



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

**Avaliação de metodologias para amostragem de água visando o  
monitoramento de variáveis limnológicas**

**Mayana Silva Bessa Leite**

**Itapetinga - BA**  
**Fevereiro/ 2014**

# **Avaliação de metodologias para amostragem de água visando o monitoramento de variáveis limnológicas**

**Mayana Silva Bessa Leite**

Dissertação apresentada a 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**

**Coorientador: Danilo Paulucio da Silva. D.Sc. - UESB**

**Itapetinga – BA  
Fevereiro / 2014**

628.161 Leite, Mayana Silva Bessa.

L554a Avaliação de metodologias para amostragem de água visando o monitoramento de variáveis limnológicas. / Mayana Silva Bessa Leite. - Itapetinga: UESB, 2014.

106f. Dissertação apresentada a 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. Sob a orientação da Profª. D.Sc. Flávia Mariani Barros e coorientação do Prof. D.Sc. Danilo Paulucio da Silva.

1. Qualidade de água – Análise. 2. Água - Pontos de amostragem. 3. Análise de água – Sazonalidade - Vazão. I. Universidade Estadual do Sudoeste da Bahia. Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais. II. Barros, Flávia Mariani. III. Silva, Danilo Paulucio da. IV. Título.

CDD(21): 628.161

Catálogo na fonte:

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

Índice Sistemático para Desdobramento por Assunto:

1. Qualidade de água – Análise
2. Água - Pontos de amostragem
3. Análise de água – Sazonalidade - Vazão

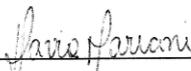
MAYANA SILVA BESSA LEITE

**AVALIAÇÃO DE METODOLOGIAS PARA AMOSTRAGEM DE ÁGUA  
VISANDO O MONITORAMENTO DE VARIÁVEIS LIMNOLÓGICAS**

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: 28/02/2014

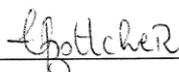
**BANCA EXAMINADORA**



Profª. Drª. Flávia Mariani Barros (Orientadora/UESB)



Prof. Dr. Danilo Paulucio da Silva (Co-orientador/UESB)



Profª. Drª. Cláudia Bottcher (UESB)



Profª. Drª. Simone Andrade Gualberto (UESB)

**"Um passo à frente e você não  
está mais no mesmo lugar".**

**(Chico Science)**

## **AGRADECIMENTOS**

A Deus, por dar sentido a minha vida e com seu infinito amor ter me concedido mais essa vitória.

A minha mãe Aldenora, pelo exemplo de vida a ser seguido e pelo amor incondicional; e ao meu pai Carlos pela dedicação e ensinamentos, e sobre tudo por serem meu porto seguro, amo muito vocês!

Ao meu irmão Matheus e sua esposa Marina por estarem sempre me apoiando e pelo carinho que sempre tiveram comigo.

A Fábio, meu esposo, pela paciência, dedicação, incentivo e sobre tudo pelo amor que cultivamos ao longo desses anos.

A Prof.<sup>a</sup> Dr.<sup>a</sup> Flávia Mariani Barros, por acreditar em mim, pela amizade, pela orientação, pelos ensinamentos compartilhados e por ser exemplo de profissional.

Ao Prof. Dr. Danilo Paulúcio da Silva pelo apoio, coorientação e pela colaboração na formação do conhecimento.

A todos os professores da graduação em Engenharia Ambiental e do Programa de Mestrado em Ciências Ambientais da UESB, pelos ensinamentos compartilhados.

A equipe das campanhas de coleta de água: Jhones, Stênio, Marciene, Luciano, Joadson, Romário, Daniel, Fred e Raíza, pelo agradável convívio, pelo apoio e principalmente por terem contribuído para a realização desse estudo.

Às minhas amigas Kátia e Sabrina, que mesmo distante sempre fizeram grande diferença em minha vida.

Aos meus colegas do Mestrado, em especial Dani, por compartilharem momentos de alegria, de muito estudo e dedicação.

A Universidade Estadual do Sudoeste da Bahia, por ser berço de minha formação profissional até hoje, pelo espaço disponibilizado para a realização da pesquisa e pela bolsa de estudo concedida.

A Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado da Bahia - FAPESB e ao Conselho Nacional de Pesquisa e Desenvolvimento - CNPq pelo apoio financeiro concedido para realização desta pesquisa.

E a todos que de forma direta ou indireta colaboraram para a realização deste trabalho.

## RESUMO

LEITE, M. S. B. Avaliação de metodologias para amostragem de água visando o monitoramento de variáveis limnológicas. Itapetinga - BA: UESB, 2014. 106 p. (Dissertação – Mestrado em Ciências Ambientais, Área de concentração em Meio Ambiente e Desenvolvimento).\*

A confiabilidade do uso de amostras para a avaliação da qualidade de um corpo d'água depende, fundamentalmente, de técnicas adequadas de amostragem. Desta forma, objetivou-se com o presente trabalho, avaliar duas metodologias distintas de amostragem de água para determinação de variáveis limnológicas em uma seção transversal do rio Catolé Grande, em diferentes níveis de vazão. Foram quantificadas as variáveis turbidez (TUR), potencial hidrogeniônico (pH), condutividade elétrica (CE), oxigênio dissolvido (OD), sólidos totais (ST), sólidos fixos totais (SFT), sólidos voláteis totais (SVT) e Coliformes Totais (CT). A comparação dos resultados obtidos segundo as diferentes metodologias de coleta utilizadas, para cada variável em análise, foi realizada utilizando os índices estatísticos Eficiência do Modelo (EF) e Coeficiente de Determinação ( $R^2$ ) e a partir de análise de regressão linear. Na seção transversal avaliada, a caracterização limnológica permitiu constatar que o Rio Catolé Grande encontra-se na condição de qualidade água doce classe 2, segundo a Resolução nº 357 do CONAMA (2005), de acordo com as variáveis analisadas. Não houve diferença significativa entre as metodologias de amostragem para as variáveis TUR, CE e CT, enquanto que, para as variáveis pH, OD, ST, SFT e SVT houve diferença. As variáveis TUR, ST e SFT, apresentaram comportamentos semelhantes, constatando-se um aumento destas em função da vazão, enquanto que as variáveis CE, OD, SVT e CT não apresentaram correlação com a vazão.

**Palavras-chave:** Qualidade de água, pontos de amostragem, sazonalidade, vazão.

---

\* Orientadora: Flávia Mariani Barros, Dsc., UESB, e Coorientador: Danilo Paulucio da Silva, Dsc., UESB.

## ABSTRACT

LEITE, M. S. B. Evaluation of water sampling methodologies aiming the monitoring of Limnological Variables, Itapetinga - BA: UESB, 2014. 106p. (Dissertation of Master's Title in Environmental Sciences, concentration area in environment and development).\*

The reability of the use of samples to evaluate water qualities from a water body, depends on sampling appropriate techniques. Thus, the goal of this work was to evaluate two different sampling water methodologies to determine the limnological variables in a transversal section of the Catolé Grande river under different levels of flow. Measurements of turbidity (TUR), potential hydrogen (pH), electrical conductivity (EC), dissolved oxygen (DO), total solids (TS), fixed solids (FS), volatile solids (VS) and total coliforms (TC) were taken. The comparison of the results obtained according to different collect methodologies used for each variable analyzed was performed using the statistical index Model Efficiency (ME) and Coefficients of Determination ( $R^2$ ) and since the linear regression analysis. In the transversal section evaluated, the limnological characterization allowed to establish the fresh water from Catolé Grande river has class II based on variables analysed according to CONAMA Resolution no.357/2005. There was no significant difference among sampling methodologies on turbidity, electrical conductivity and total coliforms. whereas, there was significant difference on pH, dissolved oxygen, total solids, fixed total solids and volatile solids. The turbidity, total solids and fixed total solids showed similar behavior, noticing an increase of these variables in function of the water flow rate, whereas, electrical conductivity, dissolved oxygen, volatile solids and total coliforms did not present any correlation with the water flow rate.

**Keywords:** Water quality, sampling points, seasonality, flow rate.

---

\* Orienting Professor: Flávia Mariani Barros, Dsc., UESB, and Coordinating Professor: Danilo Paulucio da Silva, Dsc., UESB.

## LISTA DE TABELAS

	Página
<b>Tabela 1.</b> Tipos de uso do solo e cobertura do terreno na Bacia do rio Catolé Grande .....	33
<b>Tabela 2.</b> Largura do curso de água e intervalo entre as distâncias verticais recomendáveis para o posicionamento do molinete .....	39
<b>Tabela 3.</b> Profundidade recomendada para o posicionamento da vertical do molinete de acordo com a profundidade do curso d'água (H) e equações para cálculo da média das velocidades (VM) por intervalo .....	39
<b>Tabela 4.</b> Valores de área da seção transversal, profundidade média do curso d'água, velocidade média da água e vazão do perfil transversal do rio Catolé para as seis coletas realizadas .....	48
<b>Tabela 5.</b> Valores de turbidez (TUR), potencial hidrogeniônico (pH), condutividade elétrica (CE), oxigênio dissolvido (OD), sólidos totais (ST), sólidos fixos totais (SFT), sólidos voláteis totais (SVT) e Coliformes totais (CT) da seção transversal do rio Catolé, em diferentes épocas, obtidos a partir das metodologias de coleta adotadas .....	50

## LISTA DE FIGURAS

		Página
<b>Figura 1.</b>	Representação gráfica da bacia hidrográfica do rio Catolé Grande (delimitação em preto), destacando o rio Catolé Grande - BA (linha azul) .....	31
<b>Figura 2.</b>	Seção transversal do rio Catolé Grande para a realização do estudo .....	34
<b>Figura 3.</b>	Esquema de como deve ser realizada uma amostragem manual em águas superficiais, segundo a NBR 9898 (ABNT, 1987) .....	35
<b>Figura 4.</b>	Esquema de como deve ser realizada uma amostragem em uma seção transversal com largura (L) maior que 5 m e profundidade (P) menor que 2 m, segundo a NBR 9897/87 .....	35
<b>Figura 5.</b>	Esquema da seção transversal do rio Catolé Grande dividido em subseções e os respectivos pontos de coleta .....	36
<b>Figura 6.</b>	Coleta das amostras de água segundo as duas metodologias de coleta adotadas ....	36
<b>Figura 7.</b>	<b>a)</b> Parte superior do molinete; <b>b)</b> Molinete hidrométrico; <b>c)</b> parte inferior do molinete e <b>d)</b> medição da velocidade média do fluxo em várias verticais com a utilização do molinete hidrométrico .....	40
<b>Figura 8.</b>	Esquema para demonstração da divisão do perfil transversal do rio em subseções ( $ai$ ), indicando a profundidade da vertical anterior ( $Pi$ ) e posterior ( $Pi + 1$ ), como também a largura do intervalo na superfície ( $Lv$ ) .....	41
<b>Figura 9.</b>	Lâmina total mensal precipitada na cidade de Itapetinga-BA, durante o período de estudo .....	42
<b>Figura 10.</b>	Vazão média mensal de longa duração no rio Catolé Grande na cidade de Itapetinga - BA .....	43
<b>Figura 11.</b>	Curva de permanência da vazão no rio Catolé Grande na cidade de Itapetinga - BA .....	45
<b>Figura 12.</b>	Valores de Turbidez (TUR) obtidos a partir da metodologia de coleta da CETESB (1988) versus os obtidos segundo a metodologia de coleta da NBR 9897/87, em diferentes vazões em uma seção transversal no rio Catolé Grande ....	53
<b>Figura 13.</b>	Distribuições verticais de sedimentos que podem ser encontradas num curso d'água .....	54

<b>Figura 14.</b>	Valores de Potencial Hidrogeniônico (pH) obtidos a partir da metodologia de coleta da CETESB (1988) versus os obtidos segundo a metodologia de coleta da NBR 9897/87, em diferentes vazões em uma seção transversal no rio Catolé Grande .....	56
<b>Figura 15.</b>	Valores de Condutividade Elétrica (CE) obtidos a partir da metodologia de coleta da CETESB (1988) versus os obtidos segundo a metodologia de coleta da NBR 9897/87, em diferentes vazões em uma seção transversal no rio Catolé Grande ....	59
<b>Figura 16.</b>	Valores de Oxigênio Dissolvido (OD) obtidos a partir da metodologia de coleta da CETESB (1988) versus os obtidos segundo a metodologia de coleta da NBR 9897/87, em diferentes vazões em uma seção transversal no rio Catolé Grande ....	62
<b>Figura 17.</b>	Distribuição da velocidade da corrente nos cursos d'água .....	62
<b>Figura 18.</b>	Valores de Sólidos Totais (ST) obtidos a partir da metodologia de coleta da CETESB (1988) versus os obtidos segundo a metodologia de coleta da NBR 9897/87, em diferentes vazões em uma seção transversal no rio Catolé Grande ....	65
<b>Figura 19.</b>	Valores de Sólidos Fixos Totais (SFT) obtidos a partir da metodologia de coleta da CETESB (1988) versus os obtidos segundo a metodologia de coleta da NBR 9897/87, em diferentes vazões em uma seção transversal no rio Catolé Grande ....	66
<b>Figura 20.</b>	Valores de Sólidos Voláteis Totais (SVT) obtidos a partir da metodologia de coleta da CETESB (1988) versus os obtidos segundo a metodologia de coleta da NBR 9897/87, em diferentes vazões em uma seção transversal no rio Catolé Grande .....	67
<b>Figura 21.</b>	Distribuição da concentração de sedimentos nos cursos d'água .....	69
<b>Figura 22.</b>	Valores de Coliformes Totais (CT) obtidos a partir da metodologia de coleta da CETESB (1988) versus os obtidos segundo a metodologia de coleta da NBR 9897/87, em diferentes vazões na seção transversal no rio Catolé Grande .....	71
<b>Figura 23.</b>	Valores observados e estimados da Turbidez (TUR), obtida segundo metodologias de coleta distintas: CETESB (1988) (a) e NBR 9897/87 (b), em função da vazão (Q) na seção transversal em estudo no rio Catolé Grande .....	73
<b>Figura 24.</b>	Valores observados e estimados do Potencial hidrogeniônico (pH), obtidos segundo metodologias de coleta distintas: CETESB (1988) (a) e NBR 9897/87 (b), em função da vazão (Q) na seção transversal em estudo no rio Catolé	76

	Grande.....	
<b>Figura 25.</b>	Valores de Condutividade Elétrica (CE) e vazão (Q), obtidos segundo metodologias de coleta distintas: CETESB (1988) (a) e NBR 9897/87 (b), na seção transversal em estudo no rio Catolé Grande .....	79
<b>Figura 26.</b>	Valores de Oxigênio Dissolvido (OD) e Vazão (Q), obtidos segundo metodologias de coleta distintas: CETESB (1988) (a) e NBR 9897/87 (b), na seção transversal em estudo no rio Catolé Grande .....	81
<b>Figura 27.</b>	Valores observados e estimados dos Sólidos Totais (ST), obtidos segundo metodologias de coleta distintas: CETESB (1988) (a) e NBR 9897/87 (b), em função da vazão (Q) na seção transversal em estudo no rio Catolé Grande .....	84
<b>Figura 28.</b>	Valores observados e estimados dos Sólidos Fixos Totais (SFT), obtidos segundo metodologias de coleta distintas: CETESB (1988) (a) e NBR 9897/87 (b), em função da vazão (Q) na seção transversal em estudo no rio Catolé Grande .....	85
<b>Figura 29.</b>	Valores observados Sólidos Voláteis Totais (SVT) e Vazão (Q), obtidos segundo metodologias de coleta distintas: CETESB (1988) (a) e NBR 9897/87 (b), na seção transversal em estudo no rio Catolé Grande .....	87
<b>Figura 30.</b>	Valores observados de Coliformes Totais (CT) e Vazão (Q), obtidos segundo metodologias de coleta distintas: CETESB (1988) (a) e NBR 9897/87 (b), na seção transversal em estudo no rio Catolé Grande .....	90

## LISTA DE ABREVIATURAS E SÍMBOLOS

<b>CE</b>	Condutividade Elétrica
<b>CETESB</b>	Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental
<b>CONAMA</b>	Conselho Nacional de Meio Ambiente
<b>CT</b>	Coliformes Totais
<b>EF</b>	Índice de eficiência do modelo
<b>INMET</b>	Instituto Nacional de Meteorologia
<b>Mc</b>	Metodologia de coleta segundo a CETESB (1988)
<b>Mnbr</b>	Metodologia de coleta segundo a NBR 9897/87
<b>NBR</b>	Norma Regulamentadora Brasileira
<b>OD</b>	Oxigênio Dissolvido
<b>PH</b>	Potencial Hidrogeniônico
<b>R<sup>2</sup></b>	Coefficiente de determinação
<b>SFT</b>	Sólidos Fixos Totais
<b>ST</b>	Sólidos Totais
<b>SVT</b>	Sólidos Voláteis Totais
<b>TUR</b>	Turbidez
<b>Mm</b>	Milímetro
<b>NTU</b>	Unidade Nefelométrica de Turbidez
<b>NMP</b>	Número Mais Provável

# SUMÁRIO

	Página
<b>1. INTRODUÇÃO</b> .....	15
<b>2. OBJETIVOS</b> .....	17
2.1. Objetivo geral .....	17
2.2. Objetivos específicos .....	17
<b>3. REFERÊNCIAL TEÓRICO</b> .....	18
3.1. Bacias hidrográficas .....	18
3.2. Poluição das águas .....	19
3.3. Variáveis limnológicas .....	20
3.3.1. Variáveis físicas .....	20
3.3.1.1. Turbidez .....	20
3.3.2. Variáveis químicas .....	21
3.3.2.1. Potencial hidrogeniônico .....	21
3.3.2.2. Condutividade elétrica .....	22
3.3.2.3. Oxigênio dissolvido .....	23
3.3.2.4. Sólidos totais, sólidos fixos totais e sólidos voláteis totais .....	24
3.3.3. Variáveis biológicas .....	26
3.3.3.1. Coliformes totais .....	26
3.4. Plano de amostragem .....	27
3.4.1. Planejamento da coleta de água .....	27
3.4.2. Amostragem .....	28
3.4.2.1. Amostragem em rios .....	28
3.4.2.2. Metodologias para amostragem de águas superficiais .....	29
<b>4. MATERIAL E MÉTODOS</b> .....	31
4.1. Caracterização da área de estudo .....	31
4.2. Amostragem e análise das águas do rio Catolé Grande .....	33
4.2.1. Pontos de coleta de água .....	33
4.2.2. Procedimentos de coleta de água e armazenamento das amostras .....	34

4.2.3.	Determinação das variáveis limnológicas da água .....	37
4.2.3.1.	Variáveis físicas .....	37
4.2.3.2.	Variáveis químicas .....	37
4.2.3.3.	Variáveis biológicas .....	38
4.3.	Determinação da velocidade média, área da seção transversal e vazão do Rio Catolé .....	38
4.3.1.	Velocidade média .....	38
4.3.2.	Área da seção transversal .....	41
4.3.3.	Vazão .....	41
4.4.	Características hidrológicas da área em estudo .....	42
4.4.1.	Características da precipitação no período da pesquisa .....	42
4.4.2.	Características da vazão .....	43
4.5.	Análises estatísticas .....	46
4.5.1.	Comparação das metodologias de amostragem .....	46
4.5.2.	Avaliação das variáveis limnológicas em função da vazão .....	47
5.	<b>RESULTADOS E DISCUSSÃO</b> .....	48
5.1.	Variação da vazão do rio Catolé Grande .....	48
5.2.	Caracterização limnológica do curso d'água .....	49
5.3.	Comparação das metodologias de amostragem para as variáveis limnológicas analisadas no curso d'água .....	52
5.3.1.	Variáveis físicas .....	53
5.3.1.1.	Turbidez .....	53
5.3.2.	Variáveis químicas .....	56
5.3.2.1.	Potencial hidrogeniônico .....	56
5.3.2.2.	Condutividade elétrica .....	58
5.3.2.3.	Oxigênio dissolvido .....	61
5.3.2.4.	Sólidos totais, sólidos fixos totais e sólidos voláteis totais .....	64
5.3.3.	Variáveis biológicas .....	70
5.3.3.1.	Coliformes totais .....	70
5.3.4.	Avaliação geral da comparação das metodologias de amostragem para as variáveis limnológicas.....	71

5.4.	Influência da vazão para as variáveis limnológicas analisadas no curso d'água .....	72
5.4.1.	Variáveis físicas .....	72
5.4.1.1.	Turbidez .....	72
5.4.2.	Variáveis químicas .....	75
5.4.2.1.	Potencial hidrogeniônico .....	75
5.4.2.2.	Condutividade elétrica .....	78
5.4.2.3.	Oxigênio dissolvido .....	80
5.4.2.4.	Sólidos totais, sólidos fixos totais e sólidos voláteis totais .....	83
5.4.3.	Variáveis biológicas .....	89
5.4.3.1.	Coliformes totais .....	89
6.	<b>CONCLUSÕES</b> .....	92
7.	<b>TRABALHOS FUTUROS</b> .....	94
8.	<b>REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS</b> .....	95

## 1. INTRODUÇÃO

Diversas atividades humanas são responsáveis pela deterioração da qualidade da água, e muitas vezes, os mananciais servem de depósito para dejetos e esgotos. A diversidade de materiais que são carregados até os corpos de água, como solo (resultante de erosão), defensivos agrícolas utilizados nas lavouras, entre outros materiais, pode resultar em grandes alterações físicas, químicas e biológicas das águas, ou seja, alterações em sua qualidade. Com isso, o monitoramento de variáveis de qualidade de água nos corpos hídricos é de extrema importância.

Segundo PIRES e SANTOS (1995), o planejamento e gerenciamento das bacias hidrográficas devem incorporar todos os recursos ambientais da área de drenagem da bacia e não apenas os corpos d'água. Nesse contexto, de acordo com esses autores, a abordagem adotada deve integrar os aspectos ambientais, sociais, econômicos e políticos, com ênfase no primeiro, pois a capacidade ambiental de dar suporte ao desenvolvimento é limitada, a partir do qual todos os outros aspectos serão inevitavelmente afetados. A justificativa para a utilização da bacia hidrográfica como unidade de estudo dá-se pela percepção de que os ecossistemas aquáticos são inteiramente vulneráveis à troca de massa e energia entre si, e principalmente entre os ecossistemas terrestres, sofrendo alterações por consequência da ocupação do solo e atividades neles desenvolvidas (ROCHA *et al.*, 2000).

De acordo com LIMA (2001), a classificação das águas superficiais é dada de acordo com valores de alguns atributos físicos, químicos e biológicos. Assim, a partir do monitoramento de variáveis de qualidade de água, principalmente para aqueles que fornecem água para a população, é possível evitar maiores problemas à saúde pública e também desenvolver ações de recuperação dos corpos hídricos já fortemente impactados por ações antrópicas consideradas deletérias (BARRETO *et al.*, 2009).

Tendo em vista o fato das variáveis relacionadas à qualidade da água sofrerem contínuas alterações temporais e espaciais na bacia de contribuição e o ambiente aquático ser muito instável, é de grande importância o correto posicionamento dos pontos de coleta de amostras de água para sua posterior caracterização. Segundo a Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental (CETESB, 1988), as coletas de água são,

geralmente, feitas na posição central da calha do rio a uma profundidade entre 15 e 30 cm. No entanto, em alguns casos, esse tipo de amostragem pode ser insatisfatório em determinados tipos de estudo, como o monitoramento contínuo de diversas variáveis limnológicas em uma seção transversal de um corpo d'água, sendo, desta forma, necessário um estudo mais detalhado das metodologias de amostragem de água ao longo de um rio.

Estudos sobre a influência da posição dos pontos de amostragem de água em rios ainda são escassos na literatura. Dessa forma, conduzir estudos baseados em metodologias mais adequadas são importantes e cruciais, pois podem contribuir para melhorar a representatividade da amostra, viabilizando assim o monitoramento contínuo com pormenorizado esforço amostral e maior confiabilidade dos dados.

Diante do exposto, o presente estudo teve como objetivo avaliar metodologias para amostragem de água visando o monitoramento de variáveis limnológicas no Rio Catolé Grande.

## **2. OBJETIVOS**

### **2.1. Objetivo geral:**

- Avaliar duas metodologias distintas de amostragem de água para determinação de variáveis limnológicas em uma seção transversal do rio Catolé Grande, em diferentes níveis de vazão.

### **2.2. Objetivos específicos:**

- Comparar os valores das variáveis limnológicas no ambiente aquático de uma seção transversal do Rio Catolé Grande com o padrão ambiental;
- Comparar distintas metodologias utilizadas para amostragem de água realizada na seção transversal do ambiente lótico em estudo;
- Analisar o comportamento das variáveis limnológicas obtidas a partir de duas metodologias de amostragem em função da vazão.

### 3. REFERÊNCIAL TEÓRICO

#### 3.1. Bacias hidrográficas

Segundo TUCCI (2002) define-se bacia hidrográfica como sendo uma área de captação natural da água da precipitação que faz convergir os escoamentos para um único ponto de saída, seu exutório. Ainda segundo esse mesmo autor, a bacia hidrográfica compõe-se basicamente de um conjunto de superfícies vertentes e de uma rede de drenagem formada por cursos d'água que confluem até resultar um leito único no exutório. O termo “manejo de bacias hidrográficas” refere-se à regularização, controle e manejo dos recursos naturais de uma bacia, com a finalidade de proteção e aumento de produção das fontes de água. Este manejo visa à interação do uso do solo, vegetação, água e outros recursos presentes (LIMA 1986 e BORMANN *et al.*, 1994).

No âmbito dos estudos ambientais as bacias hidrográficas podem ser utilizadas como unidades básicas de planejamento, pois representam a unidade geográfica que integra as características físicas, sociais e econômicas. Constituem-se em ecossistemas apropriados para avaliação dos impactos causados pela ação antrópica que podem causar instabilidades tanto no meio aquático quanto terrestre. Nessa perspectiva, ROCHA (1999) enfatiza que “a unidade Bacia Hidrográfica já está definida em Lei como Unidade de área aconselhável para estudos e projetos, em todo o território nacional”.

Conforme PRIOSTE (2007), as bacias hidrográficas caracterizam-se pelos seus aspectos: fisiográfico, clima, tipo de solo, geologia, geomorfologia, cobertura vegetal, tipo de ocupação, regime pluviométrico e fluviométrico, e disponibilidade hídrica. As mudanças que ocorrem no interior das bacias hidrográficas podem ter causas naturais, no entanto, o homem tem colaborado como um acelerador das ações modificadoras e de desequilíbrios.

MACEDO *et al.* (2003) descrevem que nos cursos d'água superficiais pode-se observar variações quanto às concentrações dos seus constituintes, como por exemplo a água e o solo, nos diferentes pontos de uma seção transversal, bem como ao longo do eixo longitudinal de deslocamento. Além disso, esses mesmos autores relatam que podem ocorrer variações com o tempo num mesmo ponto de forma aleatória ou cíclica, em

decorrência de características das contribuições antrópicas recebidas ou das variáveis meteorológicas.

### **3.2. Poluição das águas**

A poluição das águas é proveniente, basicamente, de todas as atividades humanas, sejam elas domésticas, comerciais ou industriais (PEREIRA, 2004). Quando os resíduos e efluentes gerados por cada uma dessas atividades humanas não forem acondicionados e tratados adequadamente de acordo com as legislações ambientais vigentes, são gerados poluentes característicos, com diferentes graus de impacto na qualidade do corpo receptor. Os efeitos de um determinado poluente no ambiente dependem, entre outros fatores, de suas concentrações, do tipo de corpo de água que o recebe e dos usos da água (PEREIRA, 2004).

Segundo TUCCI (2002), as fontes de poluição podem ser pontuais, difusas e mistas. A poluição pontual refere-se ao lançamento específico e de forma individual e quantificada com padrões bem definidos. Exemplos típicos de fontes pontuais de poluição são os lançamentos de esgotos e efluentes industriais.

A poluição hídrica difusa se dá quando a poluição ocorre de forma não controlada, em termos de quantidade, frequência ou composição. Exemplos típicos de poluição difusa são a erosão, os lançamentos das drenagens urbanas, escoamento de água de chuva sobre campos agrícolas e acidentes com produtos químicos ou combustíveis. Por esse motivo, a poluição hídrica difusa é de difícil controle em comparação com a pontual.

As poluições mistas são aquelas que englobam características de cada uma das fontes anteriormente descritas. LARENTIS (2004) classifica as fontes como pontuais e não pontuais, onde as não pontuais incluem as difusas e mistas.

Cada uma das fontes de poluição gera certo grau de poluição no corpo hídrico atingido, e pode ser mensurado por meio de características físicas, químicas e biológicas das impurezas existentes que, por sua vez, são identificadas por variáveis de qualidade das águas, que sofrem contínuas alterações temporais e espaciais. Desta maneira, o ambiente aquático é instável, sendo essencial a correta localização dos pontos para coleta de amostras de água e, conseqüentemente, para a adequada caracterização da qualidade desta.

### **3.3. Variáveis limnológicas**

Um programa de monitoramento pode ser entendido como a identificação de mudanças nas variáveis bióticas e abióticas de maneira a gerar propostas de manejo para viabilizar o uso futuro dos recursos existentes (BARBOSA, 1994). Inserido nesse contexto, o monitoramento limnológico trata especificamente da qualidade da água dos ecossistemas aquáticos continentais, incluindo rios e lagos (WETZEL, 2001). Assim, abrange tecnicamente a coleta periódica associada à análise de dados e informações de qualidade da água para propósitos de efetivo gerenciamento dos ecossistemas aquáticos (BISNAS, 1990).

Dentre as variáveis de qualidade da água, podem-se destacar a temperatura (T), o potencial hidrogeniônico (pH), o oxigênio dissolvido (OD), o conteúdo de matéria orgânica (MO) entre outros. A temperatura da água influencia na concentração de outras variáveis como OD e MO (PORTO *et al.*, 1991), sendo a radiação solar a principal variável que controla a temperatura da água de pequenos rios (ARCOVA *et al.*, 1993). O pH indica a acidez ou a alcalinidade da solução e fornece indícios sobre a qualidade hídrica (MATHEUS *et al.*, 1995). O teor de OD expressa a quantidade de oxigênio dissolvido presente no meio, sendo que a sua concentração está sujeita às variações diária e sazonal em função da temperatura, da atividade fotossintética, da turbulência da água e da vazão do rio (PALMA-SILVA, 1999). A presença de sólidos em suspensão e de substâncias orgânicas biodegradáveis, como esgoto doméstico, vinhoto e certos resíduos industriais, podem provocar a redução do teor de OD (MATHEUS *et al.*, 1995). Outro fator que pode provocar a diminuição do teor de OD e do pH, é a decomposição da MO nos cursos d'água a partir da liberação de gás carbônico e formação de ácido carbônico (PALHARES *et al.*, 2000).

#### **3.3.1. Variáveis físicas**

##### **3.3.1.1. Turbidez**

De acordo com SILVA *et al.* (2003) uma das principais variáveis de qualidade das águas que pode indicar interferências do uso e ocupação do solo de uma bacia na dinâmica fluvial é a turbidez.

Segundo VON SPERLING (2005), a turbidez de uma amostra de água é o grau de atenuação de intensidade que um feixe de luz sofre ao atravessá-la. De acordo com esse mesmo autor, esta redução se dá por absorção e espalhamento, uma vez que as partículas que provocam turbidez nas águas são maiores que o comprimento de onda da luz branca, tais como à presença de sólidos em suspensão, representados pelas partículas inorgânicas (areia, silte, argila) e detritos orgânicos, algas, bactérias e plâncton em geral.

A textura das partículas em suspensão varia desde grosseiro ao colóide, dependendo do grau de turbulência. Segundo MORGADO (1999) e PAVANELLI (2001), a presença de partículas insolúveis, matéria orgânica, microorganismos e outros materiais diversos, provocam a dispersão e a absorção da luz, dando à água uma aparência turva, esteticamente indesejável e potencialmente perigosa.

Em estudo realizado por RAPOSO *et al.* (2010), avaliando a turbidez na Bacia do Alto Rio das Velhas – MG, foram encontrados valores elevados de turbidez, chegando a 79,86 UNT (Unidade Nefelométrica de Turbidez). Tal valor ocorreu, segundo os autores, principalmente, devido a atividade intensa de mineração, os usos agropastoris e o lançamento de efluentes que contribuíram expressivamente para produção de sólidos suspensos que conduziu aos cursos d'água dessa Bacia. Nos locais com uma maior preservação de áreas vegetadas, taxas de turbidez mais baixas foram evidenciadas.

Segundo os padrões de classificação de água doce, estabelecidos na Resolução CONAMA nº 357 (BRASIL, 2005), os valores de turbidez para as águas de classes 1, 2 e 3 não devem exceder 40, 100 e 100 UNT, respectivamente. E para o abastecimento público, segundo a Portaria 2.914 (BRASIL, 2011), o valor máximo permitido é de 0,5 UNT para água filtrada por filtração rápida (tratamento completo ou filtração direta), assim como o valor máximo permitido de 1,0 UNT para água filtrada por filtração lenta.

### **3.3.2. Variáveis químicas**

#### **3.3.2.1. Potencial hidrogeniônico**

De acordo com BAIRD (1995) a variação de pH em ambientes aquáticos pode resultar da presença de ácidos fortes ou fracos de origem natural ou antrópica. Esse mesmo autor cita que um dos mais importantes ácidos presentes no ambiente aquático é o ácido

carbônico, este ácido é proveniente da dissolução de rochas carbonáceas (calcários), da dissolução do CO<sub>2</sub> da atmosfera e gerado pela respiração dos organismos.

Segundo a CETESB e ANA (2011), o valor do pH varia de 0 a 14, sendo que, águas com pH menor que 7 são consideradas ácidas; com valor acima de 7 são consideradas básicas ou alcalinas; e, com valor igual a 7 são consideradas neutras. De acordo com esses mesmos autores, quanto menor for o valor do pH de uma substância, maior é a concentração de íons hidrônio (H<sub>3</sub>O<sup>+</sup>) e menor a concentração de íons OH<sup>-</sup>; o inverso é verdadeiro para água básica ou alcalina.

Valores altos de pH (alcalino) de sistemas hídricos podem estar associados a proliferação de vegetais em geral, pois com o aumento da fotossíntese há consumo de gás carbônico e portanto, diminuição do ácido carbônico da água, com consequente aumento do pH (VON SPERLING, 1996). A acidez no meio aquático (pH baixo) é causada principalmente pela presença de CO<sub>2</sub>, ácidos minerais e sais hidrolisados. Quando um ácido reage com a água, o íon hidrogênio é liberado, acidificando o meio (PEREIRA, 2004).

De acordo com a EMBRAPA (2011), a faixa ideal de valores de pH para a vida aquática está entre 6,5 e 8,5; pH menor que 4,0 ou maior que 10,0 normalmente são letais para peixes e outros organismos. Segundo esse mesmo autor, o pH pode variar durante as estações do ano ou até mesmo ao longo do dia.

SARDINHA *et al.* (2008) avaliando a qualidade da água e autodepuração do Ribeirão do Meio, Leme - SP, constatou que o valor máximo de pH foi registrado no Ribeirão do Meio próximo à sua nascente (7,5) e o menor valor também neste ponto (6,8). Os valores obtidos em todos os pontos de amostragem indicam que as águas da Bacia em estudo se encontram próximo à neutralidade.

Segundo os padrões de classificação de água doce, estabelecidos na Resolução CONAMA n.º 357 (BRASIL, 2005), os valores de pH para as águas de classes 1, 2 e 3 devem estar na faixa de 6,0 a 9,0.

### **3.3.2.2. Condutividade elétrica**

A capacidade da água em conduzir a corrente elétrica pode ser expressa numericamente pela condutividade/salinidade, que está relacionada diretamente com as

concentrações iônicas e temperatura (CETESB e ANA, 2011). Segundo esse mesmo autor, a condutividade indica a quantidade de sais presentes na água, fornecendo uma medida indireta da concentração de poluentes e uma indicação das modificações na composição do corpo d'água. Concentrações acima de  $100 \mu\text{S cm}^{-1}$  geralmente indicam ambientes impactados; valores altos podem também indicar características corrosivas da água.

SARDINHA *et al.* (2008) analisaram a qualidade da água do Ribeirão do Meio, SP, nos meses de fevereiro, abril e julho de 2005, e constataram que os menores valores de condutividade elétrica foram obtidos para este ambiente aquático próximo à sua nascente (média de  $22 \mu\text{S cm}^{-1}$ ), enquanto que os maiores valores foram quantificados sempre a jusante da cidade de Leme (média de  $200 \mu\text{S cm}^{-1}$ ). Apesar do intemperismo das rochas poder elevar a condutividade dessa maneira, o autor acredita que essa elevação no valor da referida variável se deve principalmente à contribuição de efluentes domésticos provenientes da cidade de Leme, que não possuía estação de tratamento de esgoto na época em que o trabalho foi realizado.

### **3.3.2.3. Oxigênio dissolvido**

O teor de oxigênio dissolvido expressa a quantidade de oxigênio dissolvido presente no meio, sendo que a sua concentração está sujeita às variações diária e sazonal em função da temperatura, da atividade fotossintética, da turbulência da água e da vazão do rio (PALMA-SILVA, 1999).

Dentre os gases dissolvidos na água, o oxigênio é um dos mais importantes na dinâmica e caracterização de ecossistemas aquáticos. As principais fontes de oxigênio para a água são o oxigênio presente na atmosfera e a fotossíntese. Por outro lado, as perdas se devem à decomposição da matéria orgânica (oxidação), difusão para a atmosfera, respiração de organismos aquáticos e oxidação de íons metálicos, como por exemplo, o ferro e o manganês (ESTEVES, 1998).

SANTOS (1997) relata que a medida de oxigênio dissolvido é uma das mais frequentemente utilizadas e um dos mais importantes métodos disponíveis para a investigação do ambiente aquático, provendo informações valiosas sobre reações biológicas e bioquímicas ocorridas na água. Segundo o autor, uma adequada provisão de

oxigênio dissolvido é essencial para a manutenção de processos de autodepuração em sistemas aquáticos naturais.

Segundo VON SPERLING (2005), o oxigênio dissolvido é a variável utilizada para verificar o grau de poluição de um recurso hídrico, pois ele pode ser expresso em concentrações quantificáveis e passíveis de modelagem matemática. De acordo com esse mesmo autor, as águas constituem ambientes bastante pobres em oxigênio, em virtude da baixa solubilidade deste. Enquanto no ar a sua concentração é da ordem de  $270 \text{ mg L}^{-1}$ , na água, nas condições normais de temperatura e pressão, a sua concentração se reduz aproximadamente a apenas  $9 \text{ mg/L}$ . Desta forma, qualquer consumo em maior quantidade traz sensíveis repercussões quanto ao teor de oxigênio dissolvido na massa líquida.

SARDINHA *et al.* (2008) objetivando avaliar a qualidade da água e autodepuração do Ribeirão do Meio, Leme – SP, verificaram que os maiores valores de oxigênio dissolvido (média de  $6,5 \text{ mg L}^{-1}$ ) foram encontrados na nascente do Ribeirão do Meio indicando a ocorrência de boa oxigenação. A menor concentração de oxigênio dissolvido encontrada ao longo do perfil estudado foi  $1,5 \text{ mg L}^{-1}$ , fato que pode ser atribuído a decomposição de matéria orgânica (por oxidação) oriunda dos efluentes domésticos da cidade de Leme. O autor também observou que a concentração de oxigênio dissolvido tende a aumentar ao longo do Ribeirão do Meio devido à autodepuração e entradas de águas mais limpas de seus afluentes (córregos da Invernada, Jequitibá e Taquari), entretanto, não o suficiente para se adequar aos limites exigidos pelo CONAMA.

Segundo os padrões de classificação de água doce, estabelecidos na Resolução CONAMA n.º 357 (BRASIL, 2005), os valores de oxigênio dissolvido para as águas de classes 1, 2 e 3 são  $6, 5$  e  $4 \text{ mg L}^{-1}$ , respectivamente.

#### **3.3.2.4. Sólidos totais, sólidos fixos totais e sólidos voláteis totais**

A concentração de sólidos nos ecossistemas aquáticos lóticos está fortemente relacionada a todas as impurezas encontradas no curso da água, exceto os gases (ESPÍNDOLA *et al.*, 2000).

A determinação dos níveis de concentração das diversas frações de sólidos é utilizada nos estudos de controle de poluição das águas naturais, caracterização de esgotos sanitários e de efluentes industriais, no controle de sistemas de tratamento de esgotos e em

outras atividades, resultando em um quadro geral da distribuição das partículas com relação ao tamanho (sólidos em suspensão e dissolvidos) e com relação a natureza química (fixos ou minerais e voláteis ou orgânicos) (CETESB, 2009).

Do ponto de vista químico, os sólidos são classificados em voláteis e fixos. Sólidos voláteis são os que se volatilizam a temperaturas inferiores a 550 °C sejam estas substâncias orgânicas ou sais minerais que evaporam a esta temperatura. Os sólidos fixos são aqueles que permanecem após a completa evaporação da água, geralmente os sais (VON SPERLING, 2005).

Nos corpos d'água, os sólidos podem causar danos aos peixes e à vida aquática. Eles podem sedimentar no leito dos rios destruindo organismos que fornecem alimentos ou, também, danificar os sítios de desova de peixes. Além disso, podem reter bactérias e resíduos orgânicos no fundo dos rios, promovendo a decomposição anaeróbia (CETESB, 2009).

URBAN *et al.* (2011) comparou algumas variáveis físico-químicas de qualidade de água entre dois pontos de coleta (ponto 1 próximo a foz e ponto 2 próximo a nascente) no córrego Lavapés, Sorocaba - SP. Foi detectado que os sólidos totais, fixos e voláteis no córrego em estudo apresentaram significativas diferenças entre os dois pontos de amostragem, sendo as concentrações altas, com médias de 2.242,69 mg L<sup>-1</sup> e 1.418,97 mg L<sup>-1</sup> de ST; 1.535,9 mg L<sup>-1</sup> e 1.067,18 mg L<sup>-1</sup> de SFT; 706,79 mg L<sup>-1</sup> e 351,79 mg L<sup>-1</sup> de SVT, respectivamente nos pontos 1 e 2. Os autores salientam que a coleta foi realizada no período chuvoso e acredita que períodos como esse aumentam a quantidade de sólidos na água pelo carreamento de partículas.

A Resolução CONAMA nº 357 (BRASIL, 2005) não estipula um valor limite para estas variáveis, não sendo possível analisar estas perante a legislação. A detecção de sólidos indica a possibilidade de turvação da água com impedimento de penetração da luz. Em bacias hidrográficas com atividade agrícola, processos de erosão, descargas de galerias pluviais, lançamentos de estações de tratamento de água e efluentes, a possibilidade de aumento de sólidos na água é elevado.

### 3.3.3. Variáveis biológicas

#### 3.3.3.1. Coliformes totais

Os coliformes totais são definidos como todos os bacilos gram-negativos, aeróbios facultativos, não formadores de esporos e com oxidase-negativa, capazes de crescer na presença de sais biliares. A determinação da concentração dos coliformes assume importância como parâmetro indicativo da possibilidade de existência de microorganismos patogênicos, responsáveis pela transmissão de doenças de veiculação hídrica.

As bactérias do grupo coliforme estão presentes no intestino humano e de animais de sangue quente, sendo eliminadas nas fezes em números elevados ( $10^6 - 10^8 \text{ g}^{-1}$ ). Entretanto, o grupo dos coliformes inclui bactérias não exclusivamente de origem fecal, podendo ocorrer naturalmente no solo, água e plantas. Além disso, principalmente em climas tropicais, os coliformes apresentam a capacidade de multiplicação na água. Assim, na avaliação da qualidade de águas naturais os coliformes totais têm valor sanitário limitado, incluindo a avaliação de fontes individuais de abastecimento (BRASIL, 2006).

VON SPERLING (2005) relata que os coliformes totais poderiam ser entendidos, de forma simplificada, como coliformes “ambientais”, dada a sua possível incidência em águas e solos não contaminados, representando, portanto, outros organismos de vida livre e não intestinal.

A presença de coliformes nem sempre indica a obrigatoriedade de existência de agentes patogênicos e, conseqüentemente, a ocorrência de doenças. No entanto, a presença de coliformes, em determinadas concentrações, deve ser encarada como um sinal de alerta, indicando a possibilidade de contaminação fecal, principalmente quando ocorrem bruscas variações do número de coliformes e *Escherichia coli*. Em uma determinada amostra de água, as doenças com transmissão hídrica podem ser provocadas por bactérias, principalmente a disenteria bacilar e a cólera (GRANZIERA, 2001).

Com o objetivo de avaliar a influência do Córrego dos Macacos, sobre a qualidade da água do Rio Mogi Guaçu - SP, MADRUGA *et al.* (2008) observaram que os valores médios encontrados de coliformes totais no Rio Mogi Guaçu a montante e a jusante confluência com o Córrego dos Macacos, alcançaram 2.886 e 3.487 NMP/100mL, respectivamente. O valor médio de coliformes totais no referido Córrego foi de 4.408

NMP/100 mL, constatando que a partir da confluência desse corpo d'água, a qualidade química do rio piorou.

### **3.4. Plano de amostragem**

#### **3.4.1. Planejamento da coleta de água**

O planejamento tem como finalidade determinar as atividades de coleta, preservação, manuseio e transporte das amostras, da forma mais precisa, de modo a assegurar a obtenção de todas as informações necessárias, com o maior nível de eficiência possível.

A confiabilidade de um plano de amostragem para a avaliação da qualidade de um corpo d'água depende, fundamentalmente, da seleção criteriosa dos locais de coleta, do uso correto das técnicas de coleta e da preservação adequada das amostras (COIMBRA, 1991). A coleta de amostras para a determinação da qualidade das águas deve seguir o mesmo padrão de rigor técnico que as demais etapas de um plano de amostragem, para a obtenção de uma amostra ou séries de amostras representativas (ARAÚJO *et al.*, 2000).

De acordo com a EMBRAPA (2011) um plano de amostragem com sequência do planejamento, implementação e avaliação dos procedimentos de amostragem, análise laboratorial e análise de dados ambientais deve apresentar a seguinte configuração: definição de objetivos e acuracidade; definição do desenho amostral (local, período e frequência de amostragem); definição dos métodos e procedimentos analíticos; definição do volume de amostragem; definição do método de amostragem; definição do método de preservação e de transporte da amostra; amostragem e coleta de dados em campo, análises laboratoriais e interpretação dos dados com base no desenho amostral (avaliação de acuracidade dos dados).

Nos estudos de qualidade de água em rios, usualmente são utilizados modelos probabilísticos para a descrição do comportamento do seu regime hidrológico. Com essas ferramentas, podem-se obter informações sobre a época mais adequada para a programação do plano de amostragem da qualidade das águas. Em geral, a qualidade das águas será mais crítica durante o período das vazões mínimas, daí a necessidade do conhecimento das probabilidades dessas descargas críticas. Nestes casos, o evento mínimo considerado pode

ser a vazão mínima do ano, que é o menor valor de descarga média diária que ocorreu no ano de observação, ou a vazão mínima de período de retorno igual a dez anos e permanência de sete dias ( $Q_{7;10}$ ) (ARAÚJO, 1977).

O diagnóstico do uso e ocupação do solo na bacia de captação é uma ferramenta essencial para a identificação dos parâmetros a serem privilegiados em um programa de monitoramento. Por exemplo, onde existam atividades agrícolas intensas torna-se essencial a análise de agrotóxicos; em locais com atividade de garimpo, deverá ser realizado a análise de mercúrio (MINISTÉRIO DA SAÚDE, 2005).

### **3.4.2. Amostragem**

Amostragem é o procedimento definido, pelo qual parte de uma substância, material ou produto é retirada para produzir uma amostra representativa do todo, para ensaio ou calibração. De acordo com a Norma Técnica NBR 17025 (ABNT, 2005) a amostragem também pode ser requerida pela especificação apropriada, para a qual a substância, material ou produto é ensaiado ou calibrado.

Na seleção do ponto para coleta de amostras de água, dois aspectos estão envolvidos: o local dentro do sistema e a posição exata no local escolhido (HYNES, 1970).

Na escolha do local adequado para o programa de amostragem é importante considerar que a qualidade de um corpo d'água varia conforme o local (espacial) e o decorrer do tempo (temporal). Para garantir a homogeneidade e representatividade do local de amostragem proposto, as ações a serem tomadas devem ser cuidadosamente planejadas, como descritas: conhecer os objetivos do programa; levantar os dados existentes na área de influência a ser estudada e proceder a um reconhecimento da mesma; selecionar possíveis locais de amostragem, examinando a homogeneidade espacial e temporal; verificar se o programa é economicamente viável; elaborar plano de amostragem e iniciar o programa de amostragem e análises (CETESB e ANA, 2011).

#### **3.4.2.1. Amostragem em rios**

Qualquer amostragem depende do objetivo da pesquisa à qual se destina. No entanto, geralmente a amostragem em ambientes lóticos envolve três etapas: medida de vazão, coleta da fase líquida e coleta da fase sólida (BICUDO, 2004). Segundo este mesmo

autor os ambientes lóticos apresentam características próprias, que devem, necessariamente, ser levadas em conta durante o planejamento do programa de amostragem. A primeira característica a ser levada em conta em ambientes lóticos é a constante movimentação das águas. Essa movimentação gera fluxo turbulento, que pode levar a distribuição não homogênea tanto da fase líquida quanto da sólida. Essa característica determina que o programa de amostragem englobe todas as variações longitudinais e transversais que possam ocorrer no canal. A segunda característica importante é que o volume de água dos rios flutua sazonalmente, portanto, esse tipo de variação também deve ser incluído em um programa de amostragem.

Segundo a Norma Técnica NBR 9897 (ABNT, 1987) deve-se evitar amostragem em áreas em que pode ocorrer a estagnação de água; áreas localizadas próximo à margem interna de curvas, visto que elas podem não ser representativas e áreas de refluxo de curso de água.

#### **3.4.2.2. Metodologias para amostragem de águas superficiais**

A NBR 9897 (ABNT, 1987) dispõe sobre o planejamento de amostragem de efluentes líquidos e corpos receptores. Esta norma salienta que na escolha de uma seção de amostragem deve-se avaliar, a priori, se a distribuição de determinado poluente é homogênea; não sendo, devem ser realizadas amostragens que permitam definir o valor provável da concentração na seção.

Os critérios para a demarcação de pontos de amostragem de águas superficiais assumem uma feição estratégica a depender do planejamento, do emprego do conhecimento e da realidade de campo (ABNT, 1987). Em geral não se devem retirar amostras próximo às margens dos rios, paredes de tubulações ou canais (exceto quando essas regiões são de interesse direto) pois a qualidade em tais pontos geralmente não é representativa de todo o volume de água, além de existir também a possibilidade de contaminação da amostra por materiais que se formam ou depositam nas margens ou fronteiras.

A CETESB (1988) salienta que as coletas de água são, geralmente, feitas na posição central da calha do rio na profundidade de 15 a 30 cm. Na concepção de BICUDO (2004), os elementos dissolvidos encontram-se homoganeamente distribuídos ao longo da

coluna d'água. Assim, o autor afirma que coletas para determinar elementos dissolvidos são realizadas no meio do canal, pouco abaixo da linha d'água (20 - 30 cm), quando a profundidade permitir.

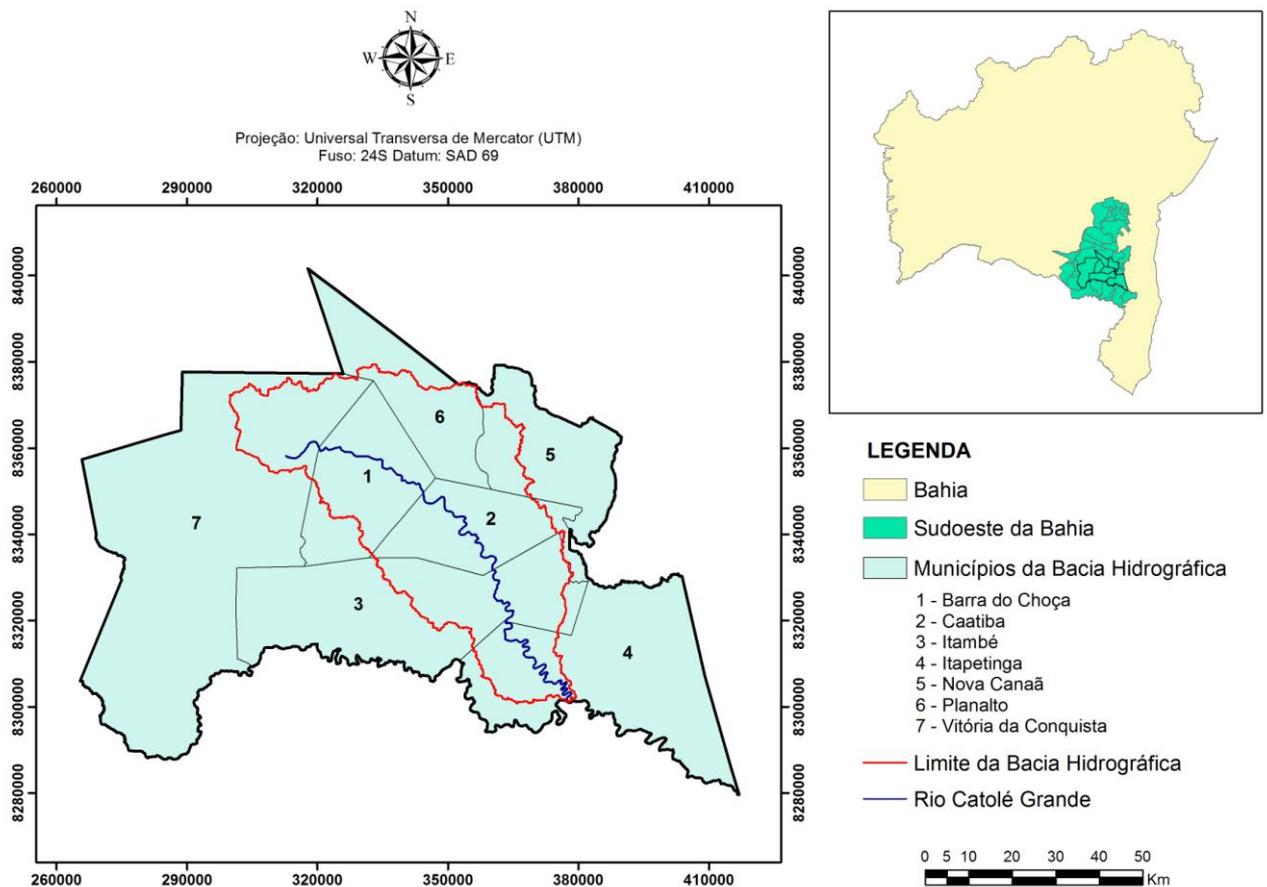
No entanto, a coleta realizada desta forma pode não suprir a necessidade de estudo para alguns casos específicos, sendo necessário um estudo mais detalhado das variáveis de qualidade da água ao longo do perfil transversal de um rio, por exemplo. Isto pode ser observado no estudo realizado por BARROS *et al.*, (2012) no Rio Turvo Sujo – MG, onde os autores recomendam, nas condições por eles avaliadas, uma amostragem a 20 cm de profundidade em relação à superfície considerando amostra composta por três pontos (esquerdo, central e direito) para as variáveis condutividade elétrica, fósforo total dissolvido, fósforo inorgânico dissolvido, amônio e nitrato. Já para as variáveis OD, turbidez, pH, fósforo total, fósforo inorgânico dissolvido e nitrogênio total, recomenda-se a amostragem composta por três pontos (superfície, meio e fundo) na coluna central do curso d'água.

Partindo desse pressuposto e considerando que a literatura sobre metodologias de amostragem em ambientes lóticos que não sofrem influência de contaminação por fontes pontuais de poluição hídrica ainda é escassa, surge a necessidade de avaliar de forma mais efetiva as metodologias utilizadas para coleta de águas superficiais, uma vez que as mesmas podem influenciar nos resultados das variáveis de qualidade da água a serem avaliadas. Dessa forma, novos estudos baseados em metodologias padronizadas são importantes e cruciais, pois podem contribuir para inúmeras pesquisas, visando alcançar uma melhor representatividade da amostra, viabilizando assim o monitoramento contínuo com pormenorizado esforço amostral e maior confiabilidade dos dados.

## 4. MATERIAL E MÉTODOS

### 4.1. Caracterização da área de estudo

O local do presente estudo está situado no rio Catolé Grande, coordenadas geográficas (15° 14' 6,3"s e 40° 16' 30,7"w), sendo este pertencente à bacia hidrográfica do rio Pardo no Estado da Bahia. Esta sub-bacia está contida entre os paralelos (8375000 e 8300000S) e entre os meridianos (300000 e 380000W) em coordenadas UTM e está contida na zona 24. Ela é composta pelos municípios de Vitória da Conquista, Itambé, Barra do Choça, Planalto, Caatiba, Nova Canaã e Itapetinga. Na **Figura 1** estão apresentados os limites da Bacia Hidrográfica do rio Catolé Grande.



**Figura 1.** Representação gráfica da bacia hidrográfica do rio Catolé Grande (delimitação em vermelho), destacando o rio Catolé Grande - BA (linha azul).

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 Nordeste-Sudeste, com seção de controle a jusante à cidade de Itapetinga.

Conforme LIMA (2012) os solos dessa região são marcados pela ocorrência de Chernossolo Argilúvico, Luvisolo Crômico e Argissolo Vermelho Amarelo Distrófico, recobertos originalmente por Floresta Estacional Semidecidual e pequenas manchas de Floresta Ombrófila Densa. A pressão das atividades agropecuárias nessa região foi capaz de reduzir a cobertura vegetal a pequenas manchas de remanescentes florestais. São solos com média a elevada fertilidade natural, com médio e alto teor de matéria orgânica. Possuem baixa a média profundidade e estão sobrepostos a rochas do embasamento cristalino, marcadamente saprolitos de granito, gnaiss e migmatito. O relevo é suavemente ondulado a ondulado na maior parte da bacia; no entanto, na parte cabeceira da bacia é muito montanhoso (GOMES e DETONE, 1998).

O uso agrícola das terras nessa região de Itapetinga está quase que estritamente restrito às pastagens, com criação de gado de leite e de corte, usando o regime extensivo e semi-intensivo. O auge destas atividades ocorreu nas décadas de 1960 a 1980, seguido por uma queda acentuada na produção, tanto por problemas de mercado, como da ocorrência da febre aftosa e da própria queda da produtividade regional. Atualmente, há também a busca de alternativas de fortalecimento da economia regional e ampliação dos níveis de emprego e renda, a exemplo do polo calçadista que hoje vivencia uma série de crises, já que é uma atividade fortemente dependente de incentivos fiscais por parte do Governo do Estado (LIMA, 2012).

LIMA (2012) constatou que as pastagens representam o principal tipo de uso do solo na bacia do Rio Catolé Grande, seja através das vastas extensões territoriais de pastos melhorados que abrange o baixo e o alto curso da bacia (ocupando quase 25% de toda a área), seja na forma de mosaico com florestas degradadas, ocupando quase 40% da área (**Tabela 1**).

**Tabela 1.** Tipos de uso do solo e cobertura do terreno na Bacia do Rio Catolé Grande

<b>Tipos de uso do solo e cobertura do terreno</b>	<b>Área (Km<sup>2</sup>)</b>	<b>Área (%)</b>
Capoeira	786,8	25,37
<b>Pastagens</b>	754,0	<b>24,31</b>
<b>Mosaico de Pastagem com Floresta</b>	603,4	<b>19,45</b>
<b>Mosaico de Florestas com Pastagem</b>	574,7	<b>18,53</b>
Remanescentes Florestais	195,6	6,31
Áreas agrícolas	152,9	4,93
Eucalipto	17,9	0,58
Áreas urbanas	13,5	0,44
Espelho d'água	2,6	0,08
Total	3.101,4	100,00

Fonte: Adaptado de Lima (2012).

## **4.2. Amostragem e análise das águas do Rio Catolé Grande**

As coletas das amostras foram realizadas em uma seção transversal do rio localizada à montante da captação de água do Serviço Autônomo de Água e Esgoto - SAAE, onde não há contaminação por fontes pontuais de poluição hídrica. As coletas das amostras foram realizadas manualmente de duas formas: na profundidade de 15 a 30 cm em relação a superfície no centro da seção segundo a (CETESB, 1988) e amostragem segundo a norma NBR 9897 (ABNT, 1987), a qual preconiza que as amostragens devam ser realizadas de acordo com a largura e profundidade da seção delimitada para a pesquisa no rio, sempre no período da manhã.

### **4.2.1. Pontos de coleta de água**

A seção de coleta foi geoposicionada, utilizando-se GPS de navegação. A coleta das amostras foi realizada mensalmente de maio a outubro de 2013, perfazendo um total de seis coletas. A amostragem foi realizada, segundo duas metodologias distintas (CETESB, 1988 e NBR 9897/87), na seção do rio Catolé Grande delimitada para o estudo.

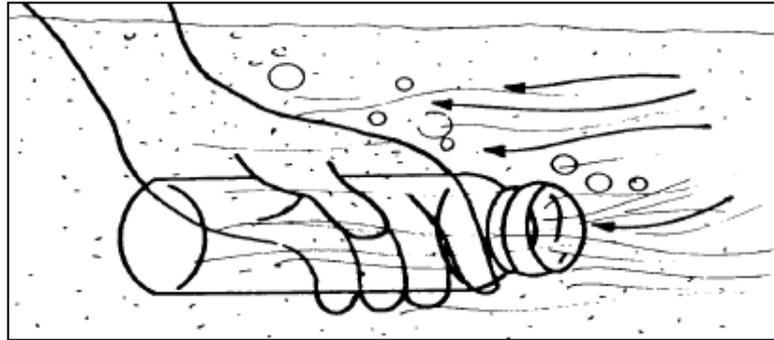
Na **Figura 2**, pode-se observar a área onde foi delimitada a seção transversal no rio Catolé Grande para a realização do estudo.



**Figura 2.** Seção transversal do rio Catolé Grande para a realização do estudo.

#### **4.2.2. Procedimentos de coleta de água e armazenamento das amostras**

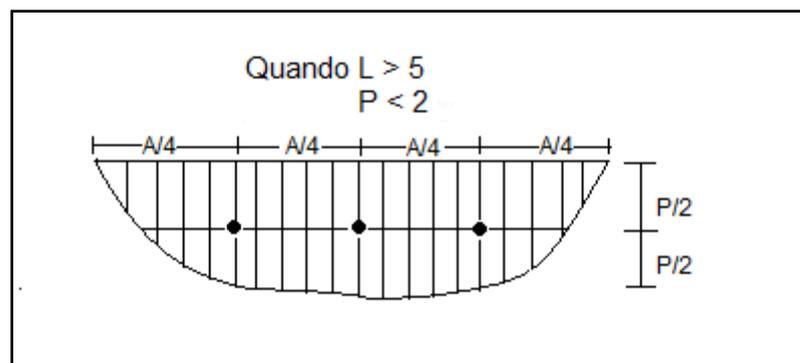
Para a coleta realizada de 15 a 30 cm de profundidade em relação a superfície (CETESB, 1988), no centro da seção transversal em estudo, foram aplicados os procedimentos de coleta recomendados pela NBR 9898 (ABNT, 1987), onde ressalta-se que com uma das mãos deve-se segurar o frasco pela base, mergulhando-o rapidamente com a boca para baixo, a cerca de 15 a 30 cm abaixo da superfície da água, para evitar a introdução de contaminantes superficiais, em seguida direcionou-se o frasco de modo que a boca ficasse em sentido contrário à corrente, conforme apresentado na **Figura 3**.



**Figura 3.** Esquema de como deve ser realizada a amostragem manual em águas superficiais, segundo a NBR 9898 (ABNT, 1987).

Fonte: NBR 9898 (ABNT, 1987).

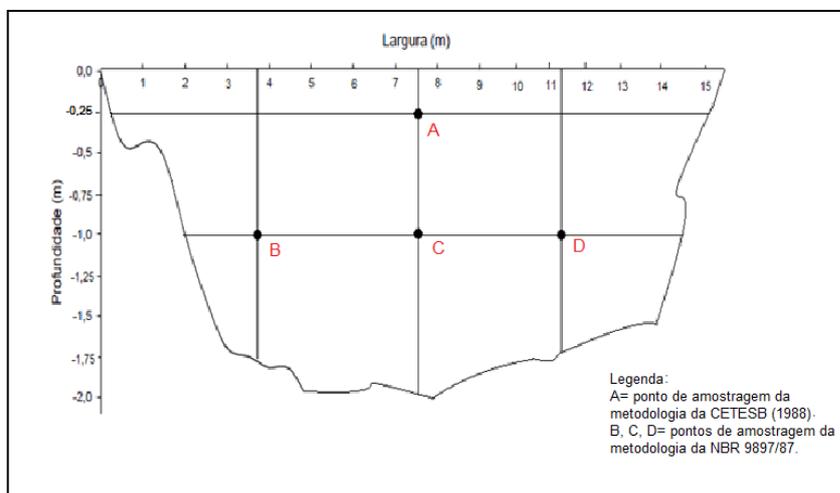
Para a coleta realizada segundo a NBR 9897 (ABNT, 1987), seguiram-se os procedimentos desta norma, a qual preconiza que as amostragens devem ser integradas ou a diversas profundidades em vários setores verticais ao longo da seção, dependendo da largura e profundidade do corpo receptor. No caso do presente estudo, sendo a largura do rio na seção avaliada maior que 5 m e a profundidade menor que 2 m a amostragem foi realizada conforme esquema apresentado na **Figura 4**.



**Figura 4.** Esquema de como deve ser realizada uma amostragem em uma seção transversal com largura (L) maior que 5 m e profundidade (P) menor que 2 m, segundo a NBR 9897/87.

Fonte: Adaptado da NBR 9897 (ABNT, 1987).

Dessa forma, as amostras foram coletadas simultaneamente segundo as duas metodologias de amostragem descritas acima, nos pontos delimitados em cada subseção feita no perfil (**Figuras 5 e 6**).



**Figura 5.** Esquema da seção transversal do rio Catolé Grande dividido em subseções e os respectivos pontos de coleta.



**Figura 6.** Coleta das amostras de água na seção transversal do rio Catolé Grande, segundo as metodologias de coleta da CETESB (1988) e NBR 9897/87.

Vale salientar que para a realização das análises das variáveis limnológicas em laboratório foi utilizada uma amostra integrada da coleta realizada segundo a NBR 9897/87 e uma amostra simples da coleta realizada segundo a CETESB (1988). Para a análise de cada variável limnológica foram realizadas três replicas de cada amostra.

Após a coleta, as amostras de água foram acondicionadas em caixas de isopor e transportadas ao Laboratório de Dispersão de Poluentes da Universidade Estadual do Sudoeste da Bahia – Campus Itapetinga.

Durante todo o período no qual foram coletados os dados experimentais, foram observadas cautelosamente as recomendações de coleta, preservação e transporte das amostras ao laboratório, contidas nas normas NBR's, assim como os procedimentos analíticos de determinação das variáveis limnológicas.

#### **4.2.3. Determinação das variáveis limnológicas da água**

Em cada amostra de água coletada, foi quantificado o potencial hidrogeniônico, a turbidez, a condutividade elétrica, o oxigênio dissolvido, os sólidos totais, os sólidos fixos totais, os sólidos voláteis totais e os coliformes totais, segundo metodologias descritas em MATOS (2004), baseadas em APHA (2005).

##### **4.2.3.1. Variáveis físicas**

A turbidez foi determinada em laboratório, pelo método nefelométrico, utilizando-se um turbidímetro, Marca Digimed, modelo DM-TU – 0 a 1000 UNT.

##### **4.2.3.2. Variáveis químicas**

O pH da água foi obtido pelo método eletrométrico, com peagâmetro marca Digimed, modelo DM - 22. A condutividade elétrica foi obtida por meio de condutivímetro marca Digimed, modelo DM - 32. As concentrações de oxigênio dissolvido foram obtidas utilizando-se o método Winkler modificado pela azida sódica. Os sólidos totais, fixos e voláteis, foram obtidos pelo método gravimétrico.

#### **4.2.3.3. Variáveis Biológicas**

Os Coliformes totais foram qualificados e quantificados através da utilização de um substrato enzimático do sistema cromogênico Colilert® Quanti-Tray 2000 da IDEXX.

### **4.3. Determinação da velocidade média, área da seção transversal e vazão do Rio Catolé Grande**

#### **4.3.1. Velocidade média**

Utilizou-se o método convencional do molinete hidrométrico, para a determinação da velocidade média do curso de água na seção transversal do rio Catolé Grande em estudo. O molinete hidrométrico é um aparelho que serve para medir a velocidade de um escoamento. Ele possui uma hélice acoplada a um eixo que gira no sentido contrário ao fluxo, mandando sinais elétricos a um contador de rotações. A velocidade média do fluxo é calculada com uma equação própria do aparelho fornecida pelo fabricante.

Para que fossem consideradas as variações da geometria do leito e a distribuição de velocidades da massa líquida, a seção transversal foi subdividida em subseções com 2 m de largura, conforme o recomendado para as seções de rios com essa dimensão (**Tabela 2**). No meio de cada subseção admitiu-se uma linha imaginária perpendicular a superfície livre da água, denominada vertical. As verticais servem de referência para medição da velocidade em diferentes profundidades, a depender da profundidade do rio no local estabelecido para uma dada vertical (**Tabela 3**), conforme metodologia descrita em CETESB e ANA (2011) e PRUSKI *et al.* (2006), respectivamente.

**TABELA 2.** Largura do curso de água e intervalo entre as distâncias verticais recomendáveis para o posicionamento do molinete (CETESB e ANA, 2011)

Largura do rio (m)	Distância entre as verticais (m)
$\leq 3$	0,30
3 - 6	0,50
6 - 15	1,00
<b>15 - 30</b>	<b>2,00</b>
30 - 50	3,00
50 - 80	4,00
80 - 150	6,00
150 - 250	8,00
$\geq 250$	12,00

**TABELA 3.** Profundidade recomendada para o posicionamento da vertical do molinete de acordo com a profundidade do curso d'água (H) e equações para cálculo da média das velocidades (VM) por intervalo (PRUSKI *et al.*, 2006)

Profundidade do rio (m)	Profundidade da medição (m)	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	$(VM_{0,2H} + 2VM_{0,6H} + VM_{0,8H})/4$

Dessa forma, com o auxílio do molinete hidrométrico digital marca Global Water, modelo FP211 (**Figuras 7a, 7b e 7c**), determinou-se a velocidade média do fluxo em várias verticais com suas respectivas profundidades no decorrer da seção (**Figura 7d**). Para a medição, ganchos de ferro foram fixados nas margens direita e esquerda do rio, sendo estes ligados por uma corda.

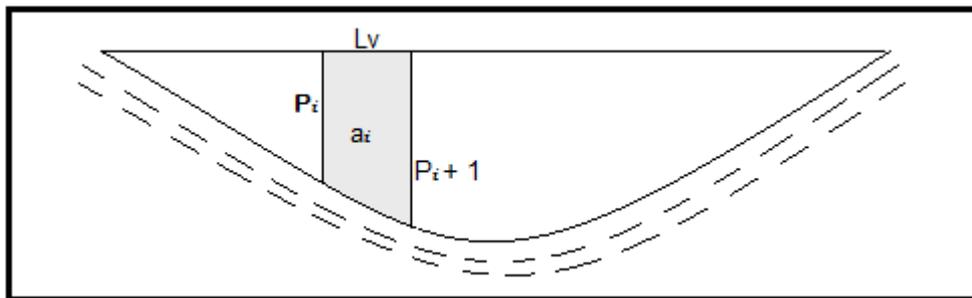


**Figura 7.** - Molinete hidrométrico (a), detalhe do display (b), hélice do equipamento (c) e medição da velocidade média do fluxo com a utilização do molinete.

### 4.3.2. Área da seção transversal

A área da seção transversal foi determinada por meio de levantamento batimétrico local, segundo metodologia descrita em PRUSKI *et al.* (2006).

Assim, os cálculos da área da seção transversal do rio foram realizados a partir do somatório das áreas das subseções (**Figura 8; Equação 1**). A soma de todas as áreas das subseções do rio equivale à área total da seção transversal.



**Figura 8.** Esquema para demonstração da divisão do perfil transversal do rio em subseções ( $a_i$ ), indicando a profundidade da vertical anterior ( $P_i$ ), vertical posterior ( $P_i + 1$ ) e largura do intervalo na superfície ( $L_v$ ).

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

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 as verticais, m.

### 4.3.3. Vazão

A vazão do curso de água foi obtida pelo produto da velocidade média do escoamento pela área da seção transversal.

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 2**.

$$Q = \sum_{i=1}^n (a_i * V_{mi}) \quad \text{Eq. 2}$$

Em que:

$Q$  = vazão média da seção estudada,  $m^3 s^{-1}$ ;

$a_i$  = área correspondente a subseção  $i$ ,  $m^2$ ;

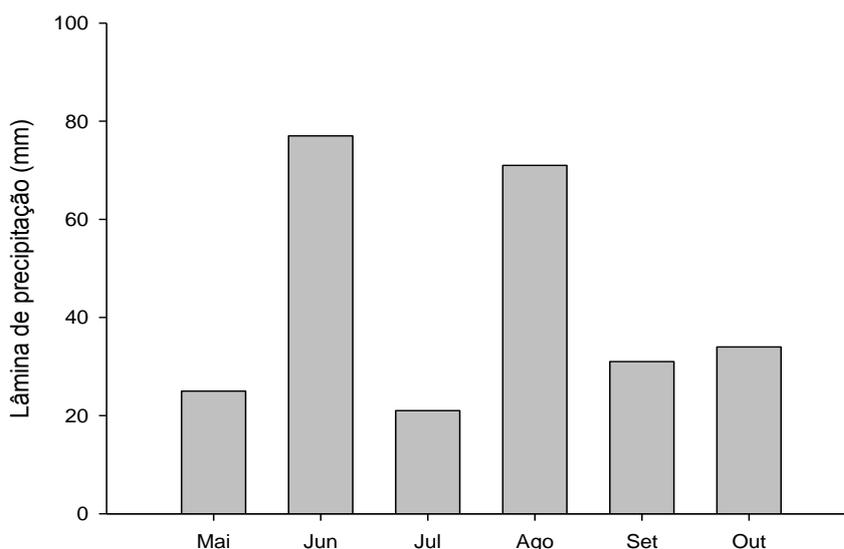
$V_{mi}$  = velocidade média da subseção  $i$ ,  $m s^{-1}$ ;

$n$  = número de subseções.

#### 4.4. Características hidrológicas da área em estudo

##### 4.4.1. Características da precipitação no período da pesquisa

Na **Figura 9** é apresentada a lâmina total mensal precipitada na cidade de Itapetinga - BA, correspondente ao período de estudo. Os dados foram obtidos a partir da Estação Meteorológica Automática (A446) do Instituto Nacional de Meteorologia (INMET), localizada no município de Itapetinga a cerca de  $\pm 3$  Km do local onde foram realizadas as coletas.

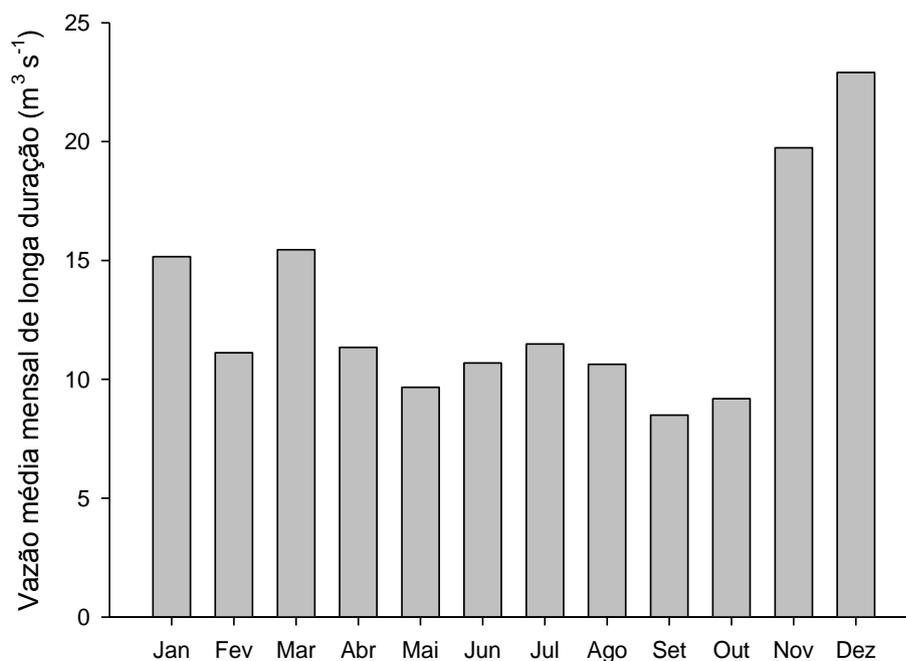


**Figura 9.** Lâmina total mensal precipitada na cidade de Itapetinga-BA, durante o período de estudo.

O total precipitado em um período de 6 meses, compreendido entre 1º de Maio e 31 de Outubro de 2013 foi de 259 mm. O mês com maior altura pluviométrica foi Junho, com 77 mm, e a menor altura foi registrada em Julho, com 21 mm.

#### 4.4.2. Características da vazão

Na **Figura 10** é apresentada a vazão média mensal de longa duração no rio Catolé Grande na cidade de Itapetinga - BA. Os dados foram obtidos a partir da Estação 53780000 disponibilizados pela Agência Nacional de Águas (ANA) por meio do Sistema de Informações Hidrológicas (Hidroweb) e tratados pelo aplicativo computacional denominado Sistema Computacional para Análises Hidrológicas (SisCAH 1.0).

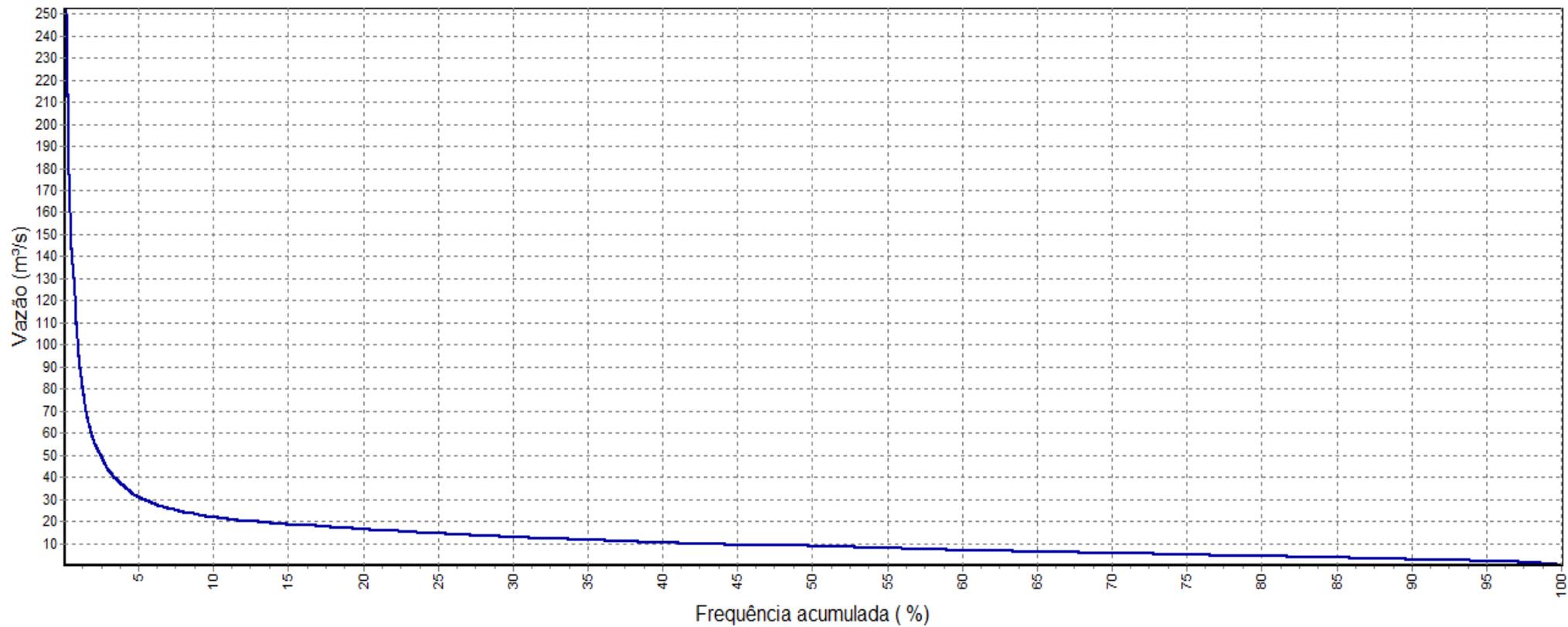


**Figura 10.** Vazão média mensal de longa duração no rio Catolé Grande na cidade de Itapetinga-BA.

Para estimar a vazão média mensal de longa duração foram utilizados dados do período de 1949 a 2005, descartando os meses onde foram encontradas falhas, sendo portanto, um total de 44 anos analisados.

Na **Figura 11** é apresentada a curva de permanência da vazão no rio Catolé Grande na cidade de Itapetinga - BA. Os dados foram obtidos e tratados tal como descrito para os dados de vazão média mensal de longa duração (**Figura 10**).

Curva de Permanência



**Figura 11.** Curva de permanência da vazão no rio Catolé Grande na cidade de Itapetinga-BA, correspondente a estação fluviométrica 53780000.

## 4.5. Análises estatísticas

### 4.5.1. Comparação das metodologias de amostragem

A comparação das metodologias de amostragem foi realizada utilizando o Coeficiente de Determinação ( $R^2$ ), Índice de Eficiência do Modelo (EF) e a função ajustada por meio de regressão. Os dados das variáveis limnológicas obtidos segundo as metodologias de amostragem da CETESB (1988) e NBR 9897/87 foram plotados no gráfico sendo então ajustada uma função linear, bem como o respectivo coeficiente de determinação. Pelo método utilizado, a identificação da condição de maior semelhança entre as metodologias de amostragem seria aquela em que os coeficientes angular e linear da função ajustada, fossem iguais a 1 e 0 respectivamente, e  $R^2$  igual a 1.

Com o objetivo de auxiliar na interpretação dos resultados também foi calculado para cada variável limnológica o EF (**Equação 3**). O EF consiste numa condição de quantificação do nível de adequação da variação dos dados da variável em análise em relação a variação correspondente a reta identidade (1:1).

O valor ótimo do EF é igual a 1, situação em que os valores observados das variáveis limnológicas obtidos por meio das duas metodologias de amostragem seriam iguais. Valores de EF negativos, sob o ponto de vista estatístico, indicam que o modelo ajustado não é mais representativo do que a própria média, ou seja, há diferença nos resultados de determinada variável obtida a partir das metodologias de amostragem consideradas.

O EF pode ser estimado a partir da **Equação 3**:

$$EF = \frac{\left( \sum_{i=1}^n (O_i - \bar{O})^2 - \sum_{i=1}^n (O_i - P_i)^2 \right)}{\left( \sum_{i=1}^n (O_i - \bar{O})^2 \right)} \quad \text{Eq. 3}$$

Em que:

$O_i$  = valores obtidos por meio da metodologia da CETESB (1988)

$P_i$  = valores obtidos por meio da metodologia da NBR 9897/87

$\bar{O}$  = média dos valores obtidos por meio da metodologia da CETESB (1988)

#### **4.5.2. Avaliação das variáveis limnológicas em função da vazão**

A partir dos valores das concentrações de cada variável limnológica 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.

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

## 5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

### 5.1. Variação da vazão do Rio Catolé Grande

Os resultados da variação da vazão do perfil transversal no rio Catolé Grande podem ser observados na **Tabela 4**, onde estão apresentados os valores das variáveis: área da seção transversal, profundidade média do curso d'água, velocidade média da água e vazão, referente às seis coletas avaliadas no presente estudo.

**Tabela 4.** Valores de área da seção transversal, profundidade média do curso d'água, velocidade média da água e vazão do perfil transversal do rio Catolé Grande para as seis coletas realizadas

<b>Campanhas de Coleta</b>	<b>Área (m<sup>2</sup>)</b>	<b>Profundidade média (m)</b>	<b>Velocidade média (m s<sup>-1</sup>)</b>	<b>Vazão (m<sup>3</sup> s<sup>-1</sup>)</b>
1º coleta (13/05/2013)	8,99	0,58	0,54	4,91
2º coleta (10/06/2013)	13,6	0,87	0,67	8,88
3º coleta (08/07/2013)	17,1	1,03	0,62	11,25
4º coleta (12/08/2013)	10,4	0,68	0,57	5,83
5º coleta (09/09/2013)	14,1	0,89	0,68	9,92
6º coleta (07/10/2013)	8,76	0,57	0,49	4,33

No local onde foram realizadas as coletas das amostras de água do rio Catolé Grande, a largura média da seção transversal em estudo variou entre 14,2 e 15 m e a profundidade média entre 0,57 m na 6º coleta e 1,03 m na 3º coleta.

De acordo com os dados apresentados na Tabela 4, a maior vazão ocorreu na 3º coleta (08/07/2013), correspondente a estação inverno, 11,25 m<sup>3</sup> s<sup>-1</sup>, enquanto a menor vazão ocorreu na 6º coleta (07/10/2013), correspondente a estação primavera, 4,33 m<sup>3</sup> s<sup>-1</sup>.

Os fatores ligados a hidráulica dos ambientes lóticos como velocidade e vazão variam longitudinalmente e podem ser considerados alguns dos parâmetros mais importantes no estudo de variáveis limnológicas.

## 5.2. Caracterização limnológica do curso d'água

Na **Tabela 5** estão apresentados os valores médios das variáveis limnológicas: turbidez, potencial hidrogeniônico, condutividade elétrica, oxigênio dissolvido, sólidos totais, sólidos fixos totais, sólidos voláteis totais e coliformes totais analisadas nas seis coletas realizadas neste estudo.

De acordo com os valores apresentados na **Tabela 5**, é possível inferir que no trecho onde foram realizadas as coletas, o rio Catolé Grande se apresenta na condição de qualidade água doce classe 2, em relação as variáveis analisadas, segundo a Resolução nº 357 do CONAMA (BRASIL, 2005), ou seja, a turbidez não excedeu o valor médio 59,9 NTU, o pH em todas as amostras variou entre 6,98 e 8,52 e o OD não apresentou valores abaixo de 5,0 mg/L, independente da metodologia de coleta. Quanto a CE, esta variável não apresentou valores que caracterizam um ambiente aquático com tendência salina (acima de 400  $\mu\text{S cm}^{-1}$ ), onde a maior média encontrada foi de 177,6  $\mu\text{S cm}^{-1}$ , favorecendo desta forma a vida aquática. Em relação aos ST, SFT e SVT, os valores encontrados mostram que a contribuição dos sólidos neste ambiente aquático, provavelmente, é de origem natural, provenientes do arraste de partículas que desagregam do solo e chegam por meio do escoamento superficial. Em relação aos Coliformes Totais, estes apresentaram valores muito elevados, entre 7.106,67 e 160.233,00 NMP/100 mL, fato este que pode estar associado ao arraste de excrementos de animais no entorno do rio. Segundo VON SPERLING (2005) os coliformes totais são bactérias típicas do intestino humano e de outros animais homeotermos, tendo sua maior incidência em fezes de seres humanos e/ou em águas e solos não contaminados.

**Tabela 5.** Valores médios de turbidez (TUR), potencial hidrogeniônico (pH), condutividade elétrica (CE), oxigênio dissolvido (OD), sólidos totais (ST), sólidos fixos totais (SFT), sólidos voláteis totais (SVT) e coliformes totais (CT) da seção transversal do rio Catolé Grande, em diferentes épocas, obtidos a partir das metodologias de coleta adotadas

Campanhas de coleta	Metodologia de coleta	TUR (NTU)	pH	CE ( $\mu\text{S cm}^{-1}$ )	OD ( $\text{mg L}^{-1}$ )	ST ( $\text{mg L}^{-1}$ )	SFT ( $\text{mg L}^{-1}$ )	SVT ( $\text{mg L}^{-1}$ )	CT (NMP/100 mL)
1° (13/05/2013)	CETESB (1988)*	21,3	8,07	154,8	6,26	183,6	159,0	24,6	22.340,00
	NBR 9897/87**	9,63	8,03	155,5	5,73	136,3	105,3	31,0	7.106,67
2° (10/06/2013)	CETESB (1988)*	37,3	7,44	177,6	6,27	240,0	219,6	20,3	62.347,00
	NBR 9897/87**	42,5	7,42	175,1	6,60	164,3	149,3	15,0	57.120,00
3° (08/07/2013)	CETESB (1988)*	59,9	7,95	143,49	6,63	1.320	1.291	29	160.233,00
	NBR 9897/87**	50,1	7,80	149,41	6,66	315	282	33	148.100,00
4° (12/08/2013)	CETESB (1988)*	8,21	8,49	110,87	6,96	128	112	16	124.567,00
	NBR 9897/87**	9,48	6,98	112,94	7,38	145,6	136,6	9	125.033,00
5° (09/09/2013)	CETESB (1988)*	30,53	7,95	118,96	6,81	264	229	35	134.933,00
	NBR 9897/87**	17,12	7,91	113,61	6,81	308,6	289	19,6	134.733,00
6° (07/10/2013)	CETESB (1988)*	10,43	8,52	110,23	5,97	71	36	35	60.013,00
	NBR 9897/87**	8,44	7,87	110,33	5,73	70,6	31	39,6	92.120,00

\* média dos valores da amostra simples (15 a 30 cm de profundidade em relação a superfície no centro da seção transversal )

\*\* média dos valores da amostra integrada do perfil (margem direita, centro da seção transversal e margem esquerda).

SANTOS *et al.* (2013), avaliando a qualidade da água deste mesmo rio em outra seção transversal entre 2010 e 2011, constatou que as variáveis pH, turbidez e oxigênio dissolvido apresentaram valores dentro do limite estabelecido pela Resolução CONAMA nº 357/2005 para águas doce classe 2 e observaram que os valores de condutividade elétrica foram superiores a  $100 \mu\text{S cm}^{-1}$  em todas as épocas avaliadas, corroborando com os resultados encontrados no presente trabalho.

BARRETO (2013), analisando a qualidade da água também do rio Catolé Grande em uma seção transversal em diferentes épocas em 2011, evidenciou que as variáveis turbidez e pH apresentaram valores em que a condição de qualidade do rio fosse água doce classe 2 segundo os limites estabelecidos pela Resolução CONAMA nº 357/2005, com exceção para um valor de pH que foi de 5,98.

Assim, é possível observar semelhanças entre estas pesquisas e o presente estudo realizados em seções transversais distintas no rio Catolé Grande, uma vez que os mesmos foram executados em seções a montante da cidade, onde acredita-se que não há contribuição de contaminação por esgotos domésticos e efluentes industriais.

Comparando os resultados de GENEROSO *et al.* (2010) com os encontrados no presente trabalho, o qual desenvolveu um estudo sobre variáveis de qualidade da água neste mesmo rio, é possível observar que os resultados diferem para as concentrações da variável pH, a qual apresentou valores inferiores aos valores estabelecidos pela Resolução CONAMA nº 357/2005, para águas doce classe 2.

ALVES *et al.* (2010) avaliando a qualidade de águas urbanas e rurais no município de Formiga - MG, sendo as amostras coletadas em distintos pontos centrais ao longo do Rio a uma profundidade média de 30 cm, constataram que os valores das variáveis pH, turbidez e oxigênio dissolvido encontram-se dentro do limite estabelecido para águas de classe 2 segundo a Resolução CONAMA nº 357/2005. Apesar destes autores terem realizado coletas ao longo do rio e esta pesquisa em uma seção transversal do rio Catolé Grande, a condição de qualidade dos rios apresentaram semelhanças, pois os dois encontram-se na condição de qualidade água doce classe 2, para as variáveis citadas, de acordo com a legislação.

BARROS *et al.* (2011), com o objetivo de comparar a distribuição quantitativa de algumas variáveis de qualidade da água em uma seção transversal do rio Turvo Sujo - MG,

encontrou um valor médio de condutividade elétrica de  $79,9 \mu\text{S cm}^{-1}$ . Comparando os resultados encontrados pelos autores com os do presente trabalho, é possível inferir semelhanças, pois, os dois rios não apresentam tendência a condição salina, constatando que provavelmente, a presença de íons dissolvidos em ambos sejam atribuídos ao aporte de nutrientes do solo das bacias.

GOMES *et al.* (2011), analisando indicadores físico-químicos em uma seção transversal do rio Catolé Grande em 2011, encontraram os menores valores de condutividade elétrica ( $75 \mu\text{S cm}^{-1}$ ) no mês de Outubro, assim como no presente trabalho.

Em estudo realizado por SCHNEIDER *et al.* (2011) com o objetivo de avaliar o comportamento de algumas variáveis de qualidade da água sob a visão de diferentes usos e ocupação do solo no rio Pirapó - PR, os autores encontraram valores de coliformes totais entre 4.600 e 20.000 NMP/100mL. Assim como no presente trabalho, os autores acreditam que podem ser originários de contaminação por fezes de animais. HADLICH *et al.* (2007), estudando a dinâmica físico-química das águas superficiais do rio Coruja - Bonito - SC, constataram valores de coliformes totais acima de 240.000,00 NMP/100 mL, em 34 coletas das 36 analisadas. Os autores concluem que os altos valores estejam associados aos dejetos da atividade suinícola desenvolvida no entorno, bem como com a presença de despejos de esgotos domésticos.

A resolução CONAMA nº 357 (BRASIL, 2005) não estipula valores limites para as variáveis ST, SFT e SVT, não sendo possível comparar os valores com a legislação. No entanto, comparando os valores encontrados no presente trabalho com os de BREGUNCE *et al.* (2011), o qual avaliou a qualidade da água do Ribeirão dos Muller - PR, verifica-se semelhança nos resultados, em que as concentrações de SFT predominam em relação aos SVT. Os autores concluem que esta é uma condição natural das águas dos rios que não recebem contribuição de despejos de esgotos domésticos *in natura*.

### **5.3. Comparação das metodologias de amostragem para as variáveis limnológicas analisadas no curso d'água**

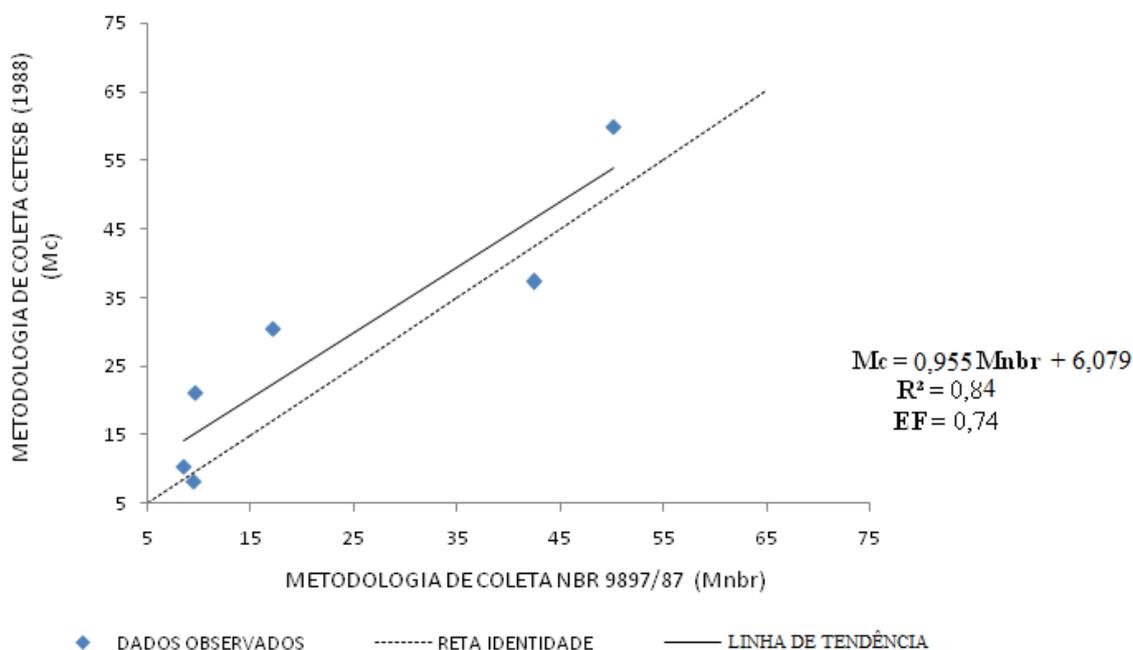
A seguir estão apresentados os gráficos com os comportamentos das variáveis em função das metodologias de amostragem adotadas nesta pesquisa.

### 5.3.1. Variáveis físicas

#### 5.3.1.1. Turbidez

Na **Figura 12** é apresentada a comparação dos valores de turbidez (TUR) observados em uma seção transversal do rio Catolé Grande em diferentes níveis de vazão, obtidos segundo duas metodologias de amostragem: CESTESB (1988) (Mc) e NBR 9897/87 (Mnbr).

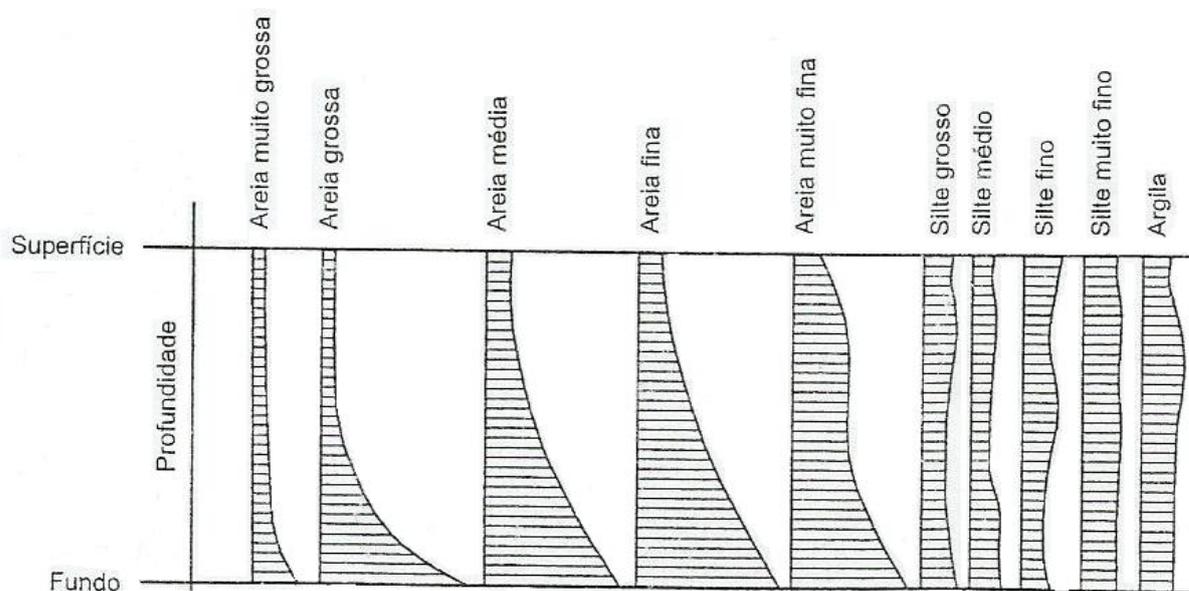
Também se encontram representados nesta figura a linha de tendência ajustada a partir dos dados de turbidez obtidos, considerando a metodologia Mc em função da Mnbr, os índices  $R^2$ , EF e a reta identidade. A reta identidade representa um alinhamento em que os valores obtidos pelas duas metodologias de amostragem seriam iguais.



**Figura 12.** Valores de turbidez (TUR) obtidos a partir da metodologia de coleta da CETESB (1988) versus os obtidos segundo a metodologia de coleta da NBR 9897/87, em diferentes vazões em uma seção transversal no rio Catolé Grande.

De acordo com a **Figura 12** não foram observadas grandes diferenças entre metodologias de amostragem para esta variável, onde o coeficiente de determinação ( $R^2$ ) e o índice de eficiência das metodologias (EF) apresentaram valores altos, 0,84 e 0,74 respectivamente. Embora na maioria das campanhas de coleta, a amostragem realizada segundo a CETESB (1988) ter indicado valores maiores de turbidez em relação a amostragem realizada segundo a NBR 9897/87, observa-se na função que o coeficiente angular está bem próximo a 1 e o coeficiente linear, apesar de não ter sido zero, apresenta um valor baixo quando observa-se a escala de valores desta variável, indicando condição próxima ao ideal para a semelhança entre as metodologias de amostragem.

As metodologias de amostragem provavelmente apresentaram uma condição de semelhança porque para a variável turbidez o que é decisivo para os resultados é a presença de partículas finas em suspensão, como silte e argila, as quais têm uma distribuição homogênea nas verticais de um curso d'água, conforme apresentado na **Figura 13** (CARVALHO, 1994).



**Figura 13.** Distribuições verticais de sedimentos que podem ser encontradas num curso d'água.

Fonte: adaptado de CARVALHO (1994)

De acordo com CARVALHO (1994) *apud* SUBCOMMITTEE on SEDIMENTATION (1963), as partículas em suspensão estão sujeitas à ação da velocidade

da corrente na direção horizontal, predominantemente, e do seu peso. Conseqüentemente, a concentração do sedimento apresenta um mínimo na superfície e um máximo perto do leito, para uma granulometria variada. As partículas mais grossas do sedimento em suspensão, que são geralmente as areias, apresentam uma variação crescente da superfície para o leito. As partículas finas, como silte e argila, têm uma distribuição, aproximadamente uniforme na vertical. Neste sentido, as metodologias de amostragem adotadas neste trabalho não apresentaram grandes diferenças para a variável turbidez, apesar da Mc ser realizada a 30 cm de profundidade em relação a superfície e a Mnbr ser realizada em três pontos na metade da profundidade no decorrer da seção.

Em estudo realizado por GENEROSO *et al.* (2010) neste mesmo rio, com o objetivo de analisarem variáveis de qualidade de água em diferentes épocas e pontos distintos de uma seção transversal, os autores observaram que houve diferença nos valores da turbidez em relação aos diferentes pontos de amostragem, divergindo dos resultados encontrados no presente trabalho. No entanto, os autores adotaram uma amostragem por integração vertical com o auxílio de um amostrador de sedimentos, sendo essa uma metodologia de amostragem diferente das adotadas neste trabalho.

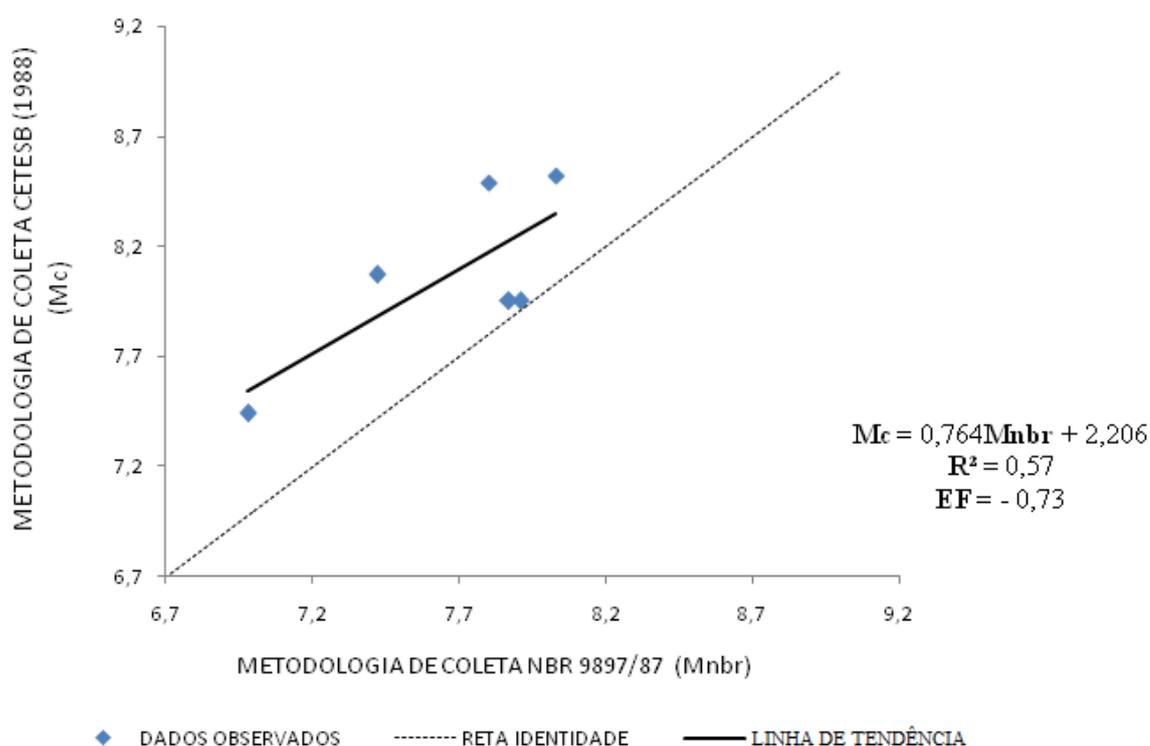
BACCARO (1999) registra em seu estudo que a intensidade das chuvas foram determinantes no volume do escoamento pluvial e na quantidade de material em suspensão. A mesma situação foi observada por CARVALHO (2010) em que os valores mais elevados de turbidez no reservatório de Pedra - BA, do qual o rio de Contas é afluente, coincidiram com a elevação do nível hidrológico e um maior carreamento de partículas em suspensão. Para os estudos de BACCARO e CARVALHO, em condições distintas de níveis de vazão e com maior aporte de sólidos em suspensão (apesar de não ter sido citado qual metodologia de amostragem foi utilizada), é provável que não houve grandes diferenças nos valores desta variável independente do local onde foi realizada a amostragem na vertical do curso d'água, pois a tendência da dispersão das partículas finas que provocam a turbidez no perfil, segundo a **Figura 13**, é que seja uniforme.

Nesse contexto, é indiferente utilizar uma das metodologias de amostragem para a variável turbidez, pois a Mc é tão representativa quanto a Mnbr.

### 5.3.2. Variáveis químicas

#### 5.3.2.1. Potencial hidrogeniônico

Na **Figura 14** é apresentada a comparação dos valores de potencial hidrogeniônico (pH) observados em uma seção transversal do rio Catolé Grande em diferentes níveis de vazão, obtidos segundo duas metodologias de amostragem: CESTESB (1988) (Mc) e NBR 9897/87 (Mnbr). Também se encontra representado nesta figura a linha de tendência, os índices  $R^2$  e EF e a reta identidade.



**Figura 14.** Valores de potencial hidrogeniônico (pH) obtidos a partir da metodologia de coleta da CETESB (1988) versus os obtidos segundo a metodologia de coleta da NBR 9897/87, em diferentes vazões em uma seção transversal no rio Catolé Grande.

De acordo com a **Figura 14** não foram observadas grandes semelhanças nas metodologias de amostragem para esta variável, onde o  $R^2$  e o EF apresentaram valores baixos, 0,57 e - 0,73, respectivamente. Além disso, é possível observar que a função

apresenta um coeficiente angular que não é próximo a 1 e um coeficiente linear alto em relação a escala de valores desta variável, indicando que não há condição de semelhança entre as metodologias de amostragem adotadas.

O pH constitui uma das variáveis limnológicas mais difíceis de serem interpretadas, por sofrer influência de inúmeros fatores, tais como: sólidos e gases dissolvidos, dureza e alcalinidade, temperatura e precipitação pluviométrica, entre outros. Devido essa interação entre outros fatores, verifica-se que os valores na concentração desta variável são facilmente influenciados também pela metodologia de amostragem. Assim, foi constatado que a amostragem realizada segundo a CETESB (1988) tende a aumentar os valores de pH em relação a amostragem realizada segundo a NBR 9897/87.

Esta condição de não ter havido semelhança entre as metodologias de amostragem e a Mc tendenciar ao aumento dos valores desta variável em relação a Mnbr pode estar associado a distribuição de cátions de reação básica, como o sódio, o potássio, o cálcio e o magnésio no perfil, os quais podem ter sua concentração maior quando próximo a superfície e dessa forma contribuir para o aumento do pH.

Em estudo conduzido por ROCHA *et al.* (2010) em outra seção transversal deste mesmo rio, foi realizado dois tipos de amostragens: 0-20 cm de profundidade e amostragem por integração vertical, ambas na calha central do rio, para determinação de variáveis de qualidade de água. Os autores verificaram que não houve grande variação para os valores de pH em relação ao tipo de amostragem no ponto da seção avaliada, diferindo dos resultados encontrados no presente trabalho. Comparando os resultados obtidos por estes autores com os do presente trabalho, nota-se que uma amostragem realizada na calha central do rio não apresenta grandes variações para esta variável. No entanto, quando utilizados mais pontos de amostragens no decorrer de uma seção transversal, como é o caso da Mnbr, há grandes diferenças.

GENEROSO *et al.* (2010) analisaram variáveis de qualidade de água neste mesmo rio, em diferentes épocas e pontos de uma seção transversal. Os autores observaram que o pH apresentou diferentes valores em relação aos distintos pontos de coleta e em relação às épocas avaliadas, corroborando com os resultados encontrados no presente trabalho.

BARROS *et al.* (2012) com o objetivo de comparar a distribuição quantitativa de algumas variáveis de qualidade de água e verificar qual o local mais apropriado para coleta

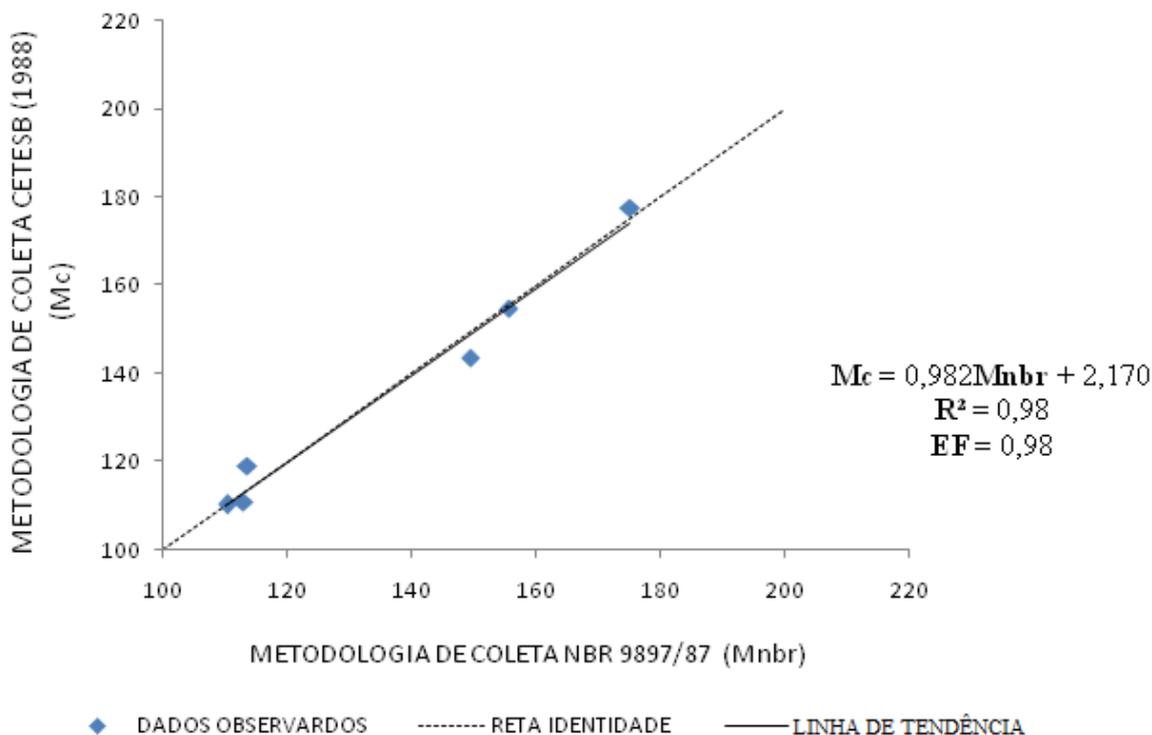
de água em uma seção transversal do Rio Turvo Sujo, Minas Gerais, observaram que houve diferença significativa entre as variáveis analisadas e os pontos de amostragem, assim como constatado no presente trabalho. Os autores recomendam para a variável pH a amostragem composta por três pontos (superfície, meio e fundo) na coluna central do curso d'água.

Diante o exposto, como não houve uma condição de semelhança entre as metodologias de amostragem para esta variável, nas condições onde foram realizadas a pesquisa no rio Catolé Grande, é provável que a Mnbr seja mais representativa para ser utilizada. Uma vez que, esta metodologia realiza a amostragem em três pontos distintos na seção transversal, representando de forma mais detalhada as interações que ocorrem de forma espacial nessa seção do ambiente aquático em estudo.

#### **5.3.2.2. Condutividade elétrica**

Na **Figura 15** é apresentada a comparação dos valores de condutividade elétrica (CE) observados em uma seção transversal do rio Catolé Grande em diferentes níveis de vazão, obtidos segundo duas metodologias de amostragem: CESTESB (1988) (Mc) e NBR 9897/87 (Mnbr). Também se encontra representado nesta figura a linha de tendência, os índices  $R^2$  e EF e a reta identidade.

De acordo com a **Figura 15** não foram observadas grandes diferenças entre as metodologias de amostragem para esta variável, onde o  $R^2$  e o EF apresentaram valores altos, 0,98 nos dois índices. Além disso, a função apresenta um coeficiente angular bem próximo a 1 e embora tenha apresentado um coeficiente linear diferente de zero, o valor encontrado de 2,170 é muito baixo para a escala de valores encontrados de CE, indicando portanto uma condição de semelhança próxima ao ideal entre as metodologias de amostragem.



**Figura 15.** Valores de condutividade elétrica (CE) obtidos a partir da metodologia de coleta da CETESB (1988) versus os obtidos segundo a metodologia de coleta da NBR 9897/87, em diferentes vazões em uma seção transversal no rio Catolé Grande.

A condição de semelhança entre as metodologias de amostragem ocorreu provavelmente devido a dispersão dos íons dissolvidos serem uniforme na seção transversal e no decorrer das verticais do curso d'água, não havendo um aumento ou diminuição nos valores da concentração desta variável por nenhuma das metodologias de amostragem adotadas.

Os sais presentes na água, segundo AYERS e WESTCOT (1991), originam-se da dissolução ou intemperização das rochas e solos, incluindo a dissolução lenta do calcário, do gesso e outros minerais. Além disso, alguns fatores como a geologia da bacia, o regime das chuvas também podem influenciar a composição iônica dos corpos de água.

Constatou-se que nem a velocidade média nem os maiores índices de vazão na seção estudada influenciaram para que houvesse grandes diferenças nos valores da

concentração dessa variável em relação às distintas metodologias de amostragem, evidenciando que espacialmente a composição iônica nessa seção é uniforme.

Em estudo realizado por OLIVEIRA *et al.* (2008) em riachos da microbacia do rio São Francisco Verdadeiro - PR com o objetivo de caracterizar espacial e temporalmente os riachos em função de fatores limnológicos, os autores verificaram que a condutividade elétrica não apresentou diferenças significativas espacialmente ao longo dos pontos de amostragem, o que também foi verificado no presente trabalho.

GONÇALVES (2011) avaliando alterações de parâmetros de qualidade da água em uma seção transversal do rio Iguaçu - PR constatou que para a variável condutividade elétrica o comportamento foi bastante homogêneo ao longo da seção transversal, resultados semelhantes aos encontrados neste trabalho.

ROCHA *et al.* (2010) estudando variáveis de qualidade de água influenciadas pelo tipo e época de amostragem em uma outra seção transversal do rio Catolé Grande, constataram que a CE apresentou grandes variações, tanto em relação ao tipo de amostragem quanto em relação à época avaliada. Sendo que, em relação ao tipo de amostragem, os maiores valores de CE foram obtidos quando utilizou-se a amostragem por integração vertical na calha central do rio. O autor conclui que isso pode ter sido ocasionado porque, como o amostrador de sedimentos realiza a coleta em todo o perfil vertical do local selecionado, espera-se que esta amostra contenha maior quantidade de partículas quando comparada à amostragem superficial da água, visto que essa abrange desde o fundo até a superfície do rio. Os resultados dos autores diferem dos resultados obtidos no presente trabalho.

Segundo ESTEVES (1998), a condutividade elétrica da água pode fornecer importantes informações tanto sobre o metabolismo do ecossistema aquático como sobre fenômenos importantes que ocorrem na sua bacia de drenagem. O aumento dos valores demonstra o aporte de materiais e deterioração da qualidade da água. Segundo SMITH *et al.* (1997), a condutividade é indicadora de poluição orgânica.

BARROS *et al.* (2012) com o objetivo de comparar a distribuição quantitativa de algumas variáveis de qualidade de água e verificar qual o local mais apropriado para coleta de água em uma seção transversal do Rio Turvo Sujo, Minas Gerais, observaram que houve diferença significativa entre as variáveis analisadas e os pontos de amostragem. Os

autores recomendam para a variável condutividade elétrica a amostragem realizada a 20 cm de profundidade em relação a superfície, com amostra composta por três pontos (esquerdo, central e direito). Os resultados encontrados pelos autores diferem dos resultados obtidos no presente trabalho, onde não houve grandes diferenças entre as metodologias de amostragem, fato atribuído, provavelmente, a dispersão dos íons dissolvidos na seção avaliada.

Neste contexto, é indiferente utilizar uma das metodologias de amostragem para a variável CE, pois a metodologia de amostragem segundo a CETESB (1988) é tão representativa quanto a da NBR 9897/87.

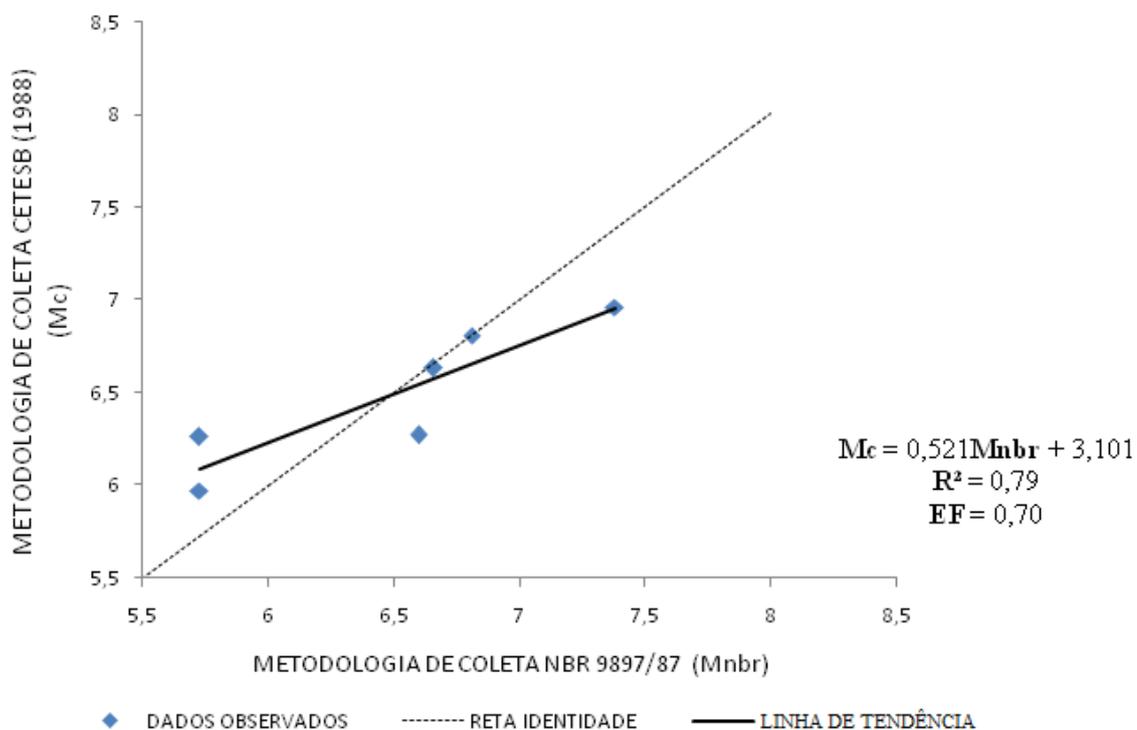
### 5.3.2.3. Oxigênio dissolvido

Na **Figura 16** é apresentada a comparação dos valores de oxigênio dissolvido (OD) observados em uma seção transversal do rio Catolé Grande em diferentes níveis de vazão, obtidos segundo duas metodologias de coleta: CETESB (1988) (Mc) e NBR 9897/87 (Mnbr). Também se encontra representado nesta figura a linha de tendência, os índices  $R^2$  e EF e a reta identidade.

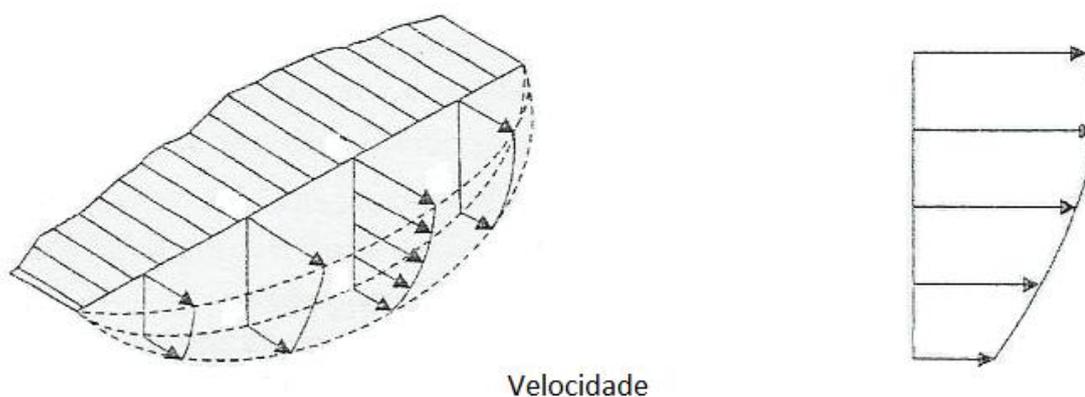
De acordo com a **Figura 16** nota-se que não houve grandes semelhanças entre as metodologias de amostragem para esta variável. Apesar do  $R^2$  e o EF, apresentarem valores moderados, 0,79 e 0,70 respectivamente, a função apresenta um coeficiente angular que não é próximo a 1 e um coeficiente linear muito alto para a escala de valores de OD obtidos, indicando que não há uma condição de semelhança entre as metodologias de amostragem.

Na amostragem realizada segundo a CETESB (1988) foi constatado que em duas das coletas houve o aumento nos valores de OD em relação a amostragem realizada segundo a NBR 9897/87. Esse fato era esperado, pois uma das principais fontes de oxigênio para um corpo hídrico é dada pela reaeração atmosférica, sendo que, segundo VON SPERLING (2005) a taxa de transferência de oxigênio da fase gasosa para a fase líquida dá-se, basicamente, por meio de dois mecanismos: difusão molecular e difusão turbulenta. Neste sentido, cursos de água rasos e mais velozes, tendem a possuir maior coeficiente de reaeração devido a criação de maiores turbulências nas superfícies, que por sua vez, receberá maior quantidade de oxigênio em relação as camadas mais profundas,

contribuindo dessa forma para maiores valores de OD, conforme apresentado na **Figura 17**.



**Figura 16.** Valores de oxigênio dissolvido (OD) obtidos a partir da metodologia de coleta da CETESB (1988) versus os obtidos segundo a metodologia de coleta da NBR 9897/87, em diferentes vazões em uma seção transversal no rio Catolé Grande.



**Figura 17.** Distribuição da velocidade da corrente nos cursos d'água.

Fonte: Adaptado de CARVALHO (1994)

Segundo BARROS *et al.* (2012) a taxa de reintrodução de oxigênio dissolvido em águas naturais por meio da superfície depende das características hidráulicas e é proporcional à velocidade, sendo que a taxa de reaeração superficial em uma cascata é maior do que a de um rio de velocidade normal, que por sua vez, apresenta taxa superior à de uma represa, onde a velocidade normalmente é bastante baixa. No presente trabalho a velocidade da água foi maior no centro da seção ( $0,6 \text{ m s}^{-1}$ ) em relação as margens ( $0,47 \text{ m s}^{-1}$ ), assim como, na superfície em relação a profundidade da coluna d'água. Assim, em acordo com o que é apresentado na **Figura 17**, era esperado que realmente houvesse diferença entre as metodologias de amostragem.

Esses mesmos autores supracitados com o objetivo de comparar a distribuição quantitativa de algumas variáveis de qualidade de água e verificar qual o local mais apropriado para coleta de água em uma seção transversal do Rio Turvo Sujo, Minas Gerais, observaram que houve diferença significativa entre as variáveis analisadas e os pontos de amostragem. Os autores recomendam para a variável oxigênio dissolvido a amostragem composta por três pontos (superfície, meio e fundo) na coluna central do curso d'água.

Com relação aos valores de OD que indicam no gráfico condição de semelhança, atribui-se esse fato, possivelmente, as campanhas de coleta terem sido realizadas num período onde houve maior índice de vazão. A profundidade média da seção onde foi realizado o estudo foi baixa, conseqüentemente houve uma mistura maior ao longo das camadas mais profundas, que por sua vez, aumentou o coeficiente de reaeração, fazendo com que não houvesse grandes diferenças nos valores de OD segundo as amostragens realizadas.

Em estudo realizado por ROCHA *et al.* (2010) neste mesmo rio, os autores verificaram que para a variável oxigênio dissolvido, os valores obtidos nas amostragens realizadas à profundidade de 0 - 20 cm foram sempre superiores aos valores referentes a amostragem realizada por integração vertical com o auxílio do amostrador de sedimentos. Os autores concluem que essa situação pode ter sido ocasionada, devido ao fato de, na parte mais próxima ao fundo do rio, haver grande quantidade de sedimentos, os quais geram uma demanda maior de oxigênio e, conseqüentemente, ocasiona diminuição dos valores de oxigênio dissolvido. Este fato pode estar associado aos resultados encontrados

no presente trabalho, onde houve o aumento nos valores desta variável na Mc em relação a Mnbr.

GASTALDINI *et al.* (2002), com o objetivo de determinar o oxigênio dissolvido no reservatório do Arroio Vacacaí-Mirim observaram que as maiores concentrações de oxigênio dissolvido foram praticamente obtidas na superfície. PACHECO *et al.* (2004), com o objetivo de caracterizar as variações diárias de OD no reservatório da Hidrelétrica Serra de Mesa, observaram menores concentrações de OD com o aumento da profundidade. GENEROSO *et al.* (2010) avaliando variáveis de qualidade de água no rio Catolé Grande, em diferentes épocas e pontos distintos de uma seção transversal, também encontraram grandes variações do oxigênio dissolvido em relação aos pontos de amostragem, assim como constatado no presente trabalho. Esta variabilidade nos valores de OD, provavelmente está associada a taxa de reintrodução do oxigênio no rio, a qual se dá de forma mais efetiva, quando mais próximo a superfície e no centro da seção em relação as camadas mais profundas e mais próximo as margens.

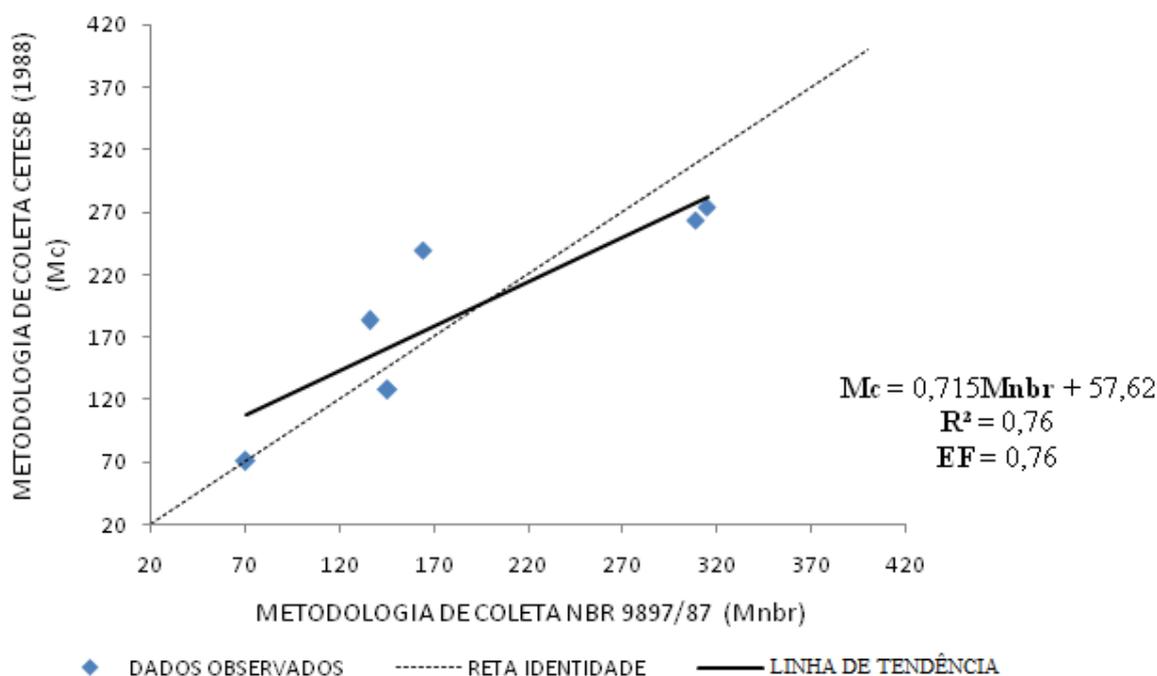
GONÇALVES (2011) constatou que o estudo ao longo da seção transversal do rio Iguaçu - PR permitiu concluir que a variabilidade do parâmetro usual de qualidade da água, oxigênio dissolvido, não apresentou diferença significativa ao longo do comprimento da seção, pelas distintas metodologias, no período monitorado. Situação contrária foi evidenciada no presente trabalho.

Diante o exposto, como não houve uma condição de semelhança entre as metodologias de amostragem para esta variável, nas condições onde foram realizadas a pesquisa no rio Catolé Grande, é provável que a Mnbr seja a mais representativa para ser utilizada. Pois, a Mnbr mostra de forma mais detalhada as interações que ocorrem na seção avaliada, uma vez que, utiliza três pontos distintos de amostragem enquanto a Mc utiliza apenas um ponto.

#### **5.3.2.4. Sólidos totais, sólidos fixos totais e sólidos voláteis totais**

Na **Figura 18** é apresentada a comparação dos valores de sólidos totais (ST) observados em uma seção transversal do rio Catolé Grande em diferentes níveis de vazão, obtidos segundo duas metodologias de coleta: CESTESB (1988) (Mc) e NBR 9897/87

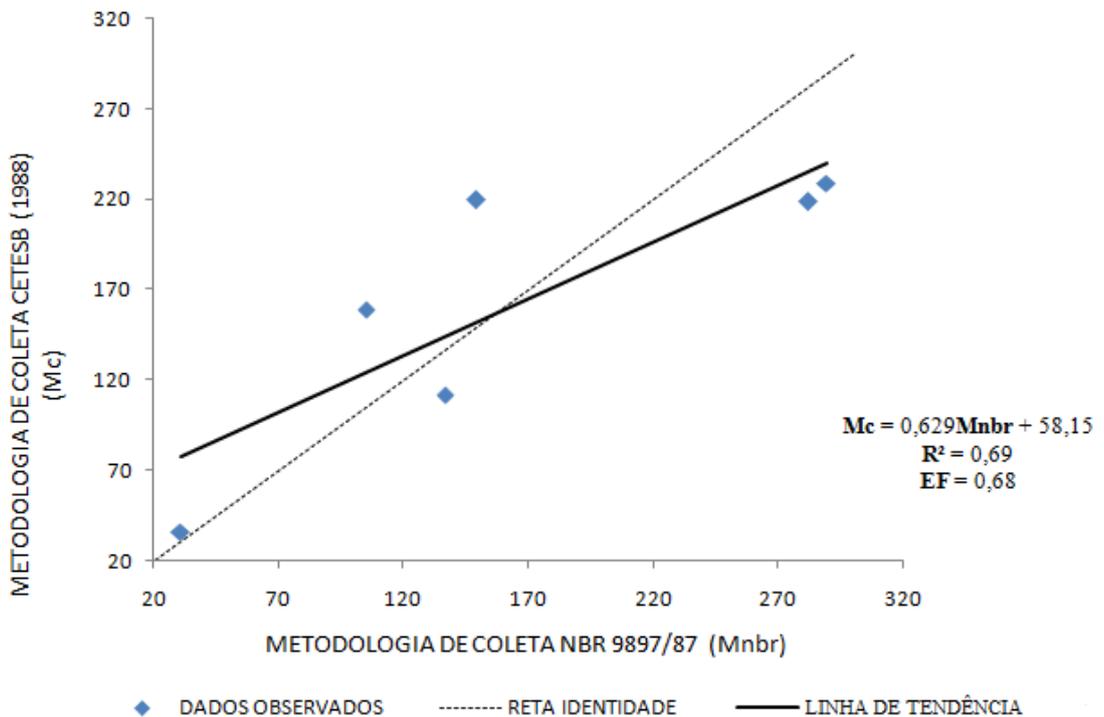
(Mnbr). Também se encontra representado nesta figura a linha de tendência, os índices  $R^2$  e EF e a reta identidade.



**Figura 18.** Valores de sólidos totais (ST) obtidos a partir da metodologia de coleta da CETESB (1988) versus os obtidos segundo a metodologia de coleta da NBR 9897/87, em diferentes vazões em uma seção transversal no rio Catolé Grande.

De acordo com a **Figura 18** não foram observadas grandes semelhanças entre as metodologias de amostragem em relação aos ST. Apesar do  $R^2$  e o EF apresentarem valores moderados, 0,76, nos dois índices, a função apresenta o coeficiente angular que não é próximo a 1 e o coeficiente linear alto para a escala de valores obtidos para esta variável, indicando que não há uma condição de semelhança entre as metodologias de amostragem.

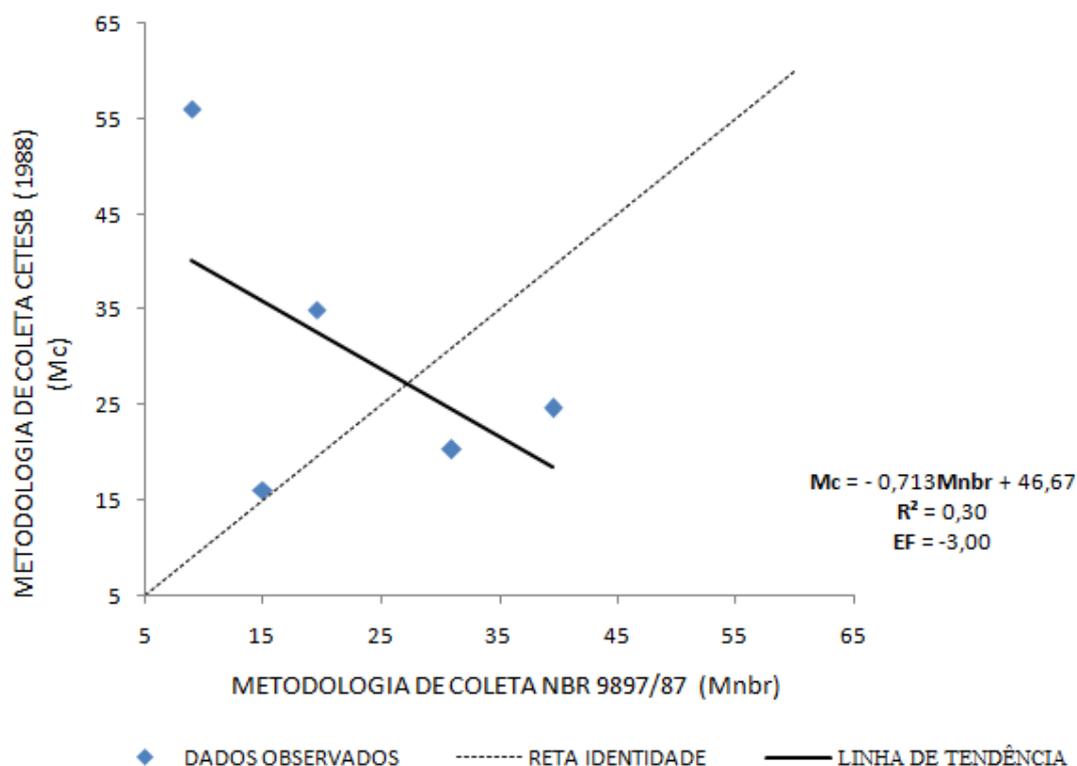
Na **Figura 19** é apresentada a comparação dos valores de sólidos fixos totais (SFT) observados em uma seção transversal do rio Catolé Grande em diferentes níveis de vazão, obtidos segundo duas metodologias de coleta: CESTESB (1988) (Mc) e NBR 9897/87 (Mnbr). Também se encontra representado nesta figura a linha de tendência, os índices  $R^2$  e EF e a reta identidade.



**Figura 19.** Valores de sólidos fixos totais (SFT) obtidos a partir da metodologia de coleta da CETESB (1988) versus os obtidos segundo a metodologia de coleta da NBR 9897/87, em diferentes vazões em uma seção transversal no rio Catolé Grande.

De acordo com a **Figura 19** também não se notou grandes semelhanças entre as metodologias de amostragem em relação aos SFT, onde o  $R^2$  e o EF apresentaram valores baixos, 0,69 e 0,68 respectivamente. Além disso, a função apresenta o coeficiente angular que não é próximo a 1 e o coeficiente linear alto para a escala de valores desta variável, indicando que não há uma condição de semelhança entre as metodologias de amostragem.

Na **Figura 20** é apresentada a comparação dos valores de sólidos voláteis totais (SVT) observados em uma seção transversal do rio Catolé Grande em diferentes níveis de vazão, obtidos segundo duas metodologias de coleta: CESTESB (1988) (Mc) e NBR 9897/87 (Mnbr). Também se encontra representado nesta figura a linha de tendência, os índices  $R^2$  e EF e a reta identidade.



**Figura 20.** Valores de sólidos voláteis totais (SVT) obtidos a partir da metodologia de coleta da CETESB (1988) versus os obtidos segundo a metodologia de coleta da NBR 9897/87, em diferentes vazões em uma seção transversal no rio Catolé Grande.

De acordo com a **Figura 20** não foram observadas grandes semelhanças entre as metodologias de amostragem para os SVT, visto que o  $R^2$  e o EF apresentaram valores muito baixos, 0,30 e -3,00 respectivamente. Além disso, a função apresenta o coeficiente angular muito abaixo de 1 e o coeficiente linear muito alto para a escala de valores desta variável, indicando que não há uma condição de semelhança entre as metodologias de amostragem.

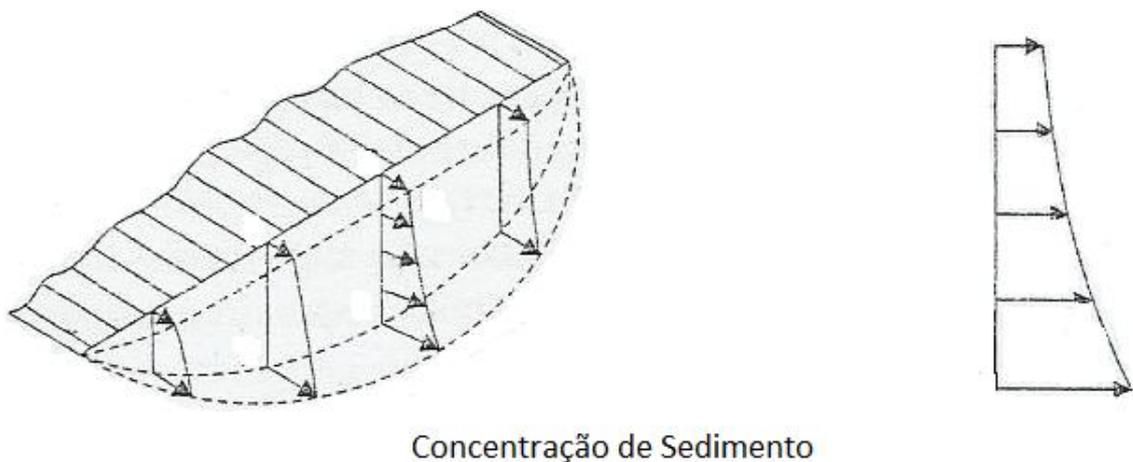
Todos os contaminantes da água, com exceção dos gases dissolvidos, contribuem para a carga de sólidos. Simplificadamente, os sólidos podem ser classificados de acordo com as suas características físicas, em sólidos em suspensão, coloidais ou dissolvidos, ou

pelas suas características químicas, em sólidos orgânicos ou inorgânicos, os quais juntos formam os sólidos totais (VON SPERLING, 2005).

Para os ST e SFT a amostragem realizada segundo a NBR 9897/87, quando ocorreu maiores índices de vazão, mostrou um aumento dos valores dessas variáveis, em relação a amostragem realizada segundo a CETESB (1988) (Mc). Este fato pode estar associado com a metodologia de amostragem, pois, na NBR 9897/87 (Mnbr) a amostragem é realizada em três pontos, na metade da profundidade na seção transversal, dessa forma espera-se que esta amostra contenha maior quantidade de partículas quando comparada a amostragem realizada segundo a CETESB (1988) onde é feita apenas em um ponto, de 15 a 30 cm de profundidade em relação a superfície no centro da seção. Neste sentido, um maior aporte de partículas ocasionará maiores valores na concentração dos ST e SFT.

Quando ocorreu menores índices de vazão a Mc mostrou um aumento nos valores dos ST e SFT em relação a Mnbr. Este fato, provavelmente, ocorreu porque não houve o revolvimento de partículas do leito fazendo com que houvesse uma maior dispersão de sedimentos nos pontos onde foi realizada a amostragem da Mnbr. Dessa forma, as partículas de sólidos estavam presentes em maior quantidade quando mais próximo a superfície e no centro da seção avaliada.

Segundo CARVALHO (1994) a distribuição de sedimentos em uma seção transversal varia em função da velocidade da corrente, da disponibilidade de sedimentos e de sua granulometria. Considerando que as velocidades das correntes na vertical são variáveis, decrescendo para o leito, este fato permite que o peso das partículas grosseiras de solo seja um fator na variação da concentração dos ST, SFT e SVT, uma vez que a quantidade destes sedimentos varia de forma crescente da superfície para o leito, e na seção transversal a quantidade é menor próximo as margens, aumentando para o centro (**Figuras 13, 17 e 21**). Fato que corrobora com os resultados encontrados no presente trabalho, pois, na amostragem segundo a NBR 9897/87, apresentou maiores valores de ST e SFT, quando houve maiores índices de vazão, devido ao maior aporte de sedimentos nesses pontos.



**Figura 21.** Distribuição da concentração de sedimentos nos cursos d'água.

Fonte: Adaptado de CARVALHO (1994)

GONÇALVES (2011) avaliando alterações de parâmetros de qualidade da água em uma seção transversal do rio Iguaçu - PR verificou que pelos resultados de sólidos, não foram constatadas diferenças entre os pontos de monitoramento na seção transversal, diferindo dos resultados encontrados no presente trabalho.

Diferente ao que ocorreu com os sólidos totais e sólidos fixos totais a amostragem realizada segundo a CETESB (1988) na maioria das coletas apresentou um aumento dos valores de sólidos voláteis totais em relação a amostragem realizada segundo a NBR 9897/87. Analisando a função da **Figura 20**, nota-se que o coeficiente angular apresentou um valor negativo (- 0,713), este comportamento indica que as metodologias de amostragem conduzem a resultados antagônicos entre si, ou seja, na condição em que a Mc conduz a maiores valores de SVT a Mnbr conduz a menores valores. Como os SVT referem-se a parcela orgânica dos ST e nesta seção do rio Catolé Grande onde foram realizadas as amostragens não há contribuição de contaminação por fontes pontuais de poluição, como o lançamento de esgoto doméstico *in natura*, nota-se que a variação dos SVT é maior quando próximo a superfície e no centro da seção.

No geral, para as variáveis sólidos totais, fixos e voláteis, os resultados obtidos indicam que não houve grandes semelhanças entre as metodologias de amostragem, fato esperado, pois, os sólidos variam muito com relação ao tamanho, natureza química e sua distribuição na vertical e seção transversal no curso d'água. Neste sentido, é provável que a

amostragem realizada segundo a NBR 9897/87 seja mais representativa, pois a Mnbr mostra de forma mais detalhada as interações que ocorrem na seção avaliada, uma vez que, utiliza três pontos distintos de amostragem enquanto a Mc utiliza apenas um ponto.

### 5.3.3 Variáveis biológicas

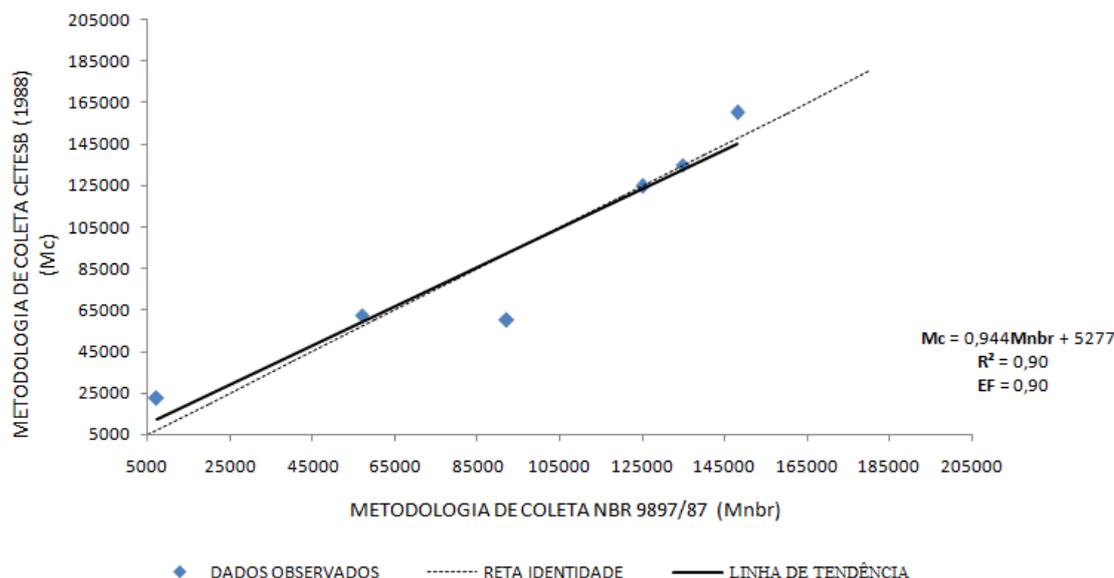
#### 5.3.3.1. Coliformes totais

Na **Figura 22** é apresentada a comparação dos valores de coliformes totais (CT) observados em uma seção transversal do rio Catolé Grande em diferentes níveis de vazão, obtidos segundo duas metodologias de coleta: CESTESB (1988) (Mc) e NBR 9897/87 (Mnbr). Também se encontra representado nesta figura a linha de tendência, os índices  $R^2$  e EF e a reta identidade.

De acordo com a **Figura 22** não foram observadas grandes diferenças entre as metodologias de amostragem em relação a esta variável, visto que o  $R^2$  e o EF apresentaram valores altos, 0,90 nos dois índices. Além disso, a função apresenta um coeficiente angular bem próximo a 1 e um coeficiente linear com valor baixo em relação a escala de valores de CT.

Foram registrados valores mais próximos entre si para esta variável ao longo da seção transversal e verticais avaliadas no curso d'água, indicando que houve grandes semelhanças entre as metodologias de amostragem. É possível que a maior parte das bactérias encontradas nos CT, nesta seção avaliada no rio onde não há fontes pontuais de poluição hídrica, sejam encontradas juntamente com os sedimentos finos em suspensão, os quais têm uma distribuição uniforme no decorrer do perfil, de acordo com a **Figura 13**.

De acordo com BRASIL (2006) as bactérias do grupo coliforme estão presentes no intestino humano e de animais de sangue quente, sendo eliminadas nas fezes em números elevados ( $10^6 - 10^8 \text{ g}^{-1}$ ). Entretanto, o grupo dos coliformes inclui bactérias não exclusivamente de origem fecal, podendo ocorrer naturalmente no solo, água e plantas. Neste sentido, juntamente com os sedimentos seguem possíveis contaminantes, dentre eles as bactérias que compõem os CT provindos de fezes de animais.



**Figura 22.** Valores de coliformes totais (CT) obtidos a partir da metodologia de coleta da CETESB (1988) versus os obtidos segundo a metodologia de coleta da NBR 9897/87, em diferentes vazões na seção transversal no rio Catolé Grande.

Nesse contexto, é indiferente utilizar uma das metodologias de amostragem adotadas neste trabalho para a variável CT, uma vez que os resultados indicam que a Mc seja tão representativa quanto a Mnбр.

### 5.3.4 Avaliação geral da comparação das metodologias de amostragem para as variáveis limnológicas

De modo geral, avaliando as metodologias de amostragem adotadas em relação as variáveis limnológicas analisadas, é possível observar que embora não tenha ocorrido grandes semelhanças entre as metodologias de amostragem, para algumas variáveis, esta não foi suficiente para modificar a condição de qualidade do curso d'água (água doce classe 2), segundo a Resolução nº 357 do CONAMA (BRASIL, 2005), naquela seção transversal analisada no rio Catolé Grande. No entanto, para estudos voltados para caracterização limnológica do curso d'água, nota-se que não houve grandes semelhanças entre as metodologias de amostragem adotadas para a maior parte das variáveis. Neste

sentido, é possível que tenha uma diferença nos valores das variáveis, de acordo com a metodologia de amostragem a ser adotada.

Assim, o recomendável é optar pela metodologia de amostragem mais representativa para a variável a ser analisada, o que viabilizará maior confiabilidade nos dados e menor esforço amostral. Desse modo, para as variáveis pH, OD, ST, SFT e SVT a metodologia recomendada é da Mnbr por ser mais representativa e mostrar de forma mais detalhada as interações que ocorrem na seção avaliada. Já para as variáveis TUR, CE e CT podem ser utilizadas as duas metodologias de amostragem, pois a Mc foi tão representativa quanto a Mnbr, no entanto a Mc irá proporcionar menor esforço amostral e menor custo.

Vale salientar que estas metodologias de amostragem podem ser utilizadas para a determinação dessas variáveis limnológicas analisadas no presente estudo, em outros cursos d'água com as mesmas ou semelhantes características hidrológicas do rio Catolé Grande e em locais onde não há contaminação por fontes pontuais de poluição.

#### **5.4. Influência da vazão para as variáveis limnológicas analisadas no curso d'água**

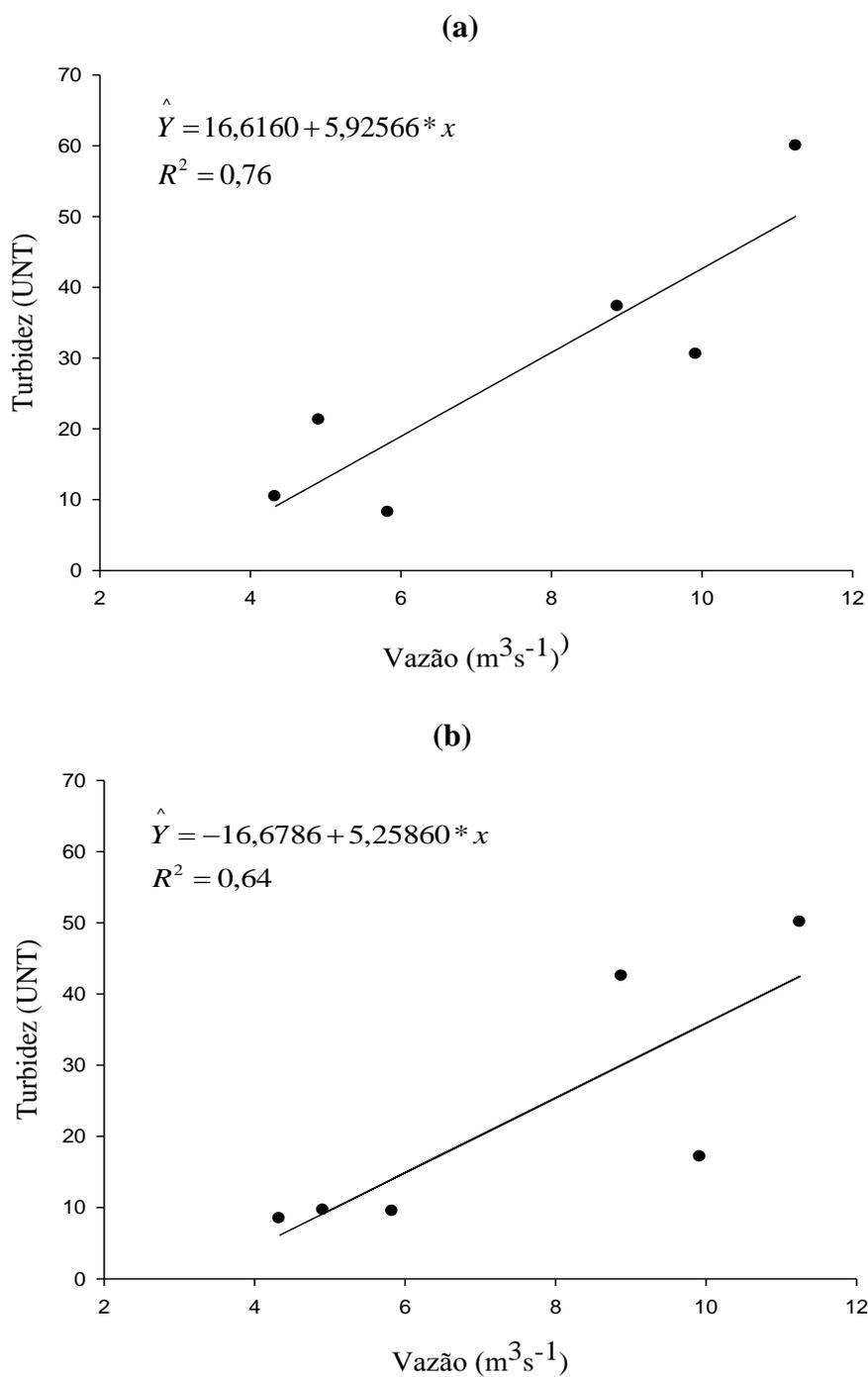
A seguir estão apresentados os comportamentos das variáveis limnológicas em função da vazão.

##### **5.4.1. Variáveis físicas**

###### **5.4.1.1. Turbidez**

Na **Figura 23** estão apresentados os comportamentos dos valores de turbidez (TUR) observados e estimados em função da vazão, segundo metodologias de coleta distintas: CETESB (1988) (23a) e NBR 9897/87 (23b).

De acordo com a **Figura 23**, independente da metodologia de coleta adotada, houve aumento da turbidez em função da vazão. Observa-se que o comportamento da turbidez em função da vazão é linear positiva.



**Figura 23.** Valores observados e estimados da turbidez (TUR), obtida segundo metodologias de coleta distintas: CETESB (1988) (a) e NBR 9897/87 (b), em função da vazão (Q) na seção transversal em estudo no rio Catolé Grande.

O aumento da turbidez em função da vazão pode ser explicada pela presença das chuvas que causam vazões maiores, com diferentes graus de erosividade, afetando os terrenos das encostas e das margens, favorecendo a entrada de materiais particulados por meio do escoamento superficial. Segundo MEDEIROS *et al.* (2009) a turbidez da água está associada principalmente à presença de materiais sólidos em suspensão (silte, argila, sílica, coloides), da matéria orgânica e inorgânica, dos organismos microscópicos e algas. Tais materiais têm origem no solo, na mineração, nas indústrias, ou no esgoto doméstico, lançados no manancial sem tratamento e que diminuem a claridade e reduzem a transmissão da luz no meio.

Em estudo realizado por FRITZSONS *et al.* (2003) com o objetivo de compreenderem a influência da alteração do deflúvio em alguns parâmetros de qualidade de água no Rio Capivari, Curitiba - PR, constataram que a turbidez apresenta forte correlação com a vazão, apresentando uma tendência linear positiva com a vazão, corroborando com os resultados obtidos neste trabalho. Valores mais elevados de Turbidez no período de maior vazão também foram encontrados por SANTOS *et al.* (2013) neste mesmo rio. Os autores inferem que esse fato pode ser devido às precipitações ocorridas, que contribuíram para o aumento desta variável, alocando ao rio maiores concentrações de partículas.

De acordo com SOUZA e ROCHA (1996), atividades pecuárias sem técnicas de manejo adequadas contribuem para a exportação de sedimentos pelos rios durante a estação chuvosa. Fato esse que pôde ser observado no rio Catolé Grande, em que a cobertura vegetal no entorno, em sua grande parte é constituída de pastagens degradadas, ficando o solo exposto em grande parte do ano, e nas cheias, sedimentos e compostos presentes nos solos são levados para o rio, ocasionando a elevação da Turbidez.

Segundo OLIVEIRA *et al.* (2008), os quais estudaram riachos da microbacia do rio São Francisco Verdadeiro - PR com o objetivo de caracterizar espacial e temporalmente os riachos em função de fatores limnológicos, encontraram correlação positiva entre turbidez e material em suspensão demonstrando que essas variáveis limnológicas estão associadas aos períodos de chuvas, que proporcionam o carreamento de material sólido para o leito dos riachos, aumentando os valores dessas variáveis. Resultado similar também foi encontrado

por FURTADO (2005), no rio Acre, onde a turbidez e o material em suspensão apresentaram correlação positiva com os maiores valores no período chuvoso.

A principal consequência da alteração da turbidez num corpo d'água é a redução da penetração de luz solar, prejudicando a oxigenação do meio. Os resultados de turbidez encontrados nesse estudo não excederam, o limite para água doce classe 2, segundo a Resolução nº 357 do CONAMA (BRASIL, 2005), que é de 100 NTU.

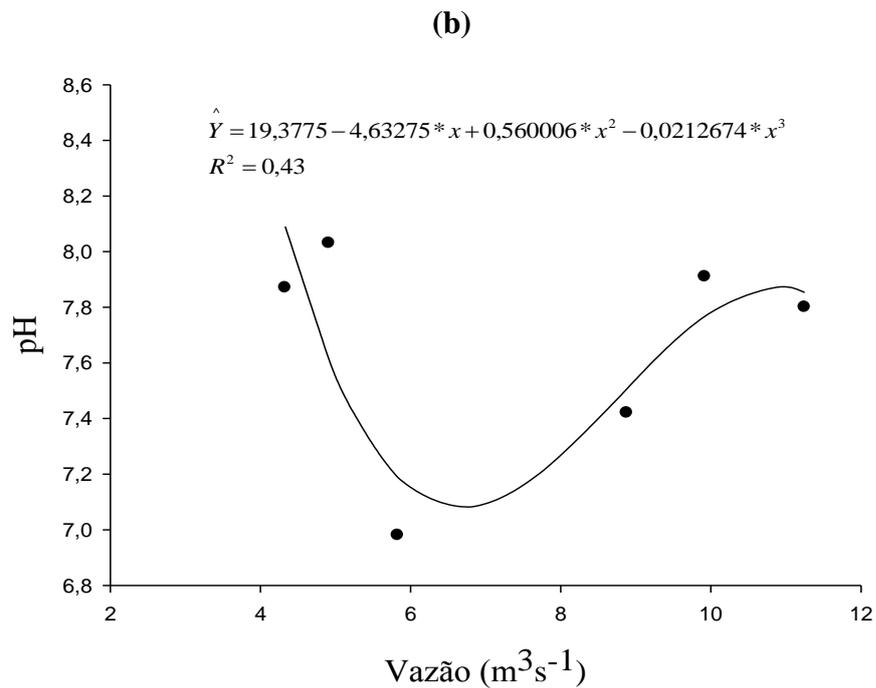
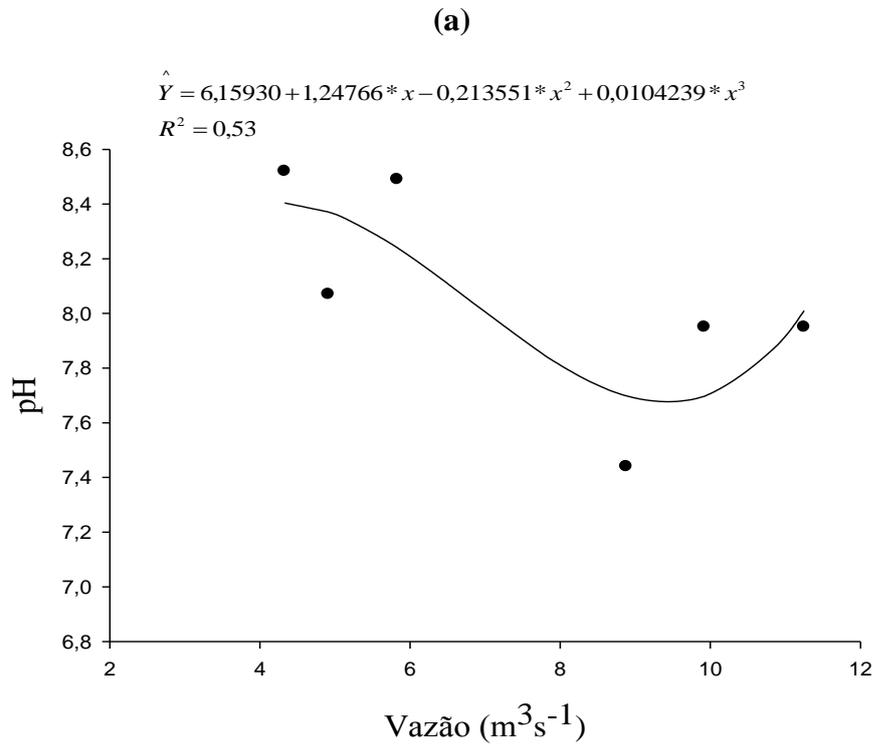
#### 5.4.2. Variáveis químicas

##### 5.4.2.1. Potencial hidrogeniônico

Na **Figura 24** estão apresentados os comportamentos dos valores de potencial hidrogeniônico (pH) observados e estimados em função da vazão, segundo metodologias de coleta distintas: CETESB (1988) (24a) e NBR 9897/87 (24b).

De acordo com a **Figura 24**, o comportamento do pH em função da vazão é representado por uma função polinomial de grau 3. Observa-se na **Figura 24a** que os valores de pH diminuíram com o aumento da vazão até, aproximadamente a vazão  $9,7 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ , e posteriormente houve tendência contrária. Na **Figura 24b** os valores de pH diminuíram com o aumento da vazão até, aproximadamente a vazão  $6,8 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ . O pH em nenhuma destas amostras apresentou valores que caracteriza-se um ambiente aquático com tendência ácida, sendo suas menores médias observadas 7,44 e 6,98, **Figuras 24a e 24b**, respectivamente.

Em estudo realizado por BARROS *et al.* (2011), com o objetivo de apresentar parâmetros de qualidade de água monitorados pelo Programa de Assessoria Técnico e Científica ao Comitê de Bacia Hidrográfica dos Rios Cubatão e Cachoeira – CCJ da Universidade da Região de Joinville - UNIVILLE, foi evidenciado que existe uma tendência, de aumento do pH com a diminuição da vazão, corroborando com os resultados obtidos no presente trabalho, com a diferença que neste estudo este comportamento ocorreu até as vazões de  $9,7 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$  (**Figura 24a**) e aproximadamente  $6,8 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$  (**Figura 24b**) e depois houve tendência contrária. Fato que provavelmente ocorreu pela maior interação água rocha em períodos de menor precipitação.



**Figura 24.** Valores observados e estimados do potencial hidrogeniônico (pH), obtidos segundo metodologias de coleta distintas: CETESB (1988) (a) e NBR 9897/87 (b), em função da vazão (Q) na seção transversal em estudo no rio Catolé Grande.

MATHEUS *et al.*, 1995, *apud* DONADIO *et al.*, 2005, relatam que o tipo de solo que a água percorre e também o tipo de poluição química da água, além da qualidade do ambiente, também influenciam a concentração desses íons e alteram os valores de pH. No entanto, é difícil estabelecer uma explicação imediata deste padrão de comportamento, pois o pH constitui um dos parâmetros ambientais mais difíceis de serem interpretados, por sofrer influência de inúmeros fatores, tais como: sólidos e gases dissolvidos, dureza e alcalinidade, temperatura e precipitação pluviométrica, entre outros.

BARRETO (2013) avaliando a qualidade da água também do rio Catolé Grande em uma seção transversal em diferentes épocas em 2011, encontrou para a variável pH em função da vazão um comportamento representado por uma função polinomial de grau 3. Resultados semelhantes aos obtidos no presente trabalho. No entanto, SANTOS *et al.* (2013) estudando uma outra seção transversal deste mesmo rio, não encontrou correlação entre os valores de pH e vazão, apresentando dados divergentes com o presente trabalho.

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 e em relação às épocas avaliadas, apresentando uma média de menores valores de pH no mês de Julho, diferindo deste estudo, onde as menores médias de pH foram observadas no mês de Junho.

Segundo VON SPERLING (1996) a alcalinidade no meio aquático pode estar associada à proliferação de vegetais, pois, com o aumento das taxas fotossintéticas, há consumo de gás carbônico e, portanto, diminuição do ácido carbônico da água e conseqüente aumento do pH. Por outro lado a acidez é causada, principalmente, pela presença de gás carbônico, ácidos minerais e sais hidrolisados (PEREIRA, 2004).

FURLAN *et al.* (2007), com o objetivo de caracterizar a região da sub-bacia do Rio Jacupiranga, Vale do Ribeira de Iguape (SP), constataram que os valores de pH variaram de 6,75, no início do rio Jacupiranga, após a junção do rio Jacupiranguinha e Guaraú, a 7,05, próximo ao encontro do rio Jacupiranga com o rio Ribeira de Iguape, verificando-se uma tendência à neutralidade do pH da água.

Os resultados de pH obtidos nesse estudo no Rio Catolé estão na faixa de valores limites para água doce classes 1, 2 e 3, segundo a Resolução nº 357 do CONAMA

(BRASIL, 2005), que é de 6,0 a 9,0 e concordam com aqueles obtidos por HESPANHOL (2009), SILVEIRA *et al.* (2003), BLEICH (2009) e BARROS (2008).

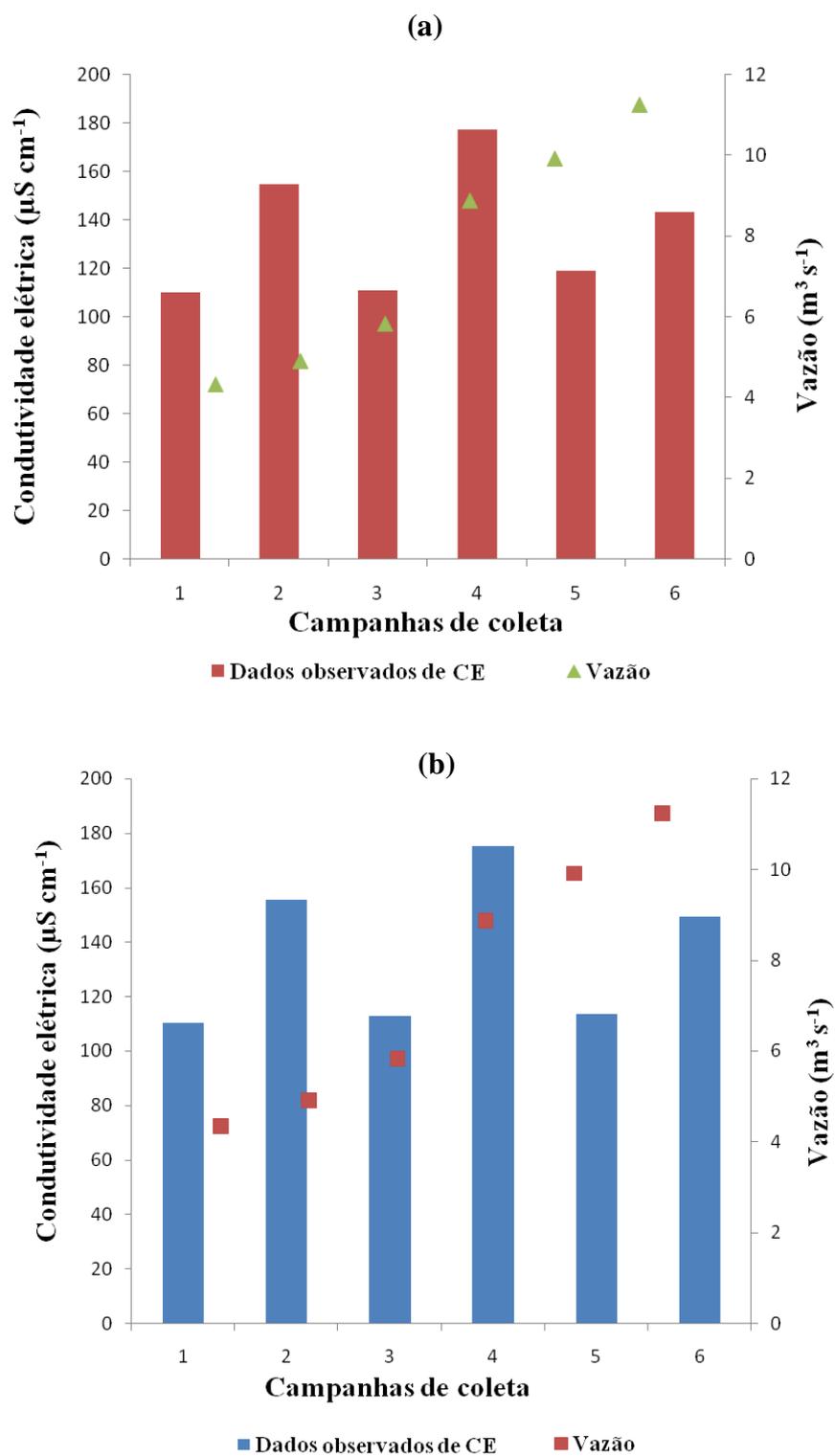
#### **5.4.2.2. Condutividade elétrica**

Na **Figura 25** estão apresentados os valores de condutividade elétrica (CE) e Vazão (Q) para as diferentes campanhas de coleta, segundo metodologias de coleta distintas: CETESB (1988) (25a) e NBR 9897/87 (25b).

Para o presente estudo, não houve correlação significativa entre os valores de CE e a vazão, assim, não pode-se afirmar que a vazão provocou uma interferência nos íons dissolvidos presentes na água, fazendo com que houvesse uma diminuição ou aumento na concentração da CE.

SANTOS *et al.*(2013), assim como no presente trabalho, não encontraram correlação entre a CE e a vazão em uma outra seção transversal avaliada neste mesmo rio. No entanto ROCHA *et al.* (2010), avaliando a qualidade da água também neste mesmo rio, verificaram que a CE apresentou grandes variações em relação à época avaliada, divergindo dos resultados obtidos neste trabalho. Os autores concluem que a variação sazonal da condutividade elétrica pode ter sido causada pelo regime de precipitação, que foi distinto para os diferentes meses avaliados.

Segundo ESTEVES (1998), a condutividade elétrica da água pode fornecer importantes informações tanto sobre o metabolismo do ecossistema aquático como sobre fenômenos importantes que ocorrem na sua bacia de drenagem. O aumento dos valores demonstra o aporte de materiais e deterioração da qualidade da água.



**Figura 25.** Valores de condutividade elétrica (CE) e vazão (Q), obtidos segundo metodologias de coleta distintas: CETESB (1988) (a) e NBR 9897/87 (b), na seção transversal em estudo no rio Catolé Grande.

BLEICH *et al.* (2009) avaliando a variação temporal e espacial das características limnológicas de um ecossistema lótico no Cerrado do Mato Grosso, encontraram valores médios de CE, variando de  $20 \mu\text{S cm}^{-1}$  a  $120 \mu\text{S cm}^{-1}$ , sendo estes valores baixos com relação aos encontrados no presente trabalho que tiveram sua variação entre  $110,23 \mu\text{S cm}^{-1}$  e  $177,6 \mu\text{S cm}^{-1}$ . Estes valores altos de CE podem estar associados à própria geologia da bacia, que é rica em rochas como granito, gnaisse e migmatito, os quais favorecem o aumento de íons dissolvidos na água.

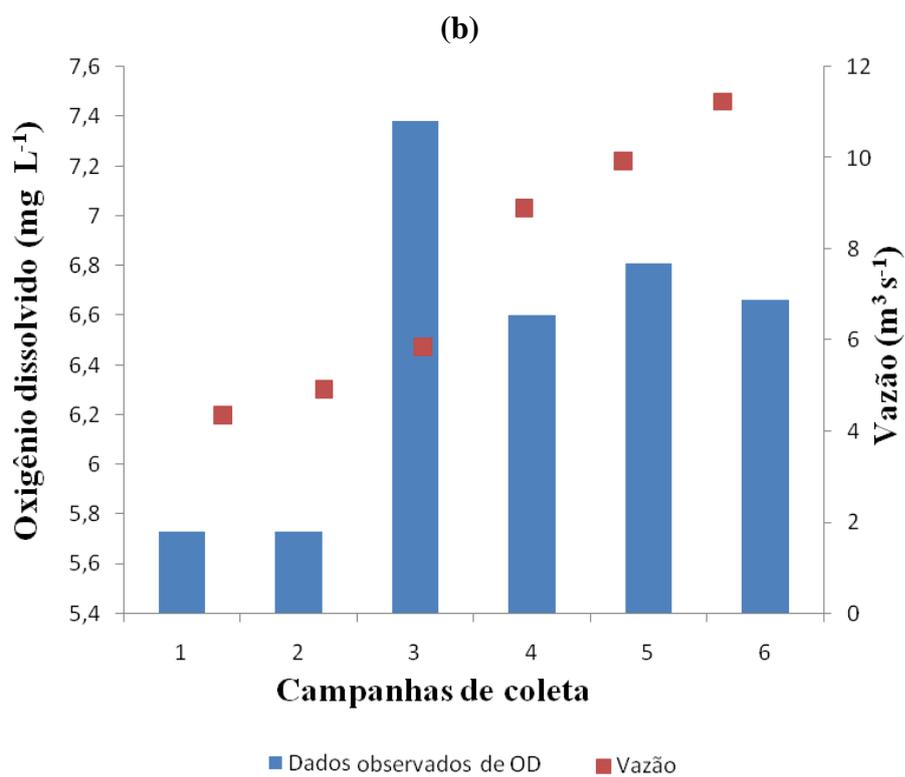
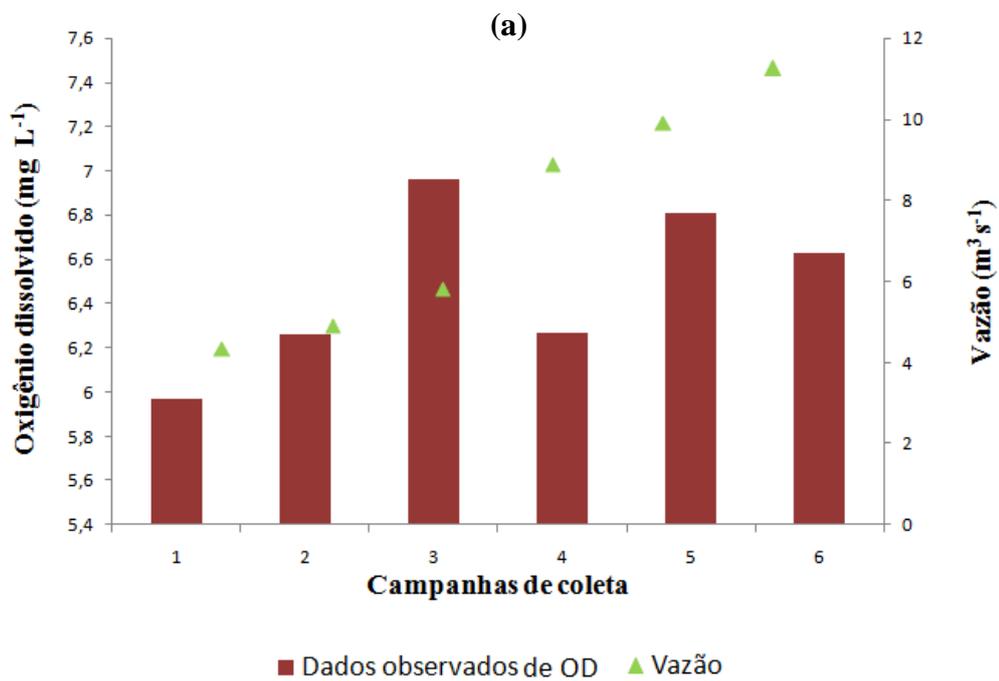
VANZELLA (2004) registrou em rios da microbacia do córrego Três Barras - SP, valores mais elevados de condutividade elétrica, chegando a  $961 \mu\text{S cm}^{-1}$ , do que os registrados no presente trabalho. O autor verificou que a variação temporal da CE foi inversamente proporcional à quantidade de chuva acumulada entre os intervalos de avaliação. Ainda segundo este autor, este comportamento decorre da redução do volume de água do córrego, com conseqüente aumento da concentração de sais dissolvidos e da condutividade elétrica.

Baixa CE foi observada no córrego Fundo, no município de Barra do Garças - MT por MELO (1995). Segundo esse autor, este fator associado à alta transparência da água em todo o período da seca indica uma baixa produtividade primária para este local.

A resolução CONAMA nº 357/05 não estipula valores para a condutividade elétrica, não sendo possível comparar os resultados obtidos no presente trabalho perante a legislação. Na seção avaliada no rio Catolé Grande, os valores de CE não ultrapassaram uma média de  $177,6 \mu\text{S cm}^{-1}$ , constatando uma boa condição de qualidade para a manutenção da vida aquática, de acordo com a EMBRAPA (2011) que infere que a média de CE para rios naturais varia de 200 a  $400 \mu\text{S cm}^{-1}$ .

#### 5.4.2.3 Oxigênio dissolvido

Na **Figura 26** estão apresentados os valores de oxigênio dissolvido (OD) e vazão (Q) para as diferentes campanhas de coleta, segundo metodologias de coleta distintas: CETESB (1988) (26a) e NBR 9897/87 (26b).



**Figura 26.** Valores de oxigênio dissolvido (OD) e vazão (Q), obtidos segundo metodologias de coleta distintas: CETESB (1988) (a) e NBR 9897/87 (b), na seção transversal em estudo no rio Catolé Grande.

Foi verificado que para o presente estudo, não houve correlação significativa entre os valores de OD e a vazão, não podendo afirmar que a vazão provocou uma interferência nesta variável durante o período da pesquisa, fazendo com que houvesse uma diminuição ou aumento na concentração.

SANTOS *et al.* (2013) avaliando a qualidade da água em uma seção transversal deste mesmo rio, não encontrou correlação entre o OD e a vazão, corroborando com os resultados obtidos no presente trabalho. Ao contrário de GENEROSO *et al.* (2013) que também avaliou a qualidade da água neste mesmo rio, evidenciou que o oxigênio dissolvido apresentou grandes variações nos valores, tanto em relação aos diferentes pontos de coleta, quanto em relação às diferentes épocas avaliadas.

BARROS *et al.* (2010), avaliando a diferença das concentrações de diversas variáveis em amostras coletadas em diferentes pontos de uma seção transversal do rio Turvo Sujo - MG encontraram grandes variações na concentração do oxigênio dissolvido em função da vazão, divergindo dos resultados do presente trabalho.

MEDEIROS *et al.* (2009) com o objetivo de diagnosticar a qualidade da água na microbacia do córrego recanto, em Americana - SP, constataram baixa correlação entre o OD e a vazão. Os autores concluem que apesar desta baixa correlação é possível observar que existe uma tendência do aumento do oxigênio dissolvido em função do incremento da vazão, quando o rio eleva a sua capacidade de depuração da matéria orgânica.

No trabalho realizado por FURLAN *et al.* (2007), com o objetivo de caracterizar a região da sub-bacia do Rio Jacupiranga, Vale do Ribeira de Iguape (SP), os autores observaram que as concentrações de oxigênio dissolvido variaram de 5,4 mg L<sup>-1</sup> a 6,9 mg L<sup>-1</sup>, valores estes próximos aos encontrados no presente trabalho. Segundo os autores o ponto de coleta que apresentou maior concentração de oxigênio dissolvido, pode ser explicado, por estar localizado antes do perímetro urbano, onde não há influência de contaminação orgânica.

A presença do oxigênio dissolvido é de fundamental importância para a manutenção da vida em sistemas aquáticos. Segundo ROCHA *et al.* (2004), as principais formas de introdução de oxigênio em um curso hídrico são: via superfície do recurso hídrico (reaeração atmosférica) e via processos fotossintéticos que ocorrem devido a atividades de algas e plantas submersas. De acordo com TUNDISI (2008) a concentração

de oxigênio dissolvido na água pode sofrer drástica redução quando há um aumento considerável na concentração de material em suspensão.

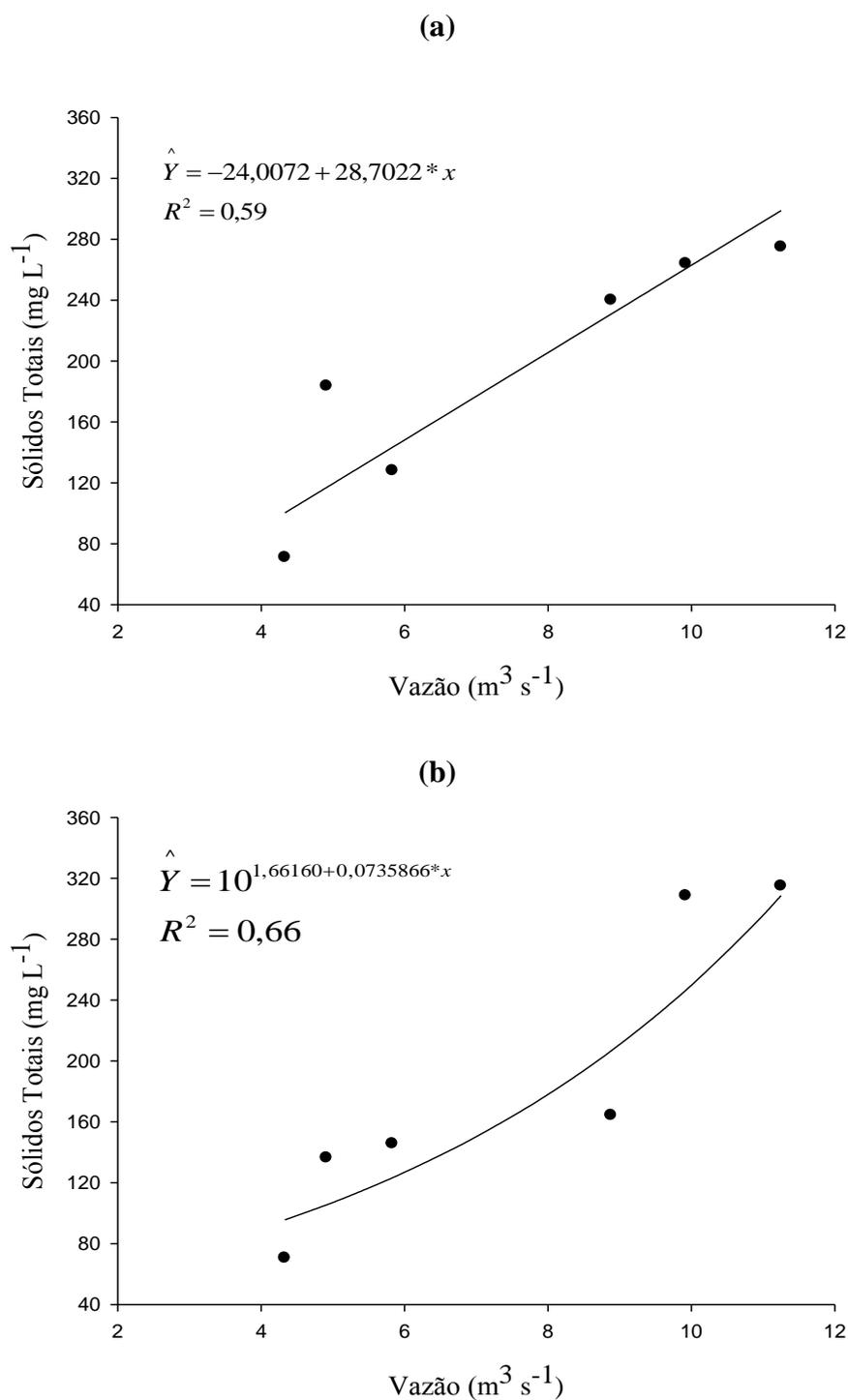
De acordo com os limites estabelecidos pela Resolução CONAMA nº 357 (BRASIL, 2005), em qualquer amostra, a concentração de oxigênio dissolvido não deve ser inferior a  $5,0 \text{ mg L}^{-1}$  de OD, para um corpo de água doce classe 2, assim, o rio Catolé em relação a variável OD, encontra-se na condição de qualidade água doce classe 2.

#### **5.4.2.4. Sólidos totais, sólidos fixos totais e sólidos voláteis totais**

Na **Figura 27** estão apresentados os comportamentos dos valores de sólidos totais observados e estimados em função da vazão, segundo metodologias de coleta distintas: CETESB (1988) (27a) e NBR 9897/87 (27b).

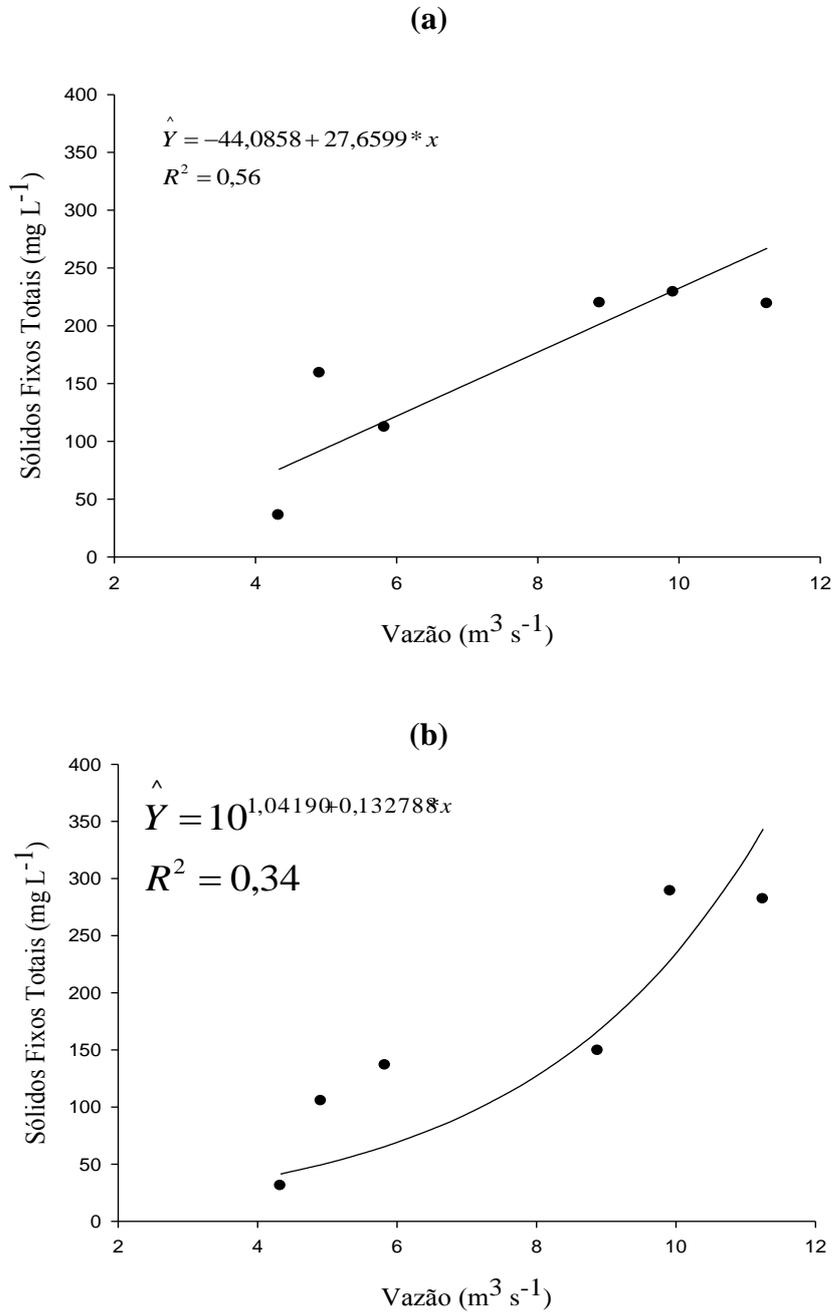
De acordo com a **Figura 27**, independente da metodologia de coleta adotada, houve aumento dos sólidos totais em função da vazão. Observa-se que o comportamento da turbidez em função da vazão na amostragem realizada segundo a CETESB (1988) é linear positiva enquanto que na amostragem realizada segundo a NBR 9897/87 é exponencial.

Para o comportamento exponencial desta variável, nota-se que houve crescimento significativo até a vazão de  $12 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ . Esse fato que pode ser explicado devido na amostragem realizada segundo a NBR 9897/87, foram coletadas amostras em três pontos na seção transversal e com o aumento da vazão, houve maior dispersão das partículas de sólidos e conseqüentemente maior concentração desta variável nas amostras.



**Figura 27.** Valores observados e estimados dos sólidos totais (ST), obtidos segundo metodologias de coleta distintas: CETESB (1988) (a) e NBR 9897/87 (b), em função da vazão (Q) na seção transversal em estudo no rio Catolé Grande.

Na **Figura 28** estão apresentados os comportamentos dos valores de sólidos fixos totais observados e estimados em função da vazão, segundo metodologias de coleta distintas: CETESB (1988) (28a) e NBR 9897/87 (28b).



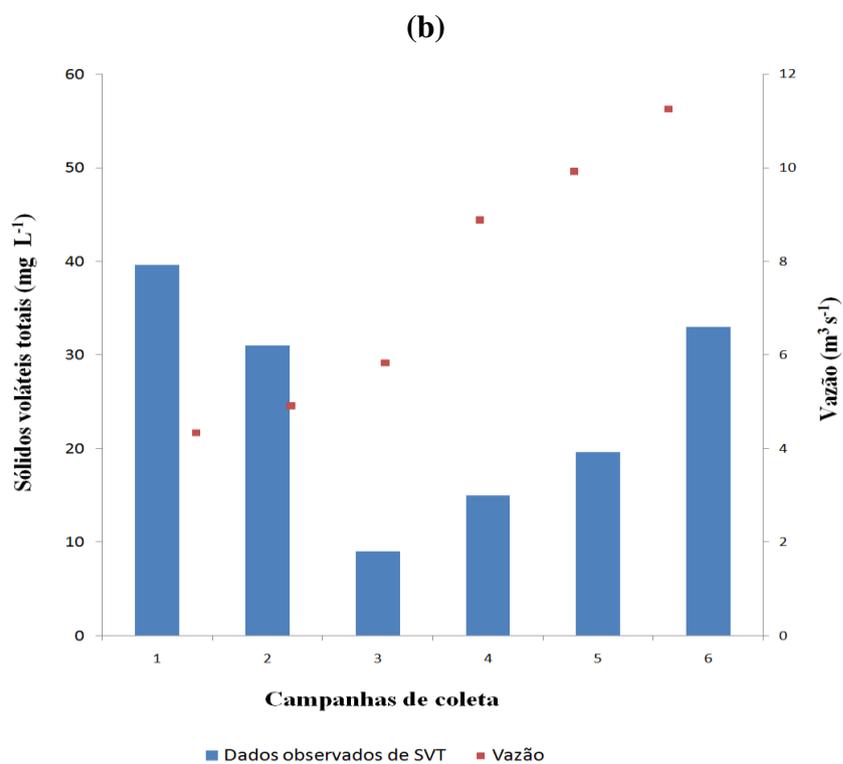
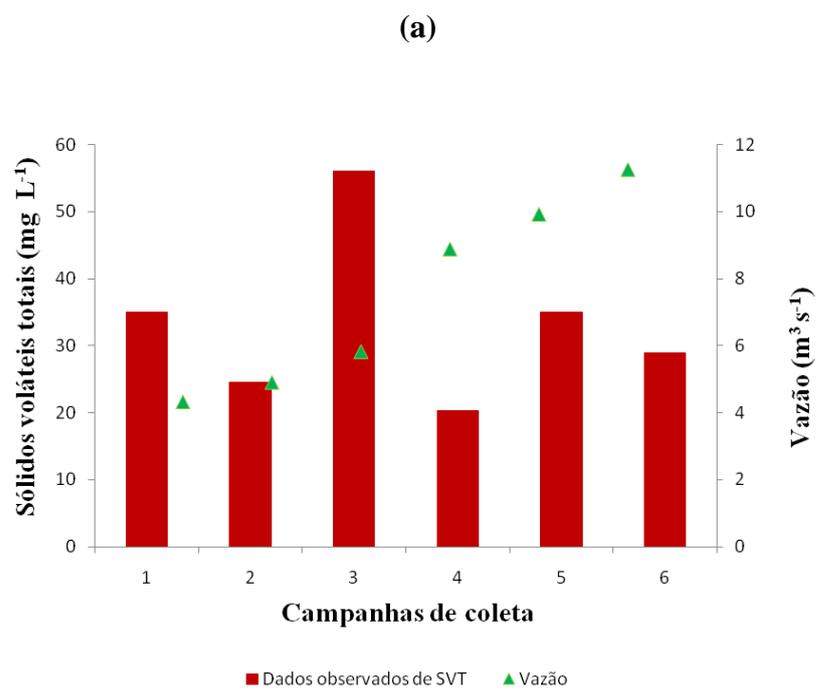
**Figura 28.** Valores observados e estimados dos sólidos fixos totais (SFT), obtidos segundo metodologias de coleta distintas: CETESB (1988) (a) e NBR 9897/87 (b), em função da vazão (Q) na seção transversal em estudo no rio Catolé Grande.

Com relação aos sólidos fixos totais, estes apresentaram comportamento semelhante aos sólidos totais, havendo um crescimento nos valores desta variável linear positiva conforme o aumento da vazão na amostragem realizada segundo a CETESB (1988) e exponencial na amostragem segundo a NBR 9897/87.

Na **Figura 29** estão apresentados os valores de sólidos voláteis totais (SVT) e vazão (Q) para as diferentes campanhas de coleta, segundo metodologias de coleta distintas: CETESB (1988) (29a) e NBR 9897/87 (29b).

Os sólidos voláteis totais não tiveram correlação significativa com a vazão, logo não é possível afirmar que a vazão provocou uma interferência nesta variável durante o período da pesquisa, fazendo com que houvesse uma diminuição ou aumento na concentração. Este fato pode ser explicado, pois a menor parcela dos sólidos totais é a de sólidos voláteis totais, que tem sua variação de acordo com a presença de maior aporte de matéria orgânica, e como na seção avaliada no rio não há presença de poluição pontual, por exemplo, lançamento de esgoto doméstico *in natura*, esta variável não teve influência da vazão.

URBAN *et al.* (2011) objetivando comparar a alternância de qualidade de algumas variáveis físico-químicas de qualidade de água entre dois pontos de coleta no córrego Lavapés, Sorocaba - SP, detectaram que os resultados dos sólidos totais, fixos e voláteis no córrego em estudo apresentaram significativas diferenças entre os dois pontos, onde mostraram-se muito altos, com médias de 2.242,69 mg L<sup>-1</sup> e 1.418,97 mg L<sup>-1</sup> de ST; 1.535,9 mg L<sup>-1</sup> e 1.067,18 mg L<sup>-1</sup> de SFT; 706,79 mg L<sup>-1</sup> e 351,79 mg L<sup>-1</sup> de SVT, respectivamente nos pontos 1 e 2, corroborando, assim, com os resultados encontrados no presente trabalho, onde os ST apresentam a maior parcela, seguido dos SFT e por último os SVT. Isto pode ser explicado devido a maior contribuição de sólidos neste manancial decorrer, provavelmente, de origem natural, por exemplo, fazerem parte da composição da próprio solo do rio e não receberem contribuição de esgotos domésticos *in natura*. Vale salientar que a APHA (2005) indica que as determinações de sólidos fixos e voláteis não se distinguem exatamente entre materiais orgânicos e inorgânicos porque alguns sais minerais, como carbonatos, cloretos, sulfatos, podem se volatilizar nas mesmas temperaturas que compostos orgânicos.



**Figura 29.** Valores observados sólidos voláteis totais (SVT) e vazão (Q), obtidos segundo metodologias de coleta distintas: CETESB (1988) (a) e NBR 9897/87 (b), na seção transversal em estudo no rio Catolé Grande.

MACHADO *et al.* (2007) avaliaram a qualidade da água do Ribeirão Piambu - MG, antes e após o lançamento de água residuária doméstica e de laticínio, e observaram que antes do lançamento as concentrações de SFT predominaram em relação aos SVT e, após o lançamento, os sólidos voláteis totais apresentaram elevadas concentrações em relação aos sólidos fixos totais. Os autores atribuíram este fato ao aumento do aporte de matéria orgânica após os lançamentos. Para a concentração de sólidos presentes nas águas do rio Catolé Grande na seção avaliada, os valores encontrados indicaram predominância dos sólidos fixos totais em relação aos sólidos voláteis totais.

BREGUNCE *et al.* (2011) com o objetivo de avaliar a qualidade da água do ribeirão dos Muller, no trecho em que corta a Universidade Positivo, constataram que as concentrações de sólidos fixos totais predominam, em várias amostras, em relação aos sólidos voláteis totais, apresentando resultados convergentes com os obtidos no presente trabalho. O autor ressalta que esta é uma condição natural das águas dos rios.

OLIVEIRA (2004) analisando a qualidade das águas do ribeirão Morangueiro por meio da quantificação de parâmetros físico-químicos e biológicos, constatou que os sólidos totais variaram entre 147 e 225 mg L<sup>-1</sup>. Resultados próximos foram obtidos no presente trabalho onde os sólidos totais variaram entre 70,6 a 308,6 mg L<sup>-1</sup>. Por outro lado, SCHNEIDER (2008) monitorando as características físico-químicas e biológicas do córrego Mandacaru, do córrego Romeira, do ribeirão Maringá e do médio curso do rio Pirapó, encontrou uma concentração máxima de sólidos totais de 662 mg L<sup>-1</sup>, valor bastante elevado quando comparado aos obtidos no presente trabalho.

Para os recursos hídricos, os sólidos podem causar danos aos peixes e à vida aquática. Eles podem sedimentar no leito do rio, destruindo organismos que fornecem alimentos, ou também danificar os leitos de desova de peixes. Os sólidos podem reter bactérias e resíduos orgânicos no fundo dos rios, promovendo decomposição anaeróbia (CETESB, 2009).

A resolução CONAMA nº 357/05 não estipula valores para os ST, SFT e SVT, não sendo possível comparar os resultados obtidos no presente trabalho perante a legislação.

### 5.4.3 Variáveis biológicas

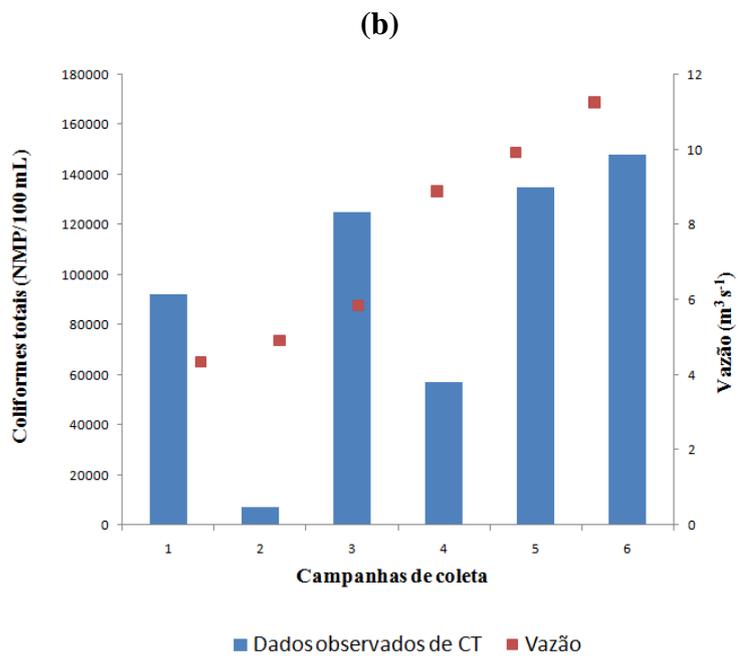
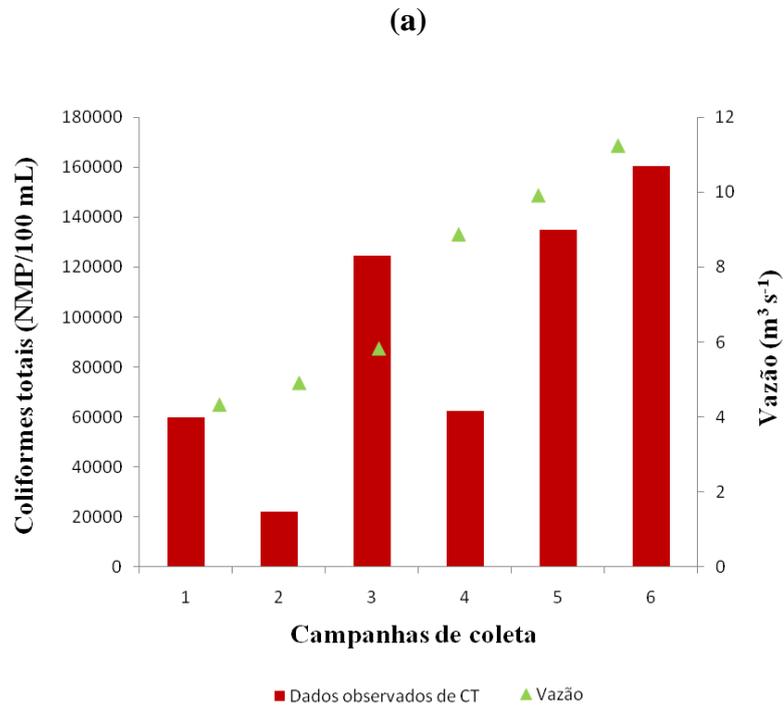
#### 5.4.3.1. Coliformes totais

Na **Figura 30** estão apresentados os valores de coliformes totais (CT) e vazão (Q) para as diferentes campanhas de coleta, segundo metodologias de coleta distintas: CETESB (1988) (30a) e NBR 9897/87 (30b).

Para o presente estudo, não houve correlação significativa entre os valores de CT e a vazão, não podendo ser afirmado que a vazão provocou uma interferência nas bactérias presentes na água, fazendo com que houvesse uma diminuição ou aumento na concentração de CT.

Os resultados obtidos de CT indicam que as quantidades desta variável sempre foram muito elevadas, variando de 7.106,67 a 160.233,00 NMP/100 mL, na seção avaliada no rio Catolé Grande, o que pode ser indicativo de contaminação por esgoto doméstico ou fezes de animais, demonstrando que há o carreamento de materiais poluentes e que associados a uma ocupação do solo inadequada podem estar contaminando o rio. Os coliformes totais não apresentam por si só capacidade de causar doenças. Esta variável, ou ainda coliformes termotolerantes ou *E. coli*, na verdade servem como indicadores de potenciais doenças de trânsito hídrico ser transmitida pelo ambiente lótico (LOPES *et al.* (2008).

CARNELLOSI (2007) avaliando o aporte de sedimentos, nutrientes e microorganismos no rio Portuguesa – PR constatou que o comportamento dos CT apresentaram maiores valores quando foram registrados também maiores valores de vazão, diferindo dos resultados obtidos no presente trabalho. O autor conclui que, pelo ponto de coleta onde foi evidenciado esta situação estar localizado próximo ao ponto de confluência do rio Portuguesa com o rio Piquiri, foi possível a contribuição dos outros pontos carreando mais contaminantes. GONÇALVES *et al.* (2005), ao estudarem a qualidade da água numa microbacia hidrográfica de cabeceira, constataram que a menor contaminação com coliformes totais foi notada no período de ausência de precipitação. Isso pode ser explicado por não haver carreamento de tais contaminantes pelas águas pluviais para o corpo d'água.



**Figura 30.** Valores observados de coliformes totais (CT) e vazão (Q), obtidos segundo metodologias de coleta distintas: CETESB (1988) (a) e NBR 9897/87 (b), na seção transversal em estudo no rio Catolé Grande.

O escoamento superficial, durante o período de chuva, é o fator que mais contribui para a mudança da qualidade microbiológica da água. A presença de coliformes nas amostras de água de mananciais, segundo AMARAL *et al.* (2003), tem relação direta com a presença de chuva, devido ao arraste de excretas humanas e de animais.

OLIVEIRA *et al.* (2002) ao analisar as águas da bacia do rio Paraguai, constataram que o NMP de coliformes totais aumenta a medida que o rio recebe efluente. Acredita-se que no local onde foram realizadas as amostragens no rio Catolé Grande não há contaminação por esgoto doméstico, uma vez que fica a montante da cidade, no entanto apresenta altos valores de CT sendo próximos de valores encontrados em rios que recebem a contribuição de esgoto doméstico *in natura*, a exemplo do rio São Lourenço - RS, estudado por VASCONCELLOS *et al.* (2006), onde a variação de CT ficou entre  $5,0 \times 10^3$  a  $1,6 \times 10^6$  NMP / 100 mL.

A resolução CONAMA nº 357/05 não estipula valores para coliformes totais, não sendo possível comparar os resultados obtidos no presente trabalho perante a legislação. Na seção avaliada no rio Catolé Grande, os valores de CT variaram entre  $0,7106 \times 10^4$  a  $1,6 \times 10^5$  NMP / 100 mL, constatando uma condição de qualidade microbiológica ruim.

## 6. CONCLUSÕES

Tendo por base os resultados obtidos, pode-se concluir que:

- Na seção transversal avaliada, a caracterização limnológica permitiu constatar que o Rio Catolé apresenta-se na condição de qualidade água doce classe 2, em relação as variáveis turbidez, pH e oxigênio dissolvido, segundo a Resolução nº 357 do CONAMA.

- Houve grandes semelhanças entre as metodologias de amostragem da CETESB (1988) e NBR 9897/87 para as variáveis limnológicas: turbidez, condutividade elétrica e coliformes totais na seção transversal avaliada no rio Catolé Grande. Assim, recomenda-se a utilização da metodologia da CETESB (1988), pois a mesma foi tão representativa quanto a Mnbr e a amostragem é realizada em apenas um ponto na seção transversal. Dessa forma, irá apresentar pormenorizado esforço amostral e menor custo.

- Não houve grandes semelhanças entre as metodologias de amostragem da CETESB (1988) e NBR 9897/87 para as variáveis limnológicas: pH, oxigênio dissolvido e sólidos totais, sólidos fixos totais e sólidos voláteis totais, na seção transversal avaliada no rio Catolé Grande. Assim, recomenda-se a utilização da metodologia da NBR 9897/87, visto que esta é mais representativa, pois utiliza três pontos de amostragem na seção e dessa forma apresenta mais detalhes das interações que ocorrem, apresentando maior confiabilidade nos dados.

- Embora não tenha ocorrido grandes semelhanças entre as metodologias de amostragem, para algumas variáveis limnológicas analisadas, esta não foi suficiente para modificar a condição de qualidade do curso d'água (água doce classe 2) na seção avaliada, pois as variáveis apresentaram valores que estavam de acordo com esta classe, independente da metodologia de amostragem adotada, segundo a Resolução nº 357 do CONAMA (BRASIL, 2005).

- As variáveis turbidez, sólidos totais e sólidos fixos totais apresentaram comportamentos semelhantes, constatando-se um aumento destas variáveis em função da vazão.

- Os valores de pH diminuíram com o aumento da vazão até, aproximadamente as vazões  $9,7 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$  e  $6,8 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ , nas coletas realizadas segundo a CETESB (1988) e NBR 9897/87 respectivamente, depois desta vazão houve tendência contrária, no entanto o pH em nenhuma destas amostras apresentou valores que caracteriza-se um ambiente aquático com tendência ácida.

- As variáveis condutividade elétrica, oxigênio dissolvido, sólidos voláteis totais e coliformes totais não apresentaram correlação com a vazão.

## **7. TRABALHOS FUTUROS**

A partir dos resultados obtidos no desenvolvimento deste trabalho propomos as seguintes investigações futuras:

- Aplicar um estudo com o Índice de Qualidade da água (IQA) nesse trecho do rio Catolé Grande onde foi desenvolvida a pesquisa.
- Comparar as metodologias de amostragem da CETESB (1988) e NBR 9897/87 em um trecho do rio Catolé Grande onde há contaminação por fontes pontuais de poluição.
- Verificar a qualidade da água no rio Catolé Grande a montante e a jusante da cidade de Itapetinga - BA e comparar com a legislação ambiental vigente.

## 8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALVES, M. J.; OLIVEIRA, L. R.; FRADE, P. R.; CUNHA, H. P. **Qualidade de águas urbanas e rurais no município de Formiga – MG.** Universidade Federal de Lavras. XIX congresso de pós-graduação da UFLA, 2010.

AMARAL, L.A.; NADER FILHO, A.; ROSSI JUNIOR, O.D.; FERREIRA, F.L.A.; BARROS, L.S.S. **Água de consumo humano como fator de risco à saúde em propriedades rurais.** Revista de Saúde Pública, v.37, n.4, p. 510 - 514, 2003.

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

ARAÚJO, A. M. **Um modelo matemático para simulação e otimização do controle da qualidade d'água em sistemas fluviais.** Tese de M. Sc. Em Engenharia – COPPE-PEC/UFRJ. Rio de Janeiro, p. 87, 1977.

ARAÚJO, A. M. **Um plano de amostragem de qualidade d'água em estuários: caso do Recife.** RBRH – Revista Brasileira de Recursos Hídricos. v. 5. N-4. Out/Dez, p. 111-120, 2000.

ARCOVA, F.C.S.; CESAR, S.F.; CICCIO, V. **Qualidade da água e dinâmica de nutrientes em bacia hidrográfica recoberta por floresta de mata atlântica.** Revista do Instituto Florestal, São Paulo, v.5, n.1, p.1-20, 1993.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 9897: planejamento de amostragem de efluentes líquidos e corpos receptores - procedimento.** Rio de Janeiro, 1987.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 9898: preservação e técnicas de amostragem de efluentes líquidos e corpos receptores - Procedimento.** Rio de Janeiro, 1987.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS – ABNT. **Requisitos Gerais para a competência de laboratórios de ensaio e calibração**. NBR ISO/IEC 17025. Rio de Janeiro; ABNT; 2005.

AYERS, R. S.; WESTCOT, D. W. **A qualidade da água na agricultura**. Tradução GHEYI, H. R.; MEDEIROS, J. F.; DAMASCO, F. A. V. Campina Grande: UFPB, 218 p. (Estudos FAO: Irrigação e Drenagem, 29), 1991.

BACCARO, C. A. D. **Processos erosivos no domínio cerrado**. In: **Guerra, A. J. T.; Silva, A. S. & Botelho, R. G. M. (Eds). Erosão e conservação dos solos: Conceitos, temas e aplicações**. Bertrand Brasil, Rio de Janeiro, Brasil, p.195-227, 1999.

BAIRD, C. **Environmental Chemistry**. W.H. Freeman and Company. Printed in the United States of America. p. 484, 1995.

BARBOSA, F. A. R. **Programa brasileiro para conservação e manejo de águas interiores: síntese das discussões**. Acta limnologica brasiliensia, Botucatu, v. 5, n. 1, p. 211-222, jun. 1994.

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.

BARRETO, L. V. **Estado trófico em uma seção do rio Catolé Grande sob diferentes níveis de vazão**. Itapetinga - BA, 57 p. (Mestrado em ciências ambientais). Universidade Estadual do Sudoeste da Bahia, 2013.

BARROS, F. M. **Dinâmica do nitrogênio e do fósforo e estado trófico nas águas do rio Turvo Sujo. Viçosa - MG, 172 p**. Tese (doutorado em Engenharia Agrícola) Universidade Federal de Viçosa, 2008.

BARROS, F. M.; MARTINEZ M. A.; MATOS A. T. de; MOREIRA, D. A. **Distribuição quantitativa de variáveis de qualidade da água coletada em diferentes pontos de um**

**perfil transversal do rio turvo sujo – MG.** REVENG. Engenharia na agricultura, Viçosa – MG, v.20 n.1, Janeiro/ Fevereiro, p. 60-69, 2012.

BARROS, V. G.; OLIVEIRA, B. G.; OLIVEIRA, T. M. N.; SANTOS, L. K.; NASS, D. N.; MACEDO, A. T.; MELO, Y. L.; MACEDO, A. T.; VIEIRA, C. V. **Extremos físico-químicos do rio cubatão norte – joinville, SC: a bacia nos ambientes urbano e rural.** XIX Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos. p. 1 - 16, 2011.

BICUDO, C. E. et al. **Amostragem em Limnologia.** São Carlos: Rima, 2 ed., 2004.

BISNAS, A. K. **Monitoramento eficiente de lagos.** Shiga: ONU, p. 541, 1990.

BLEICH, M. E.; SILVA, C. J.; ROSSETE, A. N. **Variação temporal e espacial das características limnológicas de um ecossistema lótico no Cerrado do Mato Grosso.** Revista Biotemas, v. 22, n. 2, p. 161 - 171, 2009.

BORMANN, B.T.; BROOKES, M.H.; FORD, E.D.; et al. **A framework for sustainable-ecosystem management.** Portland: Department of Agriculture, Pacific Northwest Research Station. (General thechnical report- PNW – GTR – 331), p. 61, 1994.

BRASIL. Ministério da Saúde. **Secretaria de Vigilância em Saúde. Inspeção sanitária em abastecimento de água,** Secretaria de Vigilância em Saúde. Brasília : Ministério da Saúde, p. 21, 2006.

BRASIL 2005. **Resolução CONAMA (Conselho Nacional de Meio Ambiente).** Resolução n.º 357, de 17 de Março de 2005. **Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências.** Diário Oficial da República Federativa do Brasil, Brasília, 2005.

BRASIL 2011. Ministério da Saúde. Portaria n.º 2.914, de 12 de Dezembro de 2011. **Dispõe sobre normas de potabilidade de água para o consumo humano.** Brasília: SVS, 2011.

BREGUNCE, D. T.; JORDAN, E. N.; DZIEDZIC, M.; MARANH, O L. T.; CUBAS, S. A. **Avaliação da Qualidade da Água do Ribeirão dos Müller, Curitiba-PR.** Revista Brasileira de Recursos Hídricos, v. 16, n.3, p. 39 - 47, 2011.

CARNELOSSI, C. F. **Aporte de sedimentos, nutrientes e microorganismos no rio Portuguesa.** Cascavael - PR, 71 p. (Dissertação de Mestrado). Universidade Estadual do Oeste do Paraná, 2007.

CARVALHO, L. B. **Influência da vazão afluyente do rio de contas sobre a qualidade da água do reservatório pedra, estado da Bahia, Brasil.** Universidade Federal Rural de Pernambuco (Dissertação de Mestrado). Recife, 2010.

CARVALHO, N. O. **Hidrossedimentologia prática.** CPRM/Eletróbrás. Rio de Janeiro., 352 p. , 1994.

CETESB (Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental do estado de São Paulo). **Guia de coleta e preservação de amostras de água.** São Paulo, CETESB, 1988.

CETESB (Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental). **Relatório de qualidade das águas interiores do Estado de São Paulo 2002/CETESB.** São Paulo: CETESB, p. 264, 2003.

CETESB (Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental). **Relatório de qualidade das águas interiores do Estado de São Paulo 2002/CETESB. Significado ambiental e sanitário das variáveis de qualidade das águas e dos sedimentos e metodologias analíticas e de amostragem.** São Paulo: CETESB, p. 4, 2009.

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

COIMBRA, R. M. **Monitoramento da Qualidade da Água, cap. 4 em Hidrologia Ambiental.** Coleção ABRH, v. 3, p. 391- 411, 1991.

DONADIO, N. M. M.; GALBIATTI, J. A.; PAULA, R. C. **Qualidade da água com diferentes usos do solo na Bacia Hidrográfica do Córrego Rico – SP, Brasil.** Eng. Agrícola, p. 115 -125, 2005.

EMBRAPA – **Manual de procedimentos de amostragem e análise físico-química de água.** Lucilia Maria Parron; Daphne Heloisa de Freitas Muniz; Claudia Mara Pereira. Embrapa Florestas, 2011.

ESPÍNDOLA, E.L.G. **A Bacia Hidrográfica do Rio Monjolinho.** Rima, São Carlos, p.188, 2000.

ESTEVES, F. A. **Fundamentos de limnologia.** Rio de Janeiro: Interciência/FINEP, p. 575, 1998.

FRITZSONS, E.; HINDI, E. C.; MANTOVANI, R. E.; RIZZI, N. E. **As alterações da qualidade da água do rio Capivari com o deflúvio: um instrumento de diagnóstico de qualidade ambiental. Engenharia Sanitária e Ambiental.** v. 8, n. 4, p. 239 - 248, 2003.

FURLAN, N. ; CUNHA, C. A. G. ; MIWA, Adriana Cristina Poli ; CALIJURI, M. C. **Caracterização prévia da sub-bacia do Rio Jacupiranga.** Revista Minerva, v. 4(2), p. 141-147, 2007.

FURTADO, C.M. **Caracterização limnológica e avaliação da qualidade da água de um trecho urbano do rio Acre, Rio Branco - AC, Brasil.** Rio Branco, 58 p. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Manejo de Recursos Naturais) - Universidade Federal do Acre, 2005.

GASTALDINI, M. C. C.; PAIVA, E. M. C. D.; PAIVA, J. B. D. **Influência das características hidrológicas na avaliação da qualidade da água do reservatório do arroio vacacaí-mirim.** ABES - Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental. XXVII Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2002.

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, v.6, n.11, 2010.

GOMES, H.S.; DETONI, C.E. **Avaliação de solos e vegetação na região pastoril de Itapetinga BA.** Revista Bahia Agrícola, v.2, n.3, p.1-8, 1998.

GOMES, D. P. P.; ROCHA, F.A.; BARROS, F. M.; AMORIM, J. S. **Avaliação de indicadores físico-químicos em uma seção transversal do rio catolé em diferentes épocas.** Centro Científico Conhecer - Enciclopédia Biosfera, Goiânia, v.7, n.13, 2011.

GONÇALVES, V. D. **Avaliação de alterações de parâmetros de qualidade da água em uma seção transversal – seu impacto para a gestão de recursos hídricos.** Curitiba - PR, 119 p. (Dissertação de Mestrado). Universidade Federal do Paraná, 2011.

GONÇALVES, C. S.; RHEINHEIMER, D. dos S.; PELLEGRINI, J. B. R.; KIRST, S. L. **Qualidade da água numa microbacia hidrográfica de cabeceira situada em região produtora de fumo.** Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, v. 9, n. 3, p. 391 - 399, 2005.

GRANZIERA, M. L. M. **Direito das águas: disciplina jurídica das águas doces.** São Paulo: Atlas, 2001.

HADLICH, G. M., SCHEIBE, L. F. **Dinâmica físico-química de águas superficiais em região de intensa criação de suínos: exemplo da bacia hidrográfica do rio coruja-Bonito, município de Braço do Norte, SC.** Geochimica Brasiliensis, v. 21, n. 3, p.245 - 260, 2007.

HESPANHOL, K. M. H. **Monitoramento e diagnóstico da qualidade da água do ribeirão morangueiro.** Maringá - PR, 84 p. (Dissertação de Mestrado). Universidade Estadual de Maringá, 2009.

HYNES, H.B.N. **The ecology of running waters.** Liverpool: University Press, 3. ed. p. 555, 1970.

INMET – INSTITUTO NACIONAL DE METEOROLOGIA. Disponível em:  
<www.inmet.gov.br>. Acessado em: 02/11/2013.

LARENTIS, D. G. **Modelagem matemática da qualidade da água em grandes bacias: sistema Taquari/Antas – RS**. 2004. 159 f. Dissertação (Mestrado em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental) - Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2004.

LIMA, W.P. **Princípios de hidrologia florestal para o manejo de bacias hidrográficas**. Piracicaba; ESALQ/USP, p. 242, 1986.

LIMA, E. B. N. R. **Modelagem Integrada para Gestão da Qualidade da água na bacia do Rio Cuiabá**. Tese (Doutorado no Programa de Pós-Graduação de Engenharia), Universidade Federal do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro. 2001.

LIMA, E. M. **Interações socioambientais na bacia hidrográfica do rio catolé - bahia**. São Cristovão - SE, 280 p. (Doutorado em Geografia). Universidade Federal de Sergipe, 2012.

LOPES, F. W. A.; MAGALHÃES JÚNIOR, A. P. **Avaliação da qualidade das águas e condições de balneabilidade na bacia do ribeirão Carrancas – MG**. Revista Brasileira de Recursos Hídricos, v. 13, n. 4, p. 111 - 120, 2008.

MACEDO, J. A. B. de. **Métodos laboratoriais de análises físico-químicas e microbiológicas**. 2. ed. Belo Horizonte: Ed. Conselho Regional de Química, 2003.

MACHADO, L. P.; GARÇÃO, H. F., FONTANA, G. H.; OLIVEIRA, M. D. **Avaliação da qualidade da água da zona estuarina do Rio dos Magos**. 24º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental (ABES), Belo Horizonte, 2007.

MADRUGA, F. V.; REIS, F. A. G. V.; MEDEIROS, G. A.; GIRDANO, L. C. **Avaliação da influência do Córrego dos Macacos na qualidade da água do Rio Mogi Guaçu, no município de Mogi Guaçu – SP**. Revista de Engenharia Ambiental. Espírito Santo do Pinhal, v. 5, n. 2, p. 152-168, mai/ago, 2008.

MATHEUS, C.E.; MORAES, A.J. de; TUNDISI, T.M.; TUNDISI, J.G. **Manual de análises limnológicas**. São Carlos: Centro de Recursos Hídricos e Ecologia Aplicada, USP, p. 62, 1995.

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

MEDEIROS, G. A.; ARCHANJO, P.; SIMIONATO, R.; REIS, F. A. G. V. **Diagnóstico da qualidade da água na microbacia do córrego Recanto, em Americana - SP**. Geociências, UNESP. São Paulo. v. 28, n. 2, p. 181 - 191, 2009.

MELO, C. E. **Hábitos alimentares, diversidade de peixes e condições limnológicas de um córrego de cerrado, Barra do Garças – MT**. Mato Grosso - BR, 180 p. (Dissertação de Mestrado). Universidade Federal de Mato Grosso, 1995.

MINISTÉRIO DA SAÚDE, 2005. **Diretriz Nacional do Plano de Amostragem da vigilância Ambiental em Saúde Relacionada à Qualidade da Água para Consumo Humano**. Brasília, DF, maio de 2005.

MORGADO, A. F. **Águas naturais, Apostila de águas naturais**, Universidade Federal de Santa Catarina, 1999.

OLIVEIRA, L. C.; GOMES, B. M.; BAUMGARTNER, G.; SEBASTIEN, N. Y. **Variação espacial e temporal dos fatores limnológicos em riachos da microbacia do rio são francisco verdadeiro - PR**. Revista de Engenharia Agrícola. Jaboticabal, v. 28, n. 4, p. 770 - 781, 2008.

OLIVEIRA, M.D. DE; CALHEIROS, D.F.; SANTOS, M.B.F.; COSTA, M.S.; BARBOSA, D.S. **Qualidade da água em corpos d'água urbanos das cidades de Corumbá e Ladário e no Rio Paraguai, MS**. Corumbá - MS: Embrapa Pantanal, 2002.

OLIVEIRA, T. M. **Diagnóstico da qualidade físico-química e biológica dos afluentes da bacia do alto rio Pirapó**. Dissertação (Mestrado) - UEM, Maringá, PR, 2004.

PACHECO, F.S.; CÉSAR, D.E.; ROLAND, F. **Variação nictemeral de fatores abióticos no reservatório da UHE De Serra da Mesa/GO.** In: SEMINÁRIO DE INICIAÇÃO CIENTÍFICA. Juiz de Fora - MG, ed. 11, 2004.

PALMA-SILVA, G.M. **Diagnóstico ambiental, qualidade da água e índice de depuração do Rio Corumbataí – SP.** 1999. 155 f. Dissertação (Mestrado em Manejo Integrado de Recursos) - Centro de Estudos Ambientais, Universidade Estadual Paulista, Rio Claro, 1999.

PALHARES, J.C.P.; SCANDOLERA, A.J.; LUCAS JÚNIOR, J.; COSTA, A.J. da. **Monitoramento da qualidade da água do Córrego Jaboticabal através de parâmetros químicos.** In: Workshop de integração de informações da bacia hidrográfica do rio Mogi Guaçu, v. 3., p. 43 - 44, 2000.

PAVANELLI, G. **Eficiência de diferentes tipos de coagulantes na coagulação, floculação e sedimentação de água com cor ou turbidez elevada.** Dissertação (Mestrado em Hidráulica e Saneamento), Universidade de São Paulo, São Carlos, 2001.

PEREIRA, R. S. **Identificação e caracterização das fontes de poluição em sistemas hídricos.** Revista eletrônica de recursos hídricos. v. 1, n. 1, p. 20-36, 2004.

PIRES, J. S. R.; SANTOS, J. E. **Bacias hidrográficas: integração entre meio ambiente e desenvolvimento.** Ciência Hoje, v. 19, n. 110, p. 40-45, 1995.

PORTO, F.A.; BRANCO, S.M.; LUCA, S.J. **Caracterização da qualidade da água.** In: PORTO, R.L.(Org.). Hidrologia ambiental, São Paulo: EDUSP, p.375-390, 1991.

PRIOSTE, M. A. O. **Bacia hidrográfica do Rio das Ostras: proposta para gestão ambiental sustentável.** 2007, 193f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Universidade Estadual do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro/RJ. 2007.

PRUSKI, F. F.; SILVA, D. D. da; KOETZ, M. **Estudo de vazão em cursos d'água.** Viçosa: AEAGRI (Série Caderno Didático nº 43), p. 151, 2006.

RAPOSO, A. A.; BARROS, L. F. de P.; JÚNIOR, A. P. M. **O uso de taxas de turbidez da bacia do alto rio das velhas – quadrilátero ferrífero/mg – como indicador de pressões humanas e erosão acelerada.** Revista de Geografia. Recife: UFPE – DCG/NAPA, v. especial VIII SINAGEO, n. 3, Set. 2010.

ROCHA, J. S. M. da. **Educação ambiental técnica para os ensinos fundamental, médio e superior.** 2ª Ed. Santa Maria: Imprensa Universitária, 1999.

ROCHA, O.; PIRES, J. S. R.; SANTOS, J. E. **A bacia hidrográfica como unidade de estudo e planejamento.** In: ESPÍNDOLA, E. L. G.; SILVA, J. S.V.; MARINELLI, C. E.; ABDON, M. M. **A bacia hidrográfica do rio Monjolinho: uma abordagem ecossistêmica e a visão interdisciplinar.** 1. ed. São Carlos: Rima, p. 1-16, 2000.

ROCHA, J. C.; ROSA, A. H.; CARDOSO, A. A. **Introdução à química ambiental.** Porto Alegre: Bookman, 2004.

ROCHA, F. A.; SATURNINO, M. C. O. 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.** Centro Científico Conhecer - Enciclopédia Biosfera. Goiânia, v.6, n.11, 2010.

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

SANTOS, A. C. **Noções de Hidroquímica.** In: FEITOSA, F. A. C.; FILHO, J. M. Hidrogeologia: conceitos e aplicações. CPRM, Fortaleza, p. 389, 1997.

SANTOS, Q. R.; FRAGA, M. S.; ULIANA, E. M.; REIS, A. S.; BARROS, F. M. **Monitoramento da qualidade da água em uma seção transversal do rio catolé, Itapetinga - BA.** Centro Científico Conhecer - Enciclopédia Biosfera. Goiânia, v. 9, n. 16, p. 1503 - 1519, 2013.

SARDINHA, D. S.; CONCEIÇÃO, F. T.; SOUZA, A. D. G.; SILVEIRA, A.; JULIO, M.; GONÇALVES, J. C. de S. I. **Avaliação da qualidade da água e autodepuração do**

**Ribeirão do Meio, Leme (SP).** Artigo Técnico. Engenharia Sanitária e Ambiental, São Paulo, v. 13, n. 3, p. 329 – 338, Jul/Set, 2008.

SCHNEIDER, R. M.; FREIRE, R.; COSSICH, E. S.; SOARES, P. F.; FREITAS, F. H.; TAVARES, C. R. G. **Estudo da influência do uso e ocupação de solo na qualidade da água de dois córregos da Bacia hidrográfica do rio Pirapó.** Acta Scientiarum Technology. Universidade Estadual de Maringá. Maringá, v. 33, n. 3, p. 295 - 303, 2011.

SILVA, A. M.; SCHULZ, H. E; CAMARGO, P. B. **Erosão e hidrossedimentologia em bacias hidrográficas.** São Carlos: RiMa, p.114, 2003.

SILVEIRA, G.L.; SILVA, C.E.; IRION, C.A.O.; CRUZ, I.C.; RETZ, E.F. **Balço de cargas poluidoras pelo monitoramento quali-quantitativo dos recursos hídricos em pequena bacia hidrográfica.** Revista Brasileira de Recursos Hídricos, v. 8, n. 1, p. 5 - 11, 2003.

SMITH, W. S.; BARRELLA, W.; CETRA, M. **Comunidade de peixes como indicadora de poluição ambiental.** Revista Brasileira de Ecologia, v. 1, p. 67 - 71, 1997.

SOUZA, M. J. M.; ROCHA, A. J. A. **Areias river (Goiás, Brasil):Assessment to the water with view to use in supplying the Federal District.** Anais do Simpósio Sobre o Cerrado, v.8, p. 223-225, 1996.

SUBCOMMITTEE ON SEDIMENTATION. **Measurement of the sediment discharge of streams.** Report 8 - Inter-Agency Committee on Water Resources - IowaCity, Iowa, 1963.

TUCCI, C. E. M. **Hidrologia: ciência e aplicação.** Porto Alegre: Editora da UFRGS, v. 4, 3 ed., 943 p., 2002.

URBAN, R. C.; SILVA, A. M.; MANFRÉ, L. A.; NAKADA, L. Y. K. **Análise estatística descritiva e multivariada da variação da qualidade de água de um córrego urbano: estudo de caso do córrego Lavapés – Sorocaba / SP.** XIX Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, 2011.

TUNDISI, J.G. **Limnologia**, 1ª ed. São Paulo : Oficina de textos, 2008.

VANZELA, L. S. **Qualidade de água para irrigação na microbacia do córrego Três Barras no município de Marinópolis, SP**. Ilha Solteira: UNESP, 96 p. (Dissertação Mestrado). Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho", Faculdade de Engenharia de Ilha Solteira, 2004.

VASCONCELLOS, F. C. da S.; IGANCI, J. R. V.; RIBEIRO, G. A. **Qualidade microbiológica da água do rio São Lourenço, São Lourenço do Sul - RS**. Instituto de Biologia, São Paulo, v.73, n. 2, p. 177 - 181, 2006.

VON SPERLING, M. V. **Introdução a qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. Belo Horizonte – MG. p. 243,1996.

VON SPERLING, M. V. **Introdução a qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. Departamento de engenharia sanitária e ambiental, universidade federal de Minas Gerais – BH. 3 ed. p. 107, 2005.

WETZEL, R. G. **Limnology: lake and river ecosystems**. 3. ed. California: Academic Press, 2001.