: Interciência, 1998. 602 p.

FARIAS, M. S. S. **Monitoramento da qualidade da água na bacia hidrográfica do rio Cabelo**. Disponível em: <<http://www.deag.ufcg.edu.br/copeag/teses2006/tese%20sally.pdf>>. Acesso em: 19 de jul. 2012.

FAUSTINO, J. **Planificación y gestión de manejo de cuencas**. Turrialba: CATIE, 1996. 90p.

FARIAS, M. S. S. **Monitoramento da qualidade da água na bacia hidrográfica do rio Cabelo**. 2006. Disponível em: <<http://www.deag.ufcg.edu.br/copeag/teses2006/tese%20sally.pdf>>. Acesso em: 19 de jul. 2012.

GENEROSO, T. N.; FRAGA, D. S.; TAGLIAFERRI, C.; ROSA, R. C. C. **Influência do local de amostragem nos valores de variáveis de qualidade de água em uma seção transversal do rio Catolé-BA.** Centro Científico Conhecer - Enciclopédia Biosfera, Goiânia, vol.6, n.11, 2010.

GOMES, D. P. P.; BARROS, F. M.; BARRETO, L. V.; ROSA, R. C. C.; TAGLIAFERRI, C. **Avaliação do estado trófico para o rio Catolé-BA em diferentes épocas do ano.** Centro Científico Conhecer - Enciclopédia Biosfera, Goiânia, vol.6, n.11, 2010.

GONÇALVES, C. S. **Caracterização de sedimentos e de contaminantes numa microbacia hidrográfica antropizada.** Tese (Doutorado em Ciência de Solo) – Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria. 2007. Disponível em: <<http://w3.ufsm.br/ppgcs/disserta%E7%F5es%20e%20teses/teses/TESE%20CELSO.pdf>> . Acesso em: 03 de mar 2012.

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Folha SD. 24. Salvador: **Potencial dos Recursos Hídricos/IBGE**, Departamento de Recursos Naturais e Estudos Ambientais. Rio de Janeiro: IBGE, 1999.

IBGE. **Censo Agropecuário.** Rio de Janeiro: IBGE, 2006. Disponível em: <<http://www.sidra.ibge.gov.br/bda/territorio/tabunit.asp?n=6&t=2&z=t&o=4>>. Acesso em: 22 de ago. 2011.

IMHOFF, K. R. **Manual de tratamento de águas residuárias /** Karl R. Imhoff; tradutor Max Lothar Hess – São Paulo: Edgard Blucher, 1996.

KELLY, M. G.; WHILTON, B.A. **Biological monitoring of eutrophication in rives** **Hidrobiologia.** 384, p.55-67. 1998.

KOSKI-VÄHÄLÄ, J. & HARTIKAINEN, H. **Assessment of the risk of phosphorus loading due to resuspended sediment.** Journal of Environmental Quality, Madison, v.30, p.960-966, 2001.

LAMPARELLI, M. C. **Grau de trofia em corpos d'água do Estado de São Paulo: avaliação dos métodos de monitoramento.** Tese (Doutorado em Ciências), Universidade de São Paulo, São Paulo, 2004. Disponível em: <www.teses.usp.br/teses/disponiveis/41/.../TeseLamparelli2004.pdf> . Acesso em: 05 de jul. de 2011.

LIBÂNIO, M. **Fundamentos de qualidade e tratamento de água.** Campinas, SP: Editora Átomo, 2005.

LIMA, E. M., PINTO; J. E. S. **Bacia do rio Catolé, Bahia - Brasil: bases geoambientais e socioeconômicas para a gestão da água e do solo.** Revista Geográfica de América Central Número Especial. EGAL - Costa Rica, II Semestre, p. 1-11. 2011.

LIYOU, Y. T.; LO, S. L. **A fuzzy index model for trophic status evaluation of reservoir Waters.** Water Research, v. 39, p.1415-1423. 2005.

LINO, Ângela M. T. H.; GURSKI, Fernanda de A.; NOGUEIRA, Tiago R. **Avaliação de métodos de análises para monitoramento físico-químico do Rio Iguaçu, Paraná, Brasil.** Foz do Iguaçu: Monografia (Especialização em Análise Ambiental) – Anglo Americano. 2008.

MANSOR, M. T. C. **Potencial de poluição de águas superficiais por fontes não pontuais de fósforo na bacia hidrográfica do ribeirão do pinhal, Limeira-SP.** 171 p. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola) - Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2005.

MATOS, A. T. de. **Práticas de qualidade do meio físico e ambiental.** Viçosa: AEAGRI. (Série Caderno Didático 34). 64p. 2004.

MARIANI, C. F. **Reservatório Rio Grande: caracterização limnológica da água e biodisponibilidade de metais-traço no sedimento.** Dissertação (Mestrado). Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo (IB-USP). 124p. 2006.

McDOWELL, R. W.; SHARPLEY, A. N.; CONDRON, L. M.; HAYGORTH, P. M.; BROOKES, P. C. **Processes controlling soil phosphorus release to runoff and implications for agricultural management.** Nutrient Cycling in Agroecosystems, v. 59, p. 269-284, 2001.

MOURA, A. C.; ASSUMPÇÃO, R. A. B.; BUSCHOFF, J. **Monitoramento físico-químico e microbiológico da água do rio cascavel durante o período de 2003 a 2006.** 2009. Disponível em: < http://www.biologico.sp.gov.br/docs/arq/v76_1/moura.pdf>. Acesso em: 07 de ago 2012.

NETO, J. F. B.; COELHO, R. M. P. **A morfometria e o estado trófico de um reservatório urbano: lagoa do Nado, Belo Horizonte, Estado de Minas Gerais.** Acta scientiarum, V.24, p. 285-290. 2002.

NETO, M. L. F.; FERREIRA, A. P. - **Perspectivas da Sustentabilidade Ambiental Diante da Contaminação Química da Água: Desafios Normativos** - Revista de Gestão Integrada em Saúde do Trabalho e Meio Ambiente - v.2, n.4, Seção 1, ago 2007. Disponível em: <www.interfacehs.sp.senac.br>. Acesso em: 09 de jan. 2012.

NIEWEGLLOULKI, A. M. A. **Indicadores de qualidade da água na Bacia Hidrográfica do Rio Toledo.** Dissertação (Mestrado em agronomia) Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2006. Disponível em: < <http://dspace.c3sl.ufpr.br/dspace/bitstream/handle/1884/6668/Indicadores%20qualidade%200%C3%A1gua%20bacia%20hidrogr%C3%A1fica%20rio%20Toledo.pdf?sequence=1>>. Acesso em: 05 de ago 2012.

OECD (Organization for Economic Cooperation and Development). **Eutrophication of water: monitoring, assessment and control.** Paris: OECD, 154p. 1982.

OLIVEIRA, C. N.; CAMPOS, C. N.; MEDEIROS, Y. D. P. **Avaliação e identificação de parâmetros importantes para a qualidade de corpos d'água no semiárido baiano. Estudo de caso: bacia hidrográfica do rio Salitre.** 2008. Disponível em: <<http://www.scielo.br/pdf/qn/v33n5/10.pdf>>. Acesso em: 18 de set. 2012

PISSARA, T. C. T.; POLITANO, W.; FERRAUDO, A. S. **Avaliação de características morfométricas na relação solo-superfície da bacia hidrográfica do córrego Rico, Jaboticabal (SP).** Rev. Bras. Ciências do Solo, Viçosa, n.28, p.297-305, 2004.

PORTO, F. A.; BRANCO, S. M. & LUCA, S. L **Caracterização da qualidade da água.** In: PORTO, R. L. L. (Org) Hidrologia Ambiental. São Paulo: Editora da Universidade de São Paulo: Associação Brasileira de Recursos Hídricos. – (Coleção ABRH de Recursos Hídricos; v.3), 1991.

PRADA, S. M.; OLIVEIRA, E. de. **Distribuição de nutrientes (C, N e P) em testemunhos de sedimentos do reservatório das Graças, Cotia – SP.** In: REUNIÃO ANUAL DA SOCIEDADE BRASILEIRA DE QUÍMICA, 29. São Paulo – SP. 2006.

PRUSKI, F. F.; SILVA, D. D. da; KOETZ, M. **Estudo de vazão em cursos d'água.** Viçosa: AEAGRI, 151 p. (Série Caderno Didático n. 43). 2006.

RAMOS, C. C. **Mapeamento da fragilidade ambiental da bacia hidrográfica do rio catolé com uso de ferramenta SIG.** 40p. Monografia do curso de especialização em Meio Ambiente e Desenvolvimento, UESB - Itapetinga: UESB. 2008.

REBOUÇAS, Q. S. dos. **Monitoramento da qualidade da água em uma seção do Rio Catolé (Itapetinga-BA).** 48 p. Monografia do curso de especialização em Meio Ambiente e Desenvolvimento, UESB - Itapetinga, BA, 2012.

RICHTER, C. A.; NETTO, José M. A. **Tratamento de água: tecnologia atualizada.** São Paulo: Edgar Blücher, 2005.

ROCHA, F. A.; OLIVEIRA, M. S. C.; MELO, A. R. B.; BARROS, F. M.; BARRETO, L. V. **Variáveis de qualidade de água influenciadas pelo tipo e época de amostragem, no rio Catolé - BA** ENCICLOPÉDIA BIOSFERA, Centro Científico Conhecer - Goiânia, vol.6, N.11; 2010.

RODRIGUES, M. A. R. **Avaliação da qualidade da água do Rio Jiquiriçá a jusante da cidade de Ubaíra – Bahia – Brasil através de variáveis físicas, químicas e biológicas.** Ilhéus, BA: UESC/PRODEMA, 1 CD-ROM Dissertação (Mestrado) - Universidade Estadual de Santa Cruz. Programa Regional de Pós-Graduação em Desenvolvimento e Meio Ambiente. 2008. Disponível em: <<http://www.biblioteca.uesc.br/biblioteca/btd/200560090D.pdf>>. Acesso em: 10 de mar de 2012.

SAEG - **Sistema para Análises Estatísticas, Versão 9.1:** Fundação Arthur Bernardes - UFV - Viçosa, 2007.

SALAS, H.; MARTINO, P. **Metodologías Simplicadas para la Evaluación de Eutroficación en Lagos Cálidos Tropicales**. LIMA: Programa Regional CEPIS/HPE/IOPS, 52 p. 2001.

SILVA, G. S.; MIOLA, S.; SILVA, G. S.; SOUSA, E. R. **Avaliação da qualidade das águas do rio São Francisco Falso, tributário do reservatório de itaipu, Paraná**. 2010. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?pid=S010046702010000300011&script=sci_arttext> Acesso em: 05 de jul de 2012

SILVEIRA, C.; ROSA, L.; MEES, J. B. R.; BORTOLI, M. M. **Determinação do índice de estado trófico de um manancial receptor de efluente de estação de tratamento de esgoto**. 2011. Disponível em: <<http://www.ibeas.org.br/congresso/Trabalhos2011/VIII-005.pdf>>. Acesso em: 01 de ago de 2012.

SMITH, V. H. & SCHINDLER, D. W. **Eutrophication science: where do we go from here?** Trends in Ecology and Evolution 24: 201-207. 2009.

SOUZA, C. F.; BACICURINSKI, I.; SILVA, E. F. F. **Avaliação da qualidade da água do rio Paraíba do Sul no município de Taubaté-SP**. 2010. Disponível em: <<http://periodicos.unitau.br/ojs-2.2/index.php/biociencias/article/viewFile/1102/773>> . Acesso em: 05 de ago. 2012.

SOUZA, C. M. de A. **Estudo da variação da salinidade no curso inferior do Rio Almada, Sul da Bahia**. Dissertação (Mestrado) - Universidade Estadual de Santa Cruz, Ilhéus-BA, 2006. Disponível em: <<http://www.biblioteca.uesc.br/biblioteca/bdtd/200460057D.pdf>>. Acesso em: 05 de ago. 2012.

TOLEDO Jr., A. P.; TALARICO, M.; CHINEZ, S. J.; AGUDO, E. G. A. **A aplicação de modelos simplificados para a avaliação de processo da eutrofização em lagos e reservatórios tropicais**, In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA. Anais Camboriú, 1983.

TUNDISI, J. G. **Água no século XXI- Enfrentando a escassez**. 2 ed. São Carlos. RiMa. 248p. 2003.

TUNDISI, J. G.; MATSU MURA-TUNDISI, T.; SIDAGIS GALLI, C. (Ed.) **Eutrofização na América do Sul: causas, tecnologias de gerenciamento e controle**. IIE, Iiega, IAP, Ianas, ABC. 337p. 2006.

VASCONCELOS, V. de M. M.; SOUZA, C. F. **Caracterização dos parâmetros de qualidade da água do manancial Utinga, Belém, PA, Brasil**. Ambi-Agua, Taubaté, v. 6, n. 2, p. 305-324, 2011. (doi:10.4136/ambiagua.202).

VOLLENWEIDER, R. A. **Scientific fundamentals of the eutrophication of lakes and flowing waters with particular reference to nitrogen and phosphorus as factors in eutrophication**. Paris: OECD. 192p. 1968.

VON SPERLING, E. **Qualidade da água**. Curso de especialização por tutoria à distância: Gestão de recursos hídricos para o desenvolvimento sustentável de projetos hidroagrícolas, modulo 5. Brasília, DF: ABEAS, Viçosa: UFV/DEA. 59p. 1996.

VON SPERLING, M. **Introdução a Qualidade das Águas e ao Tratamento de Esgotos**. 2ª Ed. - Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental; Universidade Federal de Minas Gerais. 243p. 1996.

WETZEL, R. G. **Limnologia**. Lisboa: Fundação Calouste Gulbenkian. 919 p. 1993.

YANG, J. E.; SKOGLEY, E. O.; SCHAFF, B. E.; KIM, J. J. **A simple spectrophotometric determination of nitrate in water, resin and soil extracts**. Soil Science Society American Journal, v. 62 p. 1108 – 1115, 1998.

ZANINI, H. L. H. T.; AMARAL, L. A. do.; ZANINI, J. R.; TAVARES, L. H. S. **Caracterização da água da microbacia do córrego Rico avaliada pelo índice de qualidade de água e de estado trófico**. 2012. Disponível em: < <http://www.scielo.br/pdf/eagri/v30n4/17.pdf>>. Acesso em: 18 de set de 2012.

ZANINI, H. L. H. T. **Caracterização limnológica e microbiológica do córrego rico que abastece Jaboticabal (SP)**. Jaboticabal, 75p. Tese (doutorado em Microbiologia Agropecuária). Universidade Estadual Paulista, Jaboticabal, São Paulo. 2009. Disponível em:< <http://www.fcav.unesp.br/download/pgtrabs/micro/d/2760.pdf> >. Acesso em: 10 de ago 2012.

ZHU, Y. P.; ZHANG, H. P.; ZHAO, J. P. **Influence of the South-North water Diversion Project and the mitigation projects on the water quality of Han River**. Science of the Total Environment. v.406, n.1-2. p. 57-68, 2008.