

**CENTRO UNIVERSITÁRIO DO LESTE DE MINAS GERAIS – UNILESTE/MG  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA INDUSTRIAL**

**TIAGO MARCEL OLIVEIRA**

**COMPARAÇÃO ENTRE A COMPOSIÇÃO QUÍMICA DAS ÁGUAS DE TRÊS  
CÓRREGOS URBANOS NA REGIÃO DO VALE DO AÇO (MG), COM  
DIFERENTES NÍVEIS DE SANEAMENTO AMBIENTAL, DURANTE O PERÍODO  
DE CHUVAS**

**Coronel Fabriciano.**

**2010**

**TIAGO MARCEL OLIVEIRA**

**COMPARAÇÃO ENTRE A COMPOSIÇÃO QUÍMICA DAS ÁGUAS DE TRÊS  
CÓRREGOS URBANOS NA REGIÃO DO VALE DO AÇO (MG), COM  
DIFERENTES NÍVEIS DE SANEAMENTO AMBIENTAL, DURANTE O PERÍODO  
DE CHUVAS.**

Dissertação apresentada ao programa de Pós-Graduação em Engenharia Industrial do Centro Universitário do Leste de Minas Gerais, como requisito para a obtenção do título de mestre em Engenharia Industrial.

Orientador: Professor Dr. Millôr Godoy Sabará

**Coronel Fabriciano**

**2010**

### Ficha catalográfica

O48c Oliveira, Tiago Marcel.

Comparação entre a composição química das águas de três córregos urbanos na região do Vale do Aço (MG), com diferentes níveis de saneamento ambiental, durante o período de chuvas / Tiago Marcel Oliveira. — 2010.

52 f.

Dissertação (mestrado) – Centro Universitário do Leste de Minas Gerais – Unileste-MG, 2010.

Orientação: Millôr Godoy Sabará.

1. Qualidade da água. 2. Saneamento. 3. Rios – Vale do Aço. I. Título.

CDU-628

**TIAGO MARCEL OLIVEIRA**

**COMPARAÇÃO ENTRE A COMPOSIÇÃO QUÍMICA DAS ÁGUAS DE TRÊS  
CÓRREGOS URBANOS NA REGIÃO DO VALE DO AÇO (MG), COM  
DIFERENTES NÍVEIS DE SANEAMENTO AMBIENTAL, DURANTE O PERÍODO  
DE CHUVAS.**

Dissertação de mestrado submetida à banca examinadora designada pelo Conselho de Curso do Programa de Pós-Graduação em Engenharia, Mestrado em Engenharia Industrial do Centro Universitário do Leste de Minas Gerais, como parte dos requisitos necessários à obtenção do grau de mestre em Engenharia Industrial.

Aprovada em 24 de setembro de 2010 por:

---

Millôr Godoy Sabará, Dr. Prof. UEMG – Orientador.

---

Eliana Aparecida Panarelli, Dra. Prof. UEMG.

---

Maria Adelaide Rabelo Vasconcelos, Dra. Prof. PPGE/UNILESTEMG.

A Deus por ter me proporcionado racionalidade, a minha mãe Natália pelo incentivo constante desde os primeiros anos de minha vida para o estudo com dedicação e carinho, ao meu pai Francisco e minha irmã Melissa e a minha esposa Nayane que com companheirismo e paciência me dá força para superar os desafios.

## **AGRADECIMENTOS**

Ao Centro Universitário do Leste de Minas Gerais pela oportunidade de realização do curso.

Aos professores do mestrado no qual cursei disciplinas e muito aprendi para realização deste trabalho.

Aos colegas de serviço do CEFET e da UNIPAC pelo incentivo constante.

Ao Laboratório de Pesquisas Ambientais em especial à Técnica em Química Sandra, e aos estagiários Andiará e Rodrigo que muito me ajudaram na realização de coletas e nas análises laboratoriais.

Aos colegas de curso com quem ao longo do tempo trocamos experiências, ansiedades e sonhos.

E em especial ao Prof. Dr. Millôr Godoy Sabará pela orientação, amizade e empenho para o sucesso deste trabalho.

A todos que, de alguma forma, contribuíram para a realização deste trabalho.

*“O único lugar onde o sucesso vem  
antes do trabalho é no dicionário”*

Albert Einstein

## RESUMO

Este trabalho faz uma comparação entre a qualidade de água de três rios urbanos no Vale do Aço, Minas Gerais, sudeste do Brasil: dois deles sem sistemas de saneamento em funcionamento (Timóteo e Caladão) e outro com todos os sistemas de saneamento já em funcionamento desde 2004 (ribeirão Ipanema). Foram selecionados oxigênio dissolvido, pH, temperatura da água, demanda bioquímica de oxigênio (DBO), sólidos suspensos, sólidos totais dissolvidos (STD), cor da água, turbidez, potencial de oxi-redução (Eh), fosfato e nitrato como principais variáveis para teste. A amostragem foi conduzida durante a estação chuvosa de 2009 em nove pontos, desde as nascentes até a foz de cada um dos rios. Os resultados sugerem que, apesar do ribeirão Ipanema já ter sido saneado desde 2004, a qualidade de água em sua foz não é totalmente satisfatória em termos de pH, cor da água, salinidade, STD, fosfato e nitrato. Em relação aos demais rios, sua qualidade de água é baixa, especialmente em relação à DBO, fosfato e nitrato. Mesmo sendo esperado que rios sem saneamento exibam águas de má qualidade, suas condições demandam urgentes medidas para controle de poluição pontual e difusa. Na presente situação, não se pode afirmar que apenas medidas de saneamento baseadas em controle de fontes pontuais vão resolver os problemas de poluição das águas em rios urbanos no Vale do Aço. Um programa amplo de saneamento levando-se em conta toda a bacia deve ser implementado de maneira a resolver os problemas de poluição das águas. Isto inclui o tratamento do escoamento superficial poluído das cidades e áreas rurais, recriação de sistemas naturais de limpeza de águas residuárias e um programa de monitoramento da qualidade das águas em bases permanentes.

Palavras-chave: Rios urbanos. Qualidade da água. Saneamento. Fontes difusas. Fontes pontuais.

## **Abstract**

This work seek to make a comparison between water quality on three urban rivers in the Vale do Aço (Steel Valley), Minas Gerais, Southern Brasil: two of them without sanitation working facilities (Timóteo and Caladão) e another with all sanitation works functioning already since 2004 (river Ipanema). We selected dissolved oxygen, pH, water temperature, biochemical oxygen demand (BOD), suspended solids, total dissolved solids, water color, turbidly, ox reduction potential (Eh), phosphate and nitrate as main environmental variables to test. The sampling was carried out in the rain season of 2009 on nine points, from headwater to rivers months'. The findings suggests that although the river Ipanema has a full working system of wastewater treatment since 2004, the water quality on its mount is not totally satisfactory in terms of pH, water color, salinity, TDS, phosphate and nitrate. In relation to the other two rivers, its water quality is low, especially in relation to BOD, phosphate and nitrate. Even though it is expected that these non-sanitation rivers shows poor water quality, their conditions demands urgent measures to control both point and non-point sources. In the present situation, one cannot affirm that sanitation measures to point-sources alone will solve water pollution problems in urban rivers at Steel Valley. A broad integrated basin based sanitation program must be build in order to solve water pollution problems. This will included the treatment of the polluted surface runoff from cities and rural areas, recreation of natural systems of clean-up wastewater and the put up of a water quality monitoring program in everlasting basis.

**Key Words:** Urban rivers. Water quality. Sanitation. Difuse sources. Point source.

## Lista de ilustrações

Figura 1.1: Crescimento da população urbana mundial (1952 – 2001).....	15
Figura 2.1: Número cumulativo de estudos publicados sobre impactos da.....	18
Figura 2.2; Vazões veiculadas em um sistema unitário.....	23
Figura 2.3: Sistema separador absoluto.....	23
Figura 3.1: Visão Geral das três bacias amostradas.....	27
Figura 3.2: Mapa da Microbacia do ribeirão Timóteo.....	28
Figura 3.3: Mapa da Microbacia do ribeirão Timótinho.....	29
Figura 3.4: Mapa da bacia do Ribeirão Ipanema.....	30
Figura 3.5: Hidrografia da bacia do Caladão.....	31
Figura 3.6: Comportamento da chuva durante o período de coleta.....	32
Figura 3.7:Imagens das medições <u>in situ</u> das variáveis ambientais.....	34
Figura 3.8: Imagem da coleta na foz do ribeirão Timoteo e Timotinho.....	35
Figura 4.1: Variações oxigênio dissolvido na água dos pontos .....	39
Figura 4.2: Variações do pH na água dos pontos .....	41
Figura 4.3: Variações da Condutividade elétrica na água dos pontos.....	43
Figura 4.4: Variações da Salinidade na água dos pontos.....	44
Figura 4.5: Variações do Sólidos Totais Dissolvidos.....	45
Figura 4.6: Variações do Potencial REDOX.....	46
Figura 4.7: Variações da Demanda Bioquímica de Oxigênio.....	47
Figura 4.8: Variações da Temperatura.....	48
Figura 4.9: Variações do Sólidos em Suspensão.....	49
Figura 4.10: Variações da Cor.....	50
Figura 4.11: Variações da Turbidez.....	51
Figura 4.12: Variações da <i>Clorofila a</i> .....	52
Figura 4.13: Variações do $Ca^{2+}_{(aq)}$ .....	53
Figura 4.14: Variações do $Na^{1+}_{(aq)}$ .....	54
Figura 4.15: Variações do $K^{1+}_{(aq)}$ .....	55
Figura 4.16: Variações do $Li^{1+}_{(aq)}$ .....	56
Figura 4.17: Variação do $NO_3^{-}_{(aq)}$ .....	57
Figura 4.18: Variações do $PO_4^{3-}_{(aq)}$ .....	58

## Lista de tabelas

Tabela 3.1: Localização dos pontos de Coleta.....	26
Tabela 3.2: Variáveis FQ analisadas no LPA nas amostras de água.....	33
Tabela 4.1: Codificação dos locais de coleta.....	39
Tabela 4.2. Teste de KW para O.D. nas nascentes.....	40
Tabela 4.3 Estatística descritiva do O.D., em mg O <sub>2</sub> L <sup>-1</sup> .....	40
Tabela 4.4: Estatística descritiva do pH.....	42
Tabela 4.5: Estatística descritiva do K <sup>1+</sup> (aq).....	55
Tabela 4.6: Correlações entre as var. analisadas e a chuva acumulada.....	59

## Lista de abreviaturas e siglas

pH (potencial hidrogênio)

O<sub>2</sub> (Oxigênio),

STD (Sólidos Totais Dissolvidos)

STS (Sólidos Totais Suspensos)

Ca<sup>2+</sup> (Cálcio na coluna d'água)

Na<sup>+</sup> (Sódio na coluna d'água)

K<sup>+</sup> (Potássio na coluna d'água)

Li<sup>+</sup> (Lítio na coluna d'água)

N-Total (Nitrogênio total)

P-Total (Fósforo total)

DBO<sub>5</sub><sup>20</sup> (Demanda Bioquímica de Oxigênio em 5 dias a 20°C)

OD (Oxigênio Dissolvido)

OMS (Organização Mundial de Saúde)

CONAMA (Conselho Nacional de Meio Ambiente)

FQ (Físico-Química)

LPA (Laboratório de Pesquisas Ambientais)

COPASA-MG (Companhia de Saneamento Básico de Minas Gerais-Brasil)

IBGE (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatísticas)

KW (Kruskal-Wallis)

Prog (Programa)

## SUMÁRIO

<b>1 INTRODUÇÃO</b>	<b>13</b>
1.1 Hipóteses de trabalho	16
<b>2 REVISÃO DA LITERATURA</b>	<b>17</b>
2.1 Sinopse sobre Limnologia urbana no contexto da pesquisa	19
2.2 Hidrografia e águas superficiais urbanas	21
2.3 Qualidade da água	24
2.4 Programa de remoção de fontes pontuais de poluição em córregos urbanos	25
<b>3 MATERIAIS E MÉTODOS</b>	<b>26</b>
3.1 Área de estudos	26
3.1.2 <i>As bacias escolhidas em relação à região do Vale do Aço</i>	27
3.2 As Microbacias dos rios Timóteo - Timotinho, Caladão e Ipanema	27
3.2.1 <i>Microbacia do Ribeirão Timóteo</i>	28
3.2.2 <i>Microbacia do Ribeirão Timotinho</i>	29
3.2.3 <i>Microbacia do Ipanema</i>	29
3.2.4 <i>Microbacia do Caladão</i>	30
3.3 Critérios de seleção dos pontos de amostragem.	31
3.4 Distribuição no espaço x tempo e condições climáticas da amostragem.	32
3.5 Metodologia das Análises	33
3.5.1 <i>Variáveis Medidas in situ.</i>	33
3.5.2 <i>Procedimentos de Amostragem</i>	34
3.5.3 <i>Procedimento das Análises em Laboratório</i>	35
3.5.3.1 Turbidez , Cor e Sólidos Suspensos (SS)	35
3.5.3.2 Concentração de Fosfato.	36
3.5.3.3 Concentração de Metais (Li <sup>+1</sup> , Na <sup>+1</sup> , K <sup>+</sup> , Ca <sup>+2</sup> ,)	37
3.5.3.4 Clorofila <i>a</i>	37
3.5.3.5 Nitrato	37
3.5.3.6 Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO)	38
<b>4 RESULTADOS</b>	<b>39</b>
4.1 Resultados das análises e tratamento estatísticos	39
4.1.1 <i>Oxigênio Dissolvido (mg.L<sup>-1</sup> e saturação)</i>	39

<b>4.1.2 pH</b>	<b>41</b>
<b>4.1.3 Condutividade elétrica (<math>\mu\text{S.cm}^{-1}</math>)</b>	<b>43</b>
<b>4.1.4 Salinidade</b>	<b>44</b>
<b>4.1.5 Sólidos Totais Dissolvidos (<math>\text{mg.L}^{-1}</math>)</b>	<b>45</b>
<b>4.1.6 Potencial REDOX ( Eh)</b>	<b>46</b>
<b>4.1.7 Demanda Bioquímica de Oxigênio (<math>\text{mg.L}^{-1}</math>)</b>	<b>47</b>
<b>4.1.8 Temperatura ( °C)</b>	<b>48</b>
<b>4.1.9 Sólidos em Suspensão (<math>\text{mg.L}^{-1}</math>)</b>	<b>49</b>
<b>4.1.10 Cor ( uH)</b>	<b>50</b>
<b>4.1.11 Turbidez</b>	<b>51</b>
<b>4.1.12 Clorofila a (<math>\mu\text{g.L}^{-1}</math>)</b>	<b>52</b>
<b>4.1.13 Cálcio – <math>\text{Ca}^{2+}_{(aq)}</math> (ppm)</b>	<b>53</b>
<b>4.1.14 Sódio – <math>\text{Na}^{1+}_{(aq)}</math> (ppm)</b>	<b>54</b>
<b>4.1.15 Potássio – <math>\text{K}^{1+}_{(aq)}</math> (ppm)</b>	<b>55</b>
<b>4.1.16 Lítio – <math>\text{Li}^{1+}_{(aq)}</math> (ppm)</b>	<b>56</b>
<b>4.1.17 Nitrato – <math>\text{NO}_3^-</math> (<math>\text{mg.L}^{-1}</math>)</b>	<b>57</b>
<b>4.1.18 Fosfato – <math>\text{PO}_4^{3-}</math> (<math>\text{mg.L}^{-1}</math>)</b>	<b>58</b>
<b>4.2 Correlações entre as variáveis amostradas e a precipitação acumulada</b>	<b>59</b>
<b>5 DISCUSSÃO</b>	<b>60</b>
<b>6 CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES</b>	<b>66</b>
<b>REFERÊNCIAS</b>	<b>67</b>
<b>ANEXOS</b>	<b>72</b>

## 1 INTRODUÇÃO

Em um contexto global, o desenvolvimento urbano tem sido o maior promotor de mudanças na superfície da Terra, uma tendência que se acelerou em décadas recentes em resposta ao crescimento da população mundial. Nos últimos 25 anos do Século XX a população mundial aumentou, em média, 100%, sendo que no terceiro mundo o crescimento foi de 200%. Estas taxas representam um enorme número de pessoas vivendo em áreas urbanas. Enquanto em 1952 a maior cidade do mundo (Nova York) tinha uma população entre 7 a 8 milhões de habitantes, em 2001 havia 17 cidades com mais de 8 milhões de habitantes, sendo que a maior área urbana (Shangai), excedia 14 milhões de habitantes. (UNITED NATIONS, 2004). Como um resultado esperado, esse crescimento impõe um pesado ônus sobre a infraestrutura urbana, especialmente sobre rios urbanos (Figura 1.1).

A deterioração das águas urbanas brasileiras é um fenômeno disseminado por todo o País, principalmente pela ausência de tratamento das fontes pontuais, em especial os esgotos domésticos, e das fontes difusas. Para a cidade de Belo Horizonte, cerca de 70% das águas superficiais são de péssima qualidade, e 12% são consideradas ruins (VIEIRA, 2008). A carga orgânica remanescente para as bacias do Sul e Sudeste foi estimada em 1042 t DBO<sup>-1</sup> dia<sup>-1</sup> (16.4% do total nacional). Para as bacias do Leste, a carga foi estimada em 1258 t DBO<sup>-1</sup> dia<sup>-1</sup> (19.8% do total nacional) e para a bacia do São Francisco, em 498 t DBO<sup>-1</sup> dia<sup>-1</sup>, ou 7.8% do total. Isso sugere que as bacias mais urbanizadas e industrializadas representam 44% de carga remanescente orgânica do Brasil ao oceano Atlântico, apesar de somarem 28% da área do país, sugerindo a dimensão da falta de tratamento dos efluentes líquidos nas regiões de maior concentração da população.

Dentre essas bacias, destaca-se a bacia do Rio Doce, por seus problemas de poluição industrial e urbana, está última derivada de esgotos urbanos sem qualquer forma de tratamento, lançado em seus tributários e no curso principal do rio. Dentre estes tributários, o mais impactado é o Rio Piracicaba, afluente da margem esquerda do rio Doce, concentrando grandes cidades e indústrias siderúrgicas ao longo de

seus 300 km. Na bacia do rio Doce, de 59 estações de monitoramento, a qualidade da água estava entre as Classes 4 (36 estações) e as restantes 23 estações na Classe 3, pelos parâmetros do IBAMA (1986). As causas principais sugeridas foram a ausência quase total de tratamento dos esgotos domésticos, a

poluição por efluentes industriais e deposição inapropriada de resíduos sólidos urbanos. (GIWA –Â, 2004). ‘

A poluição das águas na bacia do rio Piracicaba tem destaque na degradação dos solos. Por outro lado, a degradação dos solos reduz a produtividade agrícola, resultando em migração de pessoas das áreas rurais para a periferia das cidades maiores. Uma concentração excessiva de baixa renda e desemprego nas cidades sem adequada infraestrutura causa poluição por cargas orgânicas e sólidos suspensos. O processo de industrialização do vale do Rio Piracicaba, estimulada pela mineração de ferro e produção de aço causa poluição química. Sólidos suspensos, aumento da carga orgânica, poluição química e microbiológica aumentam o risco para a saúde da população e mais estresse sobre rios urbanos (apud GIWA, 2004). O IET (Índice de Estado Trófico) de Carlson (1977) é um parâmetro que tem por finalidade classificar corpos d’água em diferentes graus de trofia, ou seja, avalia a qualidade da água quanto ao enriquecimento por nutrientes e seu efeito relacionado ao crescimento excessivo das algas ou ao aumento da infestação de macrófitas aquáticas (CETESB, 2010). Como exemplo, o índice de Estado Trófico (IET) de Carlson (1977) aplicado ao potamal do rio Piracicaba (SABARÁ E GONÇALVES, em preparação), sugere que esse ambiente esteve eutrófico ou hipereutrófico durante todos os meses do ano de 2007. De Caux (2007), analisando os efeitos de um programa de despoluição no Ribeirão Ipanema, que drena a cidade de Ipatinga (250 000 habitantes), no Vale do Aço, sugere uma melhora na qualidade das águas entre 2004 e 2007, embora abaixo do aguardado. Existem mais dois importantes afluentes do Piracicaba que drenam áreas densamente povoadas: o córrego do Timóteo e o córrego do Caladão, que drenam os municípios de Timóteo (100 000 habitantes) e Coronel Fabriciano (130 000 habitantes), respectivamente.

Este trabalho procura avaliar resultados de uma pesquisa conduzida no período chuvoso de 2009, de forma a responder algumas perguntas: Quais têm sido os impactos do desenvolvimento urbano sobre esses três rios acima citados? Como esses impactos variam com o local e comportamento da chuva, na extensão indicada pelos dados; Por último, quais as diferenças entre esses três diferentes rios em função de programas de saneamento? Por último, este trabalho sugere algumas pesquisas para se avaliar continuamente a efetividade do saneamento ambiental

nestes rios pesquisados. Buscou-se um equilíbrio entre o proposto na pesquisa e os recursos disponíveis.

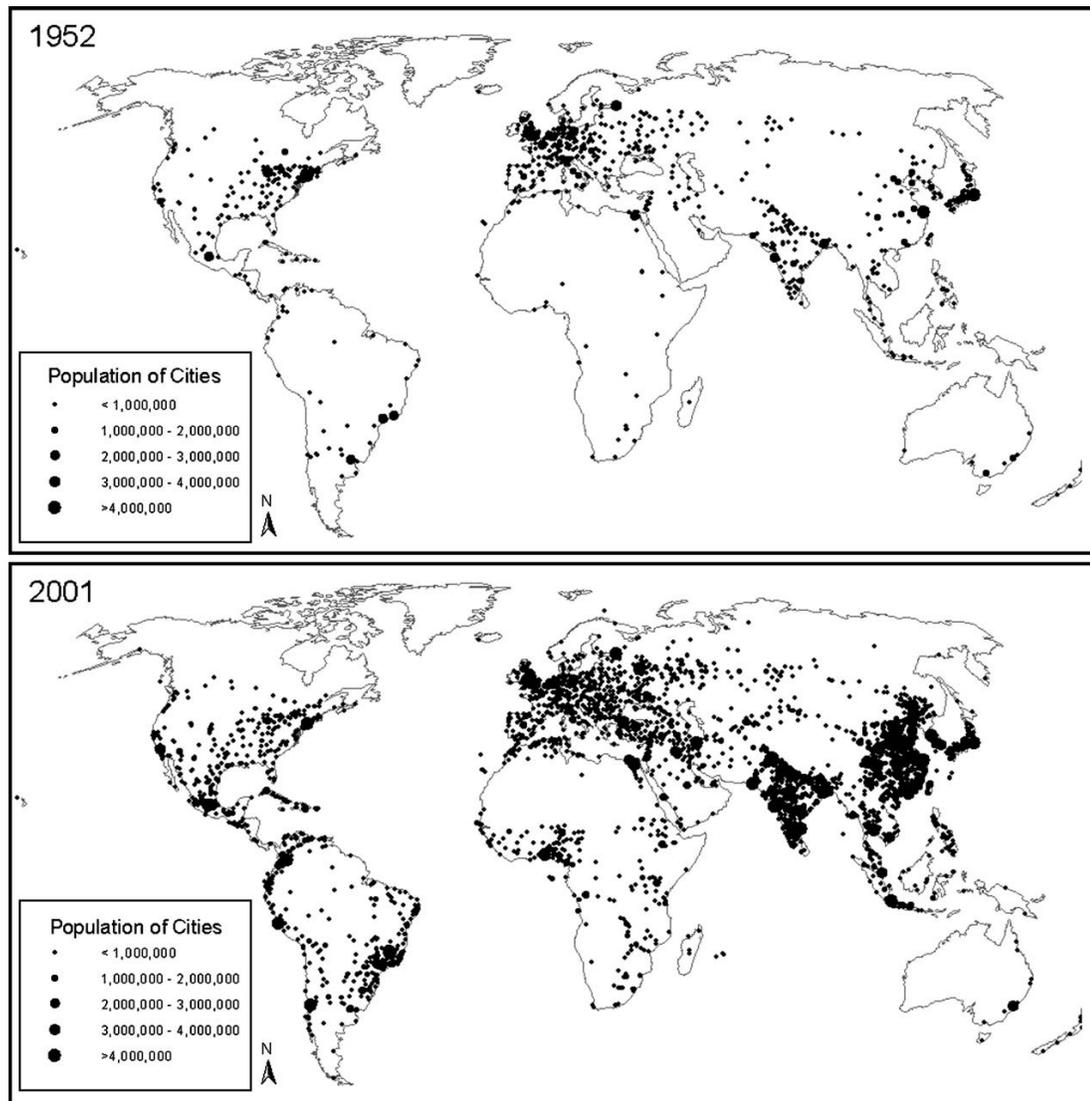


Figura 1.1: Crescimento da população urbana mundial (1952 – 2001). Fonte: United Nations (2004).

### 1.1 Hipóteses de trabalho

- I. Existe efeito significativo nas variáveis ambientais físicas da água (temperatura, cor e Sólidos Suspensos) entre as águas amostradas nos rios urbanos Ipanema, Timóteo, Timotinho e Caladão?
- II. Há diferença significativa das variáveis químicas da água ( pH, O<sub>2</sub>, Potencial Redox, Condutividade, Salinidade, STD, turbidez , Ca<sup>2+</sup>, Na<sup>+</sup>, K<sup>+</sup>, Li<sup>+</sup>, N-Total e P-Total)?
- III. Há diferença significativa das variáveis microbiológicas da água (Clorofila *a*, e DBO<sub>5</sub><sup>20</sup>)?

## 2 REVISÃO DA LITERATURA

Os ambientes aquáticos estão comprometidos quase que na totalidade no nosso planeta devido aos aporte de nutrientes de origem antropogênica, com destaque especial para o nitrogênio e fósforo (CAUX, 2007).

A poluição das águas é consequência de atividades antropogênicas, sendo que a pluma de contaminação contendo todos os poluentes alcançam águas superficiais e subterrâneas de formas variadas. Estas fontes podem ser classificadas como fonte pontual e difusa, principalmente para efeito de legislação.

Fontes de poluição difusas, estão espalhadas por diversos locais (Teto de casas, ruas e avenidas, entre outros) que ao chover, as águas lavam estes poluentes e leva-os até o rio. São particularmente difíceis de serem determinadas, em função das características intermitentes das suas descargas e também pela abrangência sobre extensas áreas agrícolas e urbanas. Ao contrário fontes pontuais compreendem a descarga de efluentes a partir de indústrias e estações de tratamento de esgotos, entre outras. Estas podem ser facilmente identificadas devido sua característica, pois estão presentes em atividades econômicas definidas (Siderurgia, Indústria de Alimentos, Mineração e outros) ou sanitárias e podem ser monitoradas com maior eficiência e regulamentadas pelos órgãos ambientais (BRUNCE,1994).

Uma característica marcante da poluição difusa é a variabilidade na concentração de poluentes lançados nos corpos d'água, pois estas variam em magnitude entre bacias hidrográficas, com diferentes eventos de precipitação, ao longo de um mesmo evento e ainda quanto ao tipo de uso e ocupação do solo ( BRITES et al., 2007).

O esgoto doméstico é uma das principais fontes de deterioração de águas superficiais urbanas, sendo rico em matéria orgânica, o que faz lhe um grande consumidor de oxigênio dissolvido (OD), sendo que países desenvolvidos já equacionaram este problema, mas, constitui-se no principal problema em nosso país (VON SPERLING, 1995).

A composição do esgoto depende do uso para o qual a água foi utilizada. Sendo o uso da água uma variável dependente do clima, situação social e econômica, e hábitos da população. A água é o principal componente dos esgotos domésticos sendo de aproximadamente 99,9%. Os outros 0,1% está incluso sólidos

orgânicos e inorgânicos, suspensos e dissolvidos, bem como microrganismos. É devido a estes 0,1% a responsabilidade da contaminação da água e que nos leva a conclusão da necessidade do tratamento (VON SPERLING, 1996)

Chin (2006) fez uma revisão em mais de 100 publicações estudando o impacto da urbanização nas cinco décadas passadas. As publicações foram categorizadas em três grupos quanto aos aspectos físicos do sistema investigado: hidrologia, sedimentologia e parâmetros morfológicos afetados pela urbanização, tanto no tempo quanto espaço. Primeiramente foi identificada tendência de aumento nas publicações referentes ao efeitos da urbanização sobre rios. (Figura 2.1).

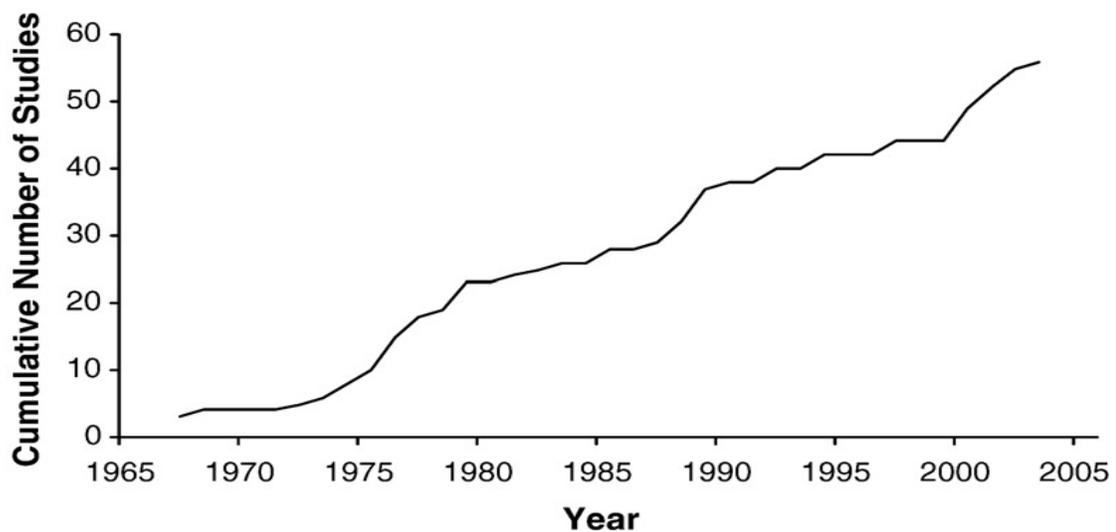


Figura 2.1: Número cumulativo de estudos publicados sobre impactos da urbanização em rios.  
Fonte: Chin (2006)

Com base em Chin (2006) a revisão sugerem que existe uma tendência na diminuição da sinuosidade e um aumento da largura dos rios entre 2 a 3 vezes, chegando a quinze vezes a largura original. A carga de sedimentos suspensos é elevada nos primeiros 2 anos, estabilizando-se após esse período. As mudanças ecológicas, químicas e físicas incluem diminuição da diversidade de alguns grupos como peixes, enquanto algas e bactérias podem ter sua diversidade aumentada, porém, com substituição de espécies. Apesar dos impactos da urbanização poderem ser mais facilmente sumarizados em termos de médias, variação considerável existe entre locais de uma mesma bacia. Entre bacias a variação em respostas são devidas a geologia, vegetação, declividade e estruturas urbanas, incluindo estradas e nível de canalização. Nos trópicos, a intensidade e concentração da precipitação em poucos meses, mais solos frágeis resulta em diminuição da profundidade média e aumento dos picos de cheia.

## 2.1 Sinopse sobre Limnologia urbana no contexto da pesquisa

A limnologia urbana é um caso especial da limnologia aplicada a cidades, ou seja, ambientes onde as atividades antrópicas têm alterado significativamente os processos naturais. O crescimento urbano traz significativas mudanças nas propriedades físicas (e.g. taxa de infiltração) da superfície do solo aumentando a vulnerabilidade dos ambientes aquáticos, especialmente sua química e estrutura das comunidades naturais (NIEMCZYNOWICZ, 1999). Em face do aumento da migração da população para as cidades, na taxa de 1 milhão de pessoas  $\text{dia}^{-1}$  aumenta a dificuldade de se encontrar fontes de água de boa qualidade e quantidade para atender a demanda, devido à poluição crescente dos cursos de água urbanos, especialmente no terceiro mundo (UNITED NATIONS, 2004). As soluções dependem não somente do aspecto sanitário, mas também em estudos limnológicos, fundamentais para o manejo da água, não somente em áreas urbanas, mas na totalidade da bacia.

Aspectos qualitativos do escoamento superficial em cidades e seus impactos em corpos receptores estão, cada vez mais, chamando a atenção de limnólogos urbanos, requerendo, frequentemente, amostragens intensas e de elevado custo. A composição química da água de áreas urbanas é substancialmente diferente daquela em áreas rurais. Uma das principais causas disso é o complexo sistema hidráulico das cidades por onde entra parte do escoamento superficial e a interação com solos pesadamente alterados em sua física através da impermeabilização solo, telhados, calçadas, ruas e pátios. A impermeabilização é considerado o principal fator, no ambiente urbanizado, provocador de efeitos que alteram os componentes do ciclo hidrológico natural da bacia hidrográfica, e conseqüentemente o balanço hídrico na bacia. Os efeitos mais impactantes nas águas urbanas são (VIEIRA, 2008):

- I. Redução da infiltração no solo;
- II. Aumento do escoamento superficial devido ao volume que deixa de infiltrar e fica na superfície;
- III. Redução do escoamento subterrâneo;
- IV. Aumento da velocidade do escoamento superficial e redução do tempo de concentração;

- V. Aumento das vazões máximas e antecipação dos picos no tempo;
- VI. Aumento da evaporação, nas precipitações de baixa intensidade, devido ao
- VII. Aquecimento das superfícies urbanas;
- VIII. Modificação do clima local, com o aumento de precipitação.

Desse modo, muitas atividades em áreas urbanas podem gerar poluição. Os poluentes carregados por escoamento superficial se propagam rio abaixo na área urbana, influenciando não somente a qualidade de água no rio, mas também em áreas de inundação. Desse modo, para se prevenir poluição a jusante é necessário se saber o tipo, quais as atividades poluidoras e onde estão localizadas na cidade. O planejamento de medidas antipoluição devem incluir medições de qualidade da água. As variáveis de qualidade devem ser escolhidas em função de categorias de efluentes que chegam aos corpos receptores. A escolha dos parâmetros também deve levar em conta o tamanho e taxa de crescimento das cidades e tipo da atividade causando poluição (VIGANÒ *et al.* 2008).

Por exemplo, se poluição de origem urbana (esgotos domésticos) é lançada ao rio, o oxigênio dissolvido, DBO, níveis de N e P, mais bacteriologia podem ser as variáveis mais amostradas. Por outro lado, cidades altamente industrializadas devem ter elementos traço como variáveis principais. A duração da amostragem de água também é importante. Se o clima é tropical, com concentração de chuvas em um período do ano, esse período chuvoso pode revelar mais sobre o comportamento do ambiente e de mudanças na em período de grande aporte de escoamento superficial. Quando se quer comparar efetividade de programas de despoluição orgânica, a comparação entre bacias é necessária, com as variáveis sendo escolhidas de acordo com essa comparação (PARK *et al.*, 2007).

Os resultados encontrados nessa pesquisa buscaram levar em conta todas essas condições, tendo também em vista as restrições em tempo, recursos e pessoal. As variáveis escolhidas são adequadas aos esgotos urbanos orgânicos, ou seja domésticos.

## 2.2 Hidrografia e águas superficiais urbanas

Um país para se desenvolver tanto do ponto de vista econômico quanto social, tem que respeitar a disponibilidade de água de boa qualidade. Assim aspectos importantes como os relacionados a qualidade torna-se mais relevantes do que os relacionados com quantidade de água disponível (MOTA, 1995).

Águas superficiais são encontradas na rede de rios da bacia hidrográfica onde a população se desenvolve. Uma seção de um rio define a sua bacia hidrográfica. Essa bacia é a área definida pela topografia superficial em que, a chuva ali precipitada, potencialmente contribui com escoamento pela seção que a define (TUCCI, 1995).

Para a avaliação ambiental de uma bacia hidrográfica, é necessário representar a integração dos efeitos de diferentes agentes naturais e antrópicos situados a montante de qualquer seção de escoamento de um corpo d'água. Na avaliação quantitativa dos recursos hídricos são consideradas o comportamento hidrológico resultante da precipitação e as interferências dos usos da água, obras hidráulicas entre outras ações antrópicas. Na avaliação da qualidade da água é necessário integrar o modelo quantitativo com a representação das fontes de poluição, seu transporte no rios e reservatórios para representar os efeitos integrados ou sinérgicos dos impactos sobre a qualidade da água dos rios (LARENTIS al., 2008).

Os modelos e as concepções da utilização e gestão das águas, mais utilizados no sistema urbano tradicional, escrevem um ciclo imperfeito da água. Neste ciclo, a água é retirada de uma fonte local, tratada, utilizada e retorna para o corpo hídrico – rio ou lago – para ser retirada novamente. Mas a água que é devolvida raramente tem as mesmas qualidades que a água receptora (ou a água original), como foi extraída da natureza (BRAGA et al., 2005; TUCCI, 1995; VON SPERLING, 2005).

Em uma cidade sem um planejamento territorial, e sem eficiência das gestões sanitária e ambiental no aspecto do uso e ocupação do solo, traz como resultados danos significativos para a população, gerando condições ambientais inadequadas e como consequência o aumento das enchentes urbanas, a contaminação da água superficial, a proliferação de doenças, entre outros (MOTA, 2003; NASCIMENTO; 2003).

Um dos principais problemas dos ecossistemas da água doce é a degradação de sua qualidade com o aumento da urbanização, sendo quanto maior a urbanização maior a deterioração na qualidade de água do ecossistema, e também o aumento da urbanização interfere na drenagem urbana aumentando o escoamento superficial e reduzindo a reserva de água na superfície e nos aquíferos (CAUX, 2007)

As redes de drenagem urbana são as principais responsáveis pelo transporte de cargas poluidoras. Esta poluição apresenta-se de forma diversificada e dependente de fatores como uso e ocupação do solo, densidade populacional, estações do ano, topografia, geologia e da intensidade e frequência das precipitações (BRITES et al., 2007).

Dentro destes aspectos é que levantamos a necessidade de conhecermos o histórico urbano da cidade, para que possamos identificar quando ocorreu um processo de urbanização desordenado, na maioria dos municípios brasileiros a expansão urbana desordenada foi quase um processo natural pela falta de legislação e ineficiência dos governos. A falta de planejamento e fiscalização do uso e ocupação do solo, favoreceu o aparecimento de cidades densas do ponto de vista populacional, mal distribuído no espaço urbano e com sistema sanitário quase que totalmente precário, resultando ao longo de uma micro-bacia a deterioração na qualidade das águas superficiais.

O modelo de gestão de saneamento ambiental e sistemas de esgotamento sanitário e pluvial adotado pelos municípios para lidar com as águas superficiais urbanas são diferentes, podendo ser de três tipos: Sistema separador absoluto, sistema separador parcial ou misto e sistema unitário. O sistema separador absoluto constitui-se por dois sistemas independentes: um sistema de galeria de águas pluviais para drenagem destas em um sistema de esgotamento sanitário, que recebe contribuições de esgoto sanitário. No sistema separador parcial ou misto, a parcela de água da chuva que cai em telhados e pátios de prédios é conduzida ao sistema de esgotos sanitários, sendo as contribuições pluviais restantes encaminhadas ao sistema de galerias pluviais. O sistema unitário recebe contribuições de esgotos sanitários e águas pluviais num mesmo conduto (CRESPO, 1997; CETESB, 1977; VON SPERLING, 1995). As Figuras. 2.2 e 2.3 apresentam as vazões veiculadas em um sistema unitário e o sistema separador.

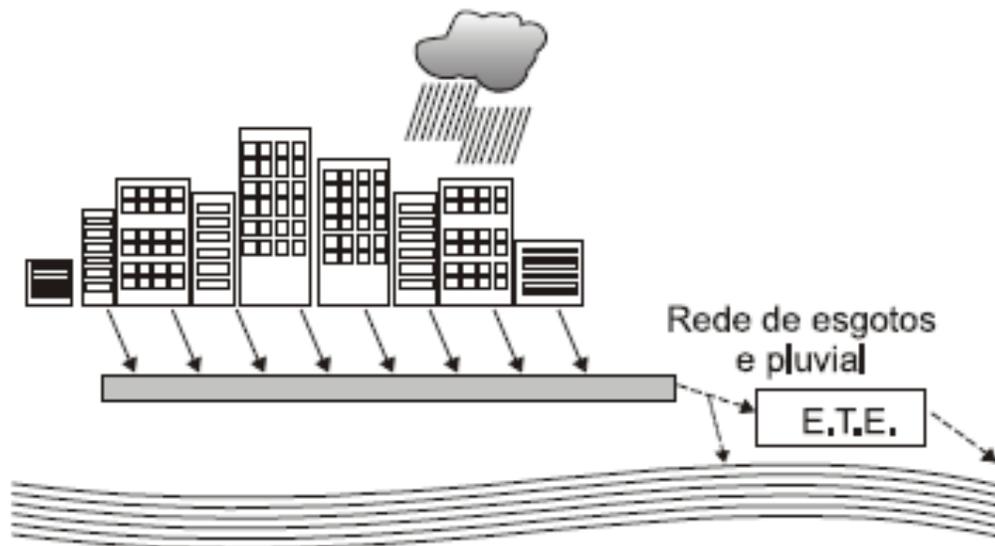


Figura 2.2: Vazões veiculadas em um sistema unitário.  
 Fonte: Adaptado de Von Sperling (1995).

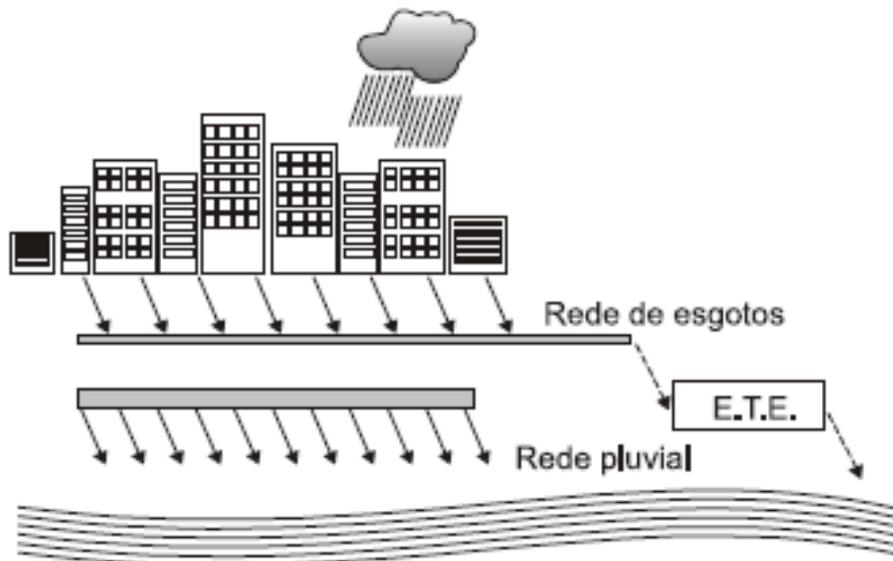


Figura 2.3: Sistema separador absoluto.  
 Fonte: Adaptado de Von Sperling (1995).

## 2.3 Qualidade da água

O termo “qualidade de água” refere-se às características químicas e físicas e biológicas das águas, e que, de acordo com essas características, é determinada as diferentes finalidades para o uso da água. Foi necessária uma política normativa nacional de uso da água, como consta na resolução nº357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente. A resolução CONAMA 357/2005 não classifica a água de acordo com suas propriedades, mas classifica de acordo com os usos preponderantes do curso d’água. Os valores contidos na resolução CONAMA 357/2005 são de referência e quando fora do padrão indicam necessidade de medidas de recuperação da qualidade da água para atendimento adequado dos usos preponderantes para a região (CONAMA, 2005).

A qualidade da água em um ponto selecionado de um córrego é um variável dependente das características físicas do leito do rio, das características geomorfológicas, das misturas de água com qualidades diferentes, da presença de vegetação ciliar, do regime climático, da presença de comunidades e das interferências antrópicas, sendo o produto dos vários processos que ocorrem ao longo do curso d’água. Todos esses fatores que controlam a qualidade da água de um córrego, fazem parte de um complexo equilíbrio, sendo qualquer alteração na bacia hidrográfica pode acarretar alterações significativas (PINHEIRO, 2008).

Os parâmetros da qualidade da água traduzem suas principais características físicas, químicas e biológicas. Alguns parâmetros de extrema importância são: Turbidez, Cor, pH, condutividade elétrica (CE), OD (oxigênio dissolvido), sólidos suspensos totais (SST), DBO (demanda bioquímica de oxigênio), DQO (demanda química de oxigênio) e coliformes termotolerantes ( PINHEIRO, 2008).

Os índices de qualidade da água refletem o nível de salubridade da água, sendo baseados em algumas variáveis pré-determinadas. Em alguns casos, estes índices refletem o comportamento do ecossistema e, em outros, indicam a condição do ambiente aquático. O objetivo principal destes índices é determinar o potencial de disfunção do ecossistema e permitir melhor compreensão das fontes de contaminação e das decisões de manejo mais eficazes (ONGLEY, 2000).

## **2.4 Programa de remoção de fontes pontuais de poluição em córregos urbanos**

Uma das abordagens para mitigação dos impactos causados por fontes pontuais de poluição, tem sido o tratamento das fontes pontuais de efluente líquidos e industriais para o saneamento de ecossistemas aquáticos continentais (TUNDISI, 2003).

Um exemplo dessa abordagem está sendo desenvolvido no ribeirão Ipanema, município de Ipatinga, MG, e está programado para se desenvolver no ribeirão Caladão, município de Coronel Fabriciano, MG, e ribeirão Timóteo e Timotinho, município de Timóteo, MG, pela Companhia de Águas e Saneamento de Minas Gerais – COPASA, MG. No caso de Ipatinga a interligação dos interceptores domésticos ocorreram no ano de 2003.

Com a implementação desse programa, torna-se muito importante a medição de sua efetividade, sendo esta expressa em termos numéricos, passíveis de análise estatística, o grau de efetividade da retirada do esgoto doméstico sobre o ribeirão Ipanema (CAUX, 2007).

### 3 MATERIAIS E MÉTODOS

#### 3.1 Área de estudos

Foram selecionados 9 (nove) pontos de coleta nas micro bacias do Timóteo, Timotinho, Caladão e Ipanema sendo sempre a nascente e a foz do rio, com exceção nas micro bacias do Timóteo e Timotinho devido as mesma se encontrarem ao longo de seu curso transformando em um único corpo hídrico até sua foz no rio Piracicaba (Tabela 3.1).

O ponto 1 localiza-se na área urbana do município de Timóteo, próximo a BR 381 no encontro com o rio piracicaba. Os pontos 2 e 3 localiza-se em área urbana, com mata ciliar ocorrendo o encontro das duas micro bacias, sendo o ponto 2 antes do encontro e pertencente ao ribeirão Timóteo e o ponto 3 antes do encontro e pertencente ao ribeirão Timotinho. Os pontos 4 e 5 localiza-se em área rural do município de Timóteo e de baixo impacto antropogênico, sendo o ponto 4 pertencente a nascente do ribeirão Timóteo e o ponto 5 pertencente a nascente do ribeirão Timotinho. O ponto 6 localiza-se na área urbana do município de Coronel Fabriciano, sendo este localizado a foz do ribeirão caladão, já o ponto 7 localiza-se na área rural do município de Coronel Fabriciano sendo este de baixo impacto antropogênico e localiza a nascente do ribeirão caladão. O ponto 8 localiza-se a nascente em área rural do município de Ipatinga, sendo este de baixo impacto antropogênico e localiza-se a nascente do ribeirão Ipanema e o ponto 9 localiza-se em área urbana do município de Ipatinga e onde se encontra a foz do ribeirão Ipanema.

Tabela 3.1: Localização dos pontos de Coleta

Ponto	Coordenadas	LOCAL
1	19°32'40"S, 42°37'40"O	Córrego Timóteo – Foz
2	19°32'57"S, 42°38'14"O	Córrego Timóteo – Confluência com Timotinho
3	19°32'48"S, 42°38'71"O	Córrego do Timotinho – Confluência com Timóteo
4	19°35'24"S, 42°39'64"O	Córrego do Timotinho – Nascente
5	19°36'50"S, 42°42'13"O	Córrego do Timóteo – Nascente
6	19°31'37"S, 42°37'40"O	Córrego do Caladão – Foz
7	19°27'50"S, 42°40'40"O	Córrego do Caladão - Nascente
8	19°25'07"S, 42°39'08"O	Córrego do Ipanema – Nascente
9	19°29'67"S, 42°30'36"O	Córrego do Ipanema – Foz

### 3.1.2 As bacias escolhidas em relação à região do Vale do Aço

A Figura 3.1 mostra os três córregos amostrados e suas bacias hidrográficas

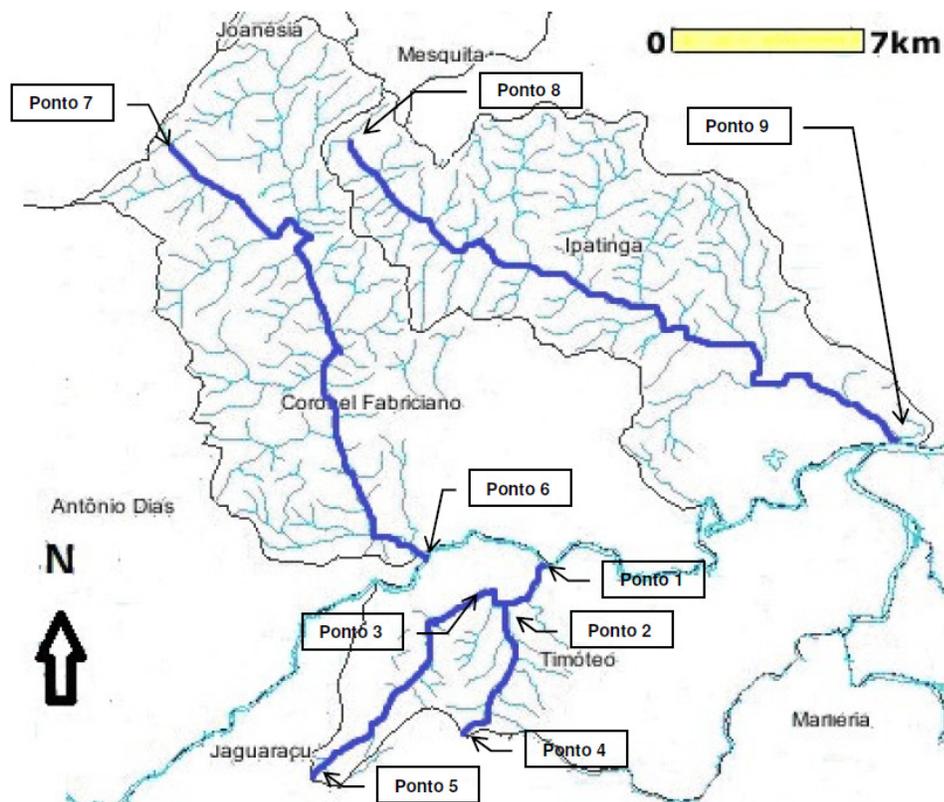


Figura 3.1: Visão Geral das três bacias amostradas  
 Fonte: <http://www2.siam.mg.gov.br/webgis/semadmg/viewer.htm>.

### 3.2 As Microbacias dos rios Timóteo - Timotinho, Caladão e Ipanema

As micro bacias do ribeirão Timóteo (Figura 3.1) e Timotinho (Figura 3.2) localizam-se no município de Timóteo na região do Vale do Rio Doce, Estado de Minas Gerais nas coordenadas geográficas: 19°30'36" Latitude Sul e 42°38'16" Longitude oeste. O clima da região é do tipo tropical de altitude com chuvas de verão, verões quentes com inverno seco (Classificação de Koeppen). Sendo este um município de predominância urbana contando com uma população no ano de 2009 segundo IBGE de 79.183 habitantes e possuindo uma área de unidade territorial da cidade de 145 Km<sup>2</sup>. A economia do município se baseia na atividade industrial tendo destaque a siderurgia, e ainda conta com o comércio, prestação de serviço, pecuária, produção agrícola, extração vegetal e a silvicultura.

### 3.2.1 Microbacia do Ribeirão Timóteo

A micro bacia do Timóteo está situada na Bacia do Rio Piracicaba, que compõe a bacia do rio doce. possui uma área de contribuição de bacia de 18,83Km<sup>2</sup>, sendo responsável por 13% do município de Timóteo. Mede um perímetro de 24.897,83 metros, e possui 43 nascentes, sendo que 27 são perenes, 4 são intermitentes e 12 delas se encontram secas.

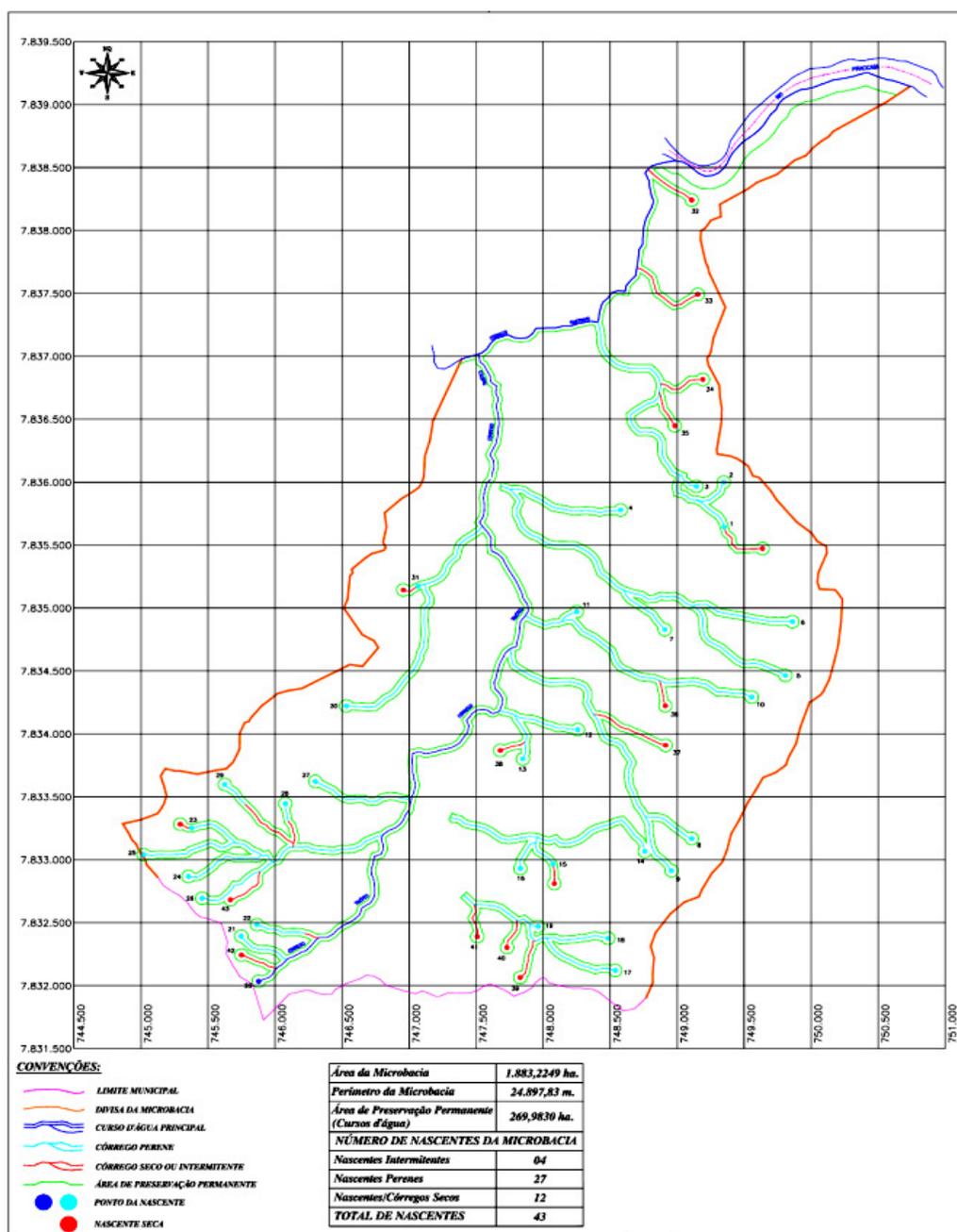


Figura 3.2 : Mapa da Microbacia do ribeirão Timóteo.

Fonte: Prefeitura Municipal de Timóteo

### 3.2.2 Microbacia do Ribeirão Timotinho

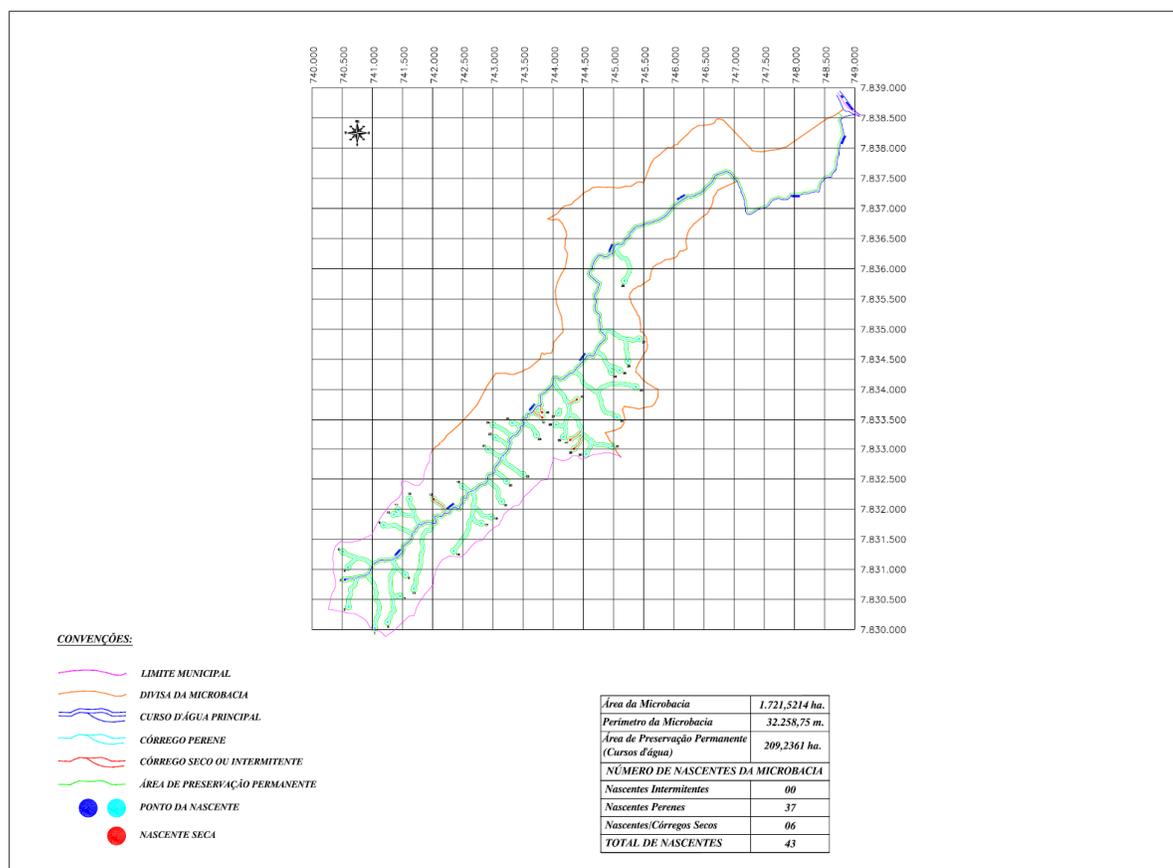


Figura 3.3 : Mapa da Microbacia do ribeirão Timóteo  
Fonte: Prefeitura Municipal de Timóteo

A micro bacia do Timóteo está situada na Bacia do Rio Piracicaba, que compões a bacia do rio doce. possui uma área de contribuição de bacia de 17,21Km<sup>2</sup>, sendo responsável por 11,9% do município de Timóteo. Mede um perímetro de 32.258,75 metros, e possui 43 nascentes, sendo que 37 são perenes e 6 nascentes encontram secas.

### 3.2.3 Microbacia do Ipanema

A bacia do ribeirão Ipanema (Figura 3.3) cobre 146,8 km<sup>2</sup> ou 88 % do município de Ipatinga (166 km<sup>2</sup>) (<http://www.ibge.gov.br>). Em 2009 segundo o IBGE viviam cerca de 244 508 pessoas no município, sendo que 2000 na zona rural, principalmente na bacia do ribeirão Ipanema ([www.ibge.gov.br](http://www.ibge.gov.br)). Entre sua nascente

( 1000 m de altitude) e sua foz no rio Doce, (219 m) o desnível médio é de 0,030 m/m. São 26 km de curso, em um gradiente crescente de uso do solo, com 8,5 km aproximadamente dentro da área urbana. O clima da região é do tipo tropical de altitude com chuvas de verão, verões quentes com inverno seco (Classificação de Koeppen). A economia do município se baseia na atividade industrial com destaque para a siderurgia, e ainda conta com o comércio, prestação de serviço, a pecuária, produção agrícola, extração vegetal e a silvicultura.

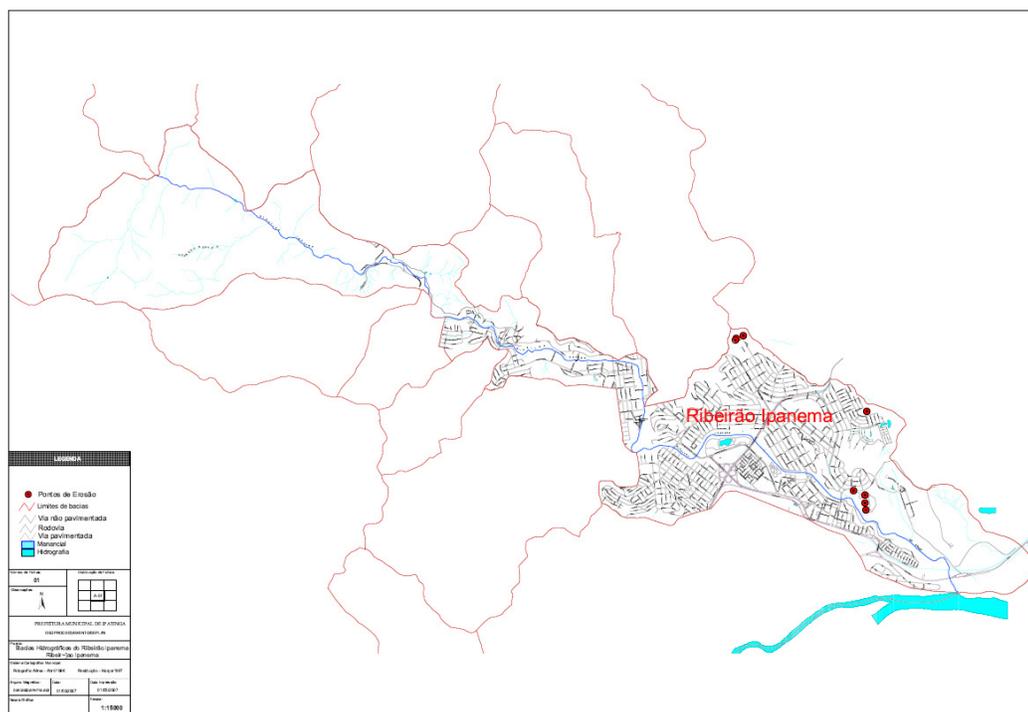


Figura 3.4 : Mapa da bacia do Ribeirão Ipanema.  
Fonte: Plano de manejo da área de proteção ambiental Ipanema

### 3.2.4 Microbacia do Caladão

A micro bacia do Caladão (Figura 3.4) localiza-se no município de Coronel Fabriciano, na região do Vale do Rio Doce, Estado de Minas Gerais. O clima da região é do tipo tropical de altitude com chuvas de verão, verões quentes com inverno seco (Classificação de Köppen). É um município de predominância urbana contando com uma população no ano de 2009 segundo IBGE de 105.037 habitantes e possuindo uma área de unidade territorial da cidade de 221 Km<sup>2</sup>. A economia do município se baseia no comércio, a atividade industrial (gêneros alimentícios, têxteis, cerâmica refratária e outros), prestação de serviço, pecuária, produção agrícola, extração vegetal e a silvicultura.

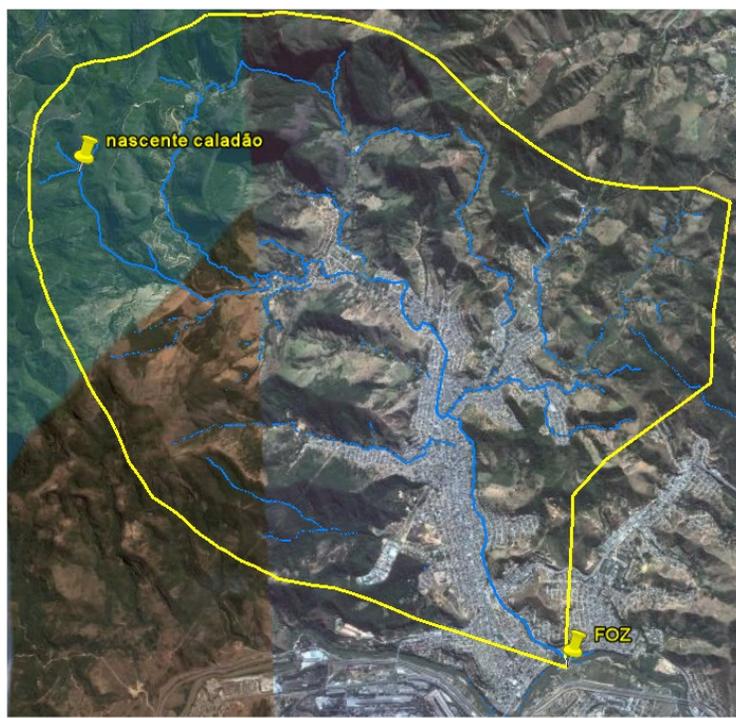


Figura 3.5 : Hidrografia da bacia do Caladão. Fonte: Google Earth adaptado por foto via satélite cedido pela Prefeitura Municipal de Coronel Fabriciano

### 3.3 Critérios de seleção dos pontos de amostragem.

A abordagem básica utilizada no planejamento da amostragem foi a de coletar nos pontos da nascente e da foz de cada micro bacia. Nas micro bacias Timóteo e Timotinho foram realizadas coletas nos pontos da foz antes de suas confluências.

Com relação as quatro micro bacias amostradas os critérios de seleção foram os seguintes:

- Micro bacia Ipanema saneada com programa de remoção de fontes pontuais de poluição pela Companhia de Saneamento Básico de Minas Gerais (COPASA-MG);
- Micro bacias Timóteo, Timotinho e Caladão não saneadas pela COPASA;
- Fácil acesso;
- Amostragem a cada 30 dias;
- Distância entre o ponto de amostragem e o Laboratório de Pesquisas Ambientais (LPA) do UnilesteMG;
- Micro bacias situadas em regiões urbanas;
- Custo das amostragens e das análises das amostras

### 3.4 Distribuição no espaço x tempo e condições climáticas da amostragem.

Foram realizadas no total 4 campanhas de coletas sendo a primeira em 10 de fevereiro de 2009, a segunda em 28 de fevereiro de 2009, a terceira em 28 de março de 2009 e a quarta e última em 25 de abril de 2009, em 9 pontos assim distribuídos: 4 pontos na micro bacia do Ribeirão Timóteo e Timotinho no município de Timóteo, 2 pontos na micro bacia do Ribeirão Caladão no município de Coronel Fabriciano e 2 pontos na micro bacia do ribeirão Ipanema no município de Ipatinga, totalizando 36 amostragens.

As amostragens se deram entre janeiro a abril de 2009 na estação das chuvas entre fevereiro de 2009 a abril de 2009. Na figura 3.6 é apresentado o gráfico de comportamento da chuva durante o período de coleta.

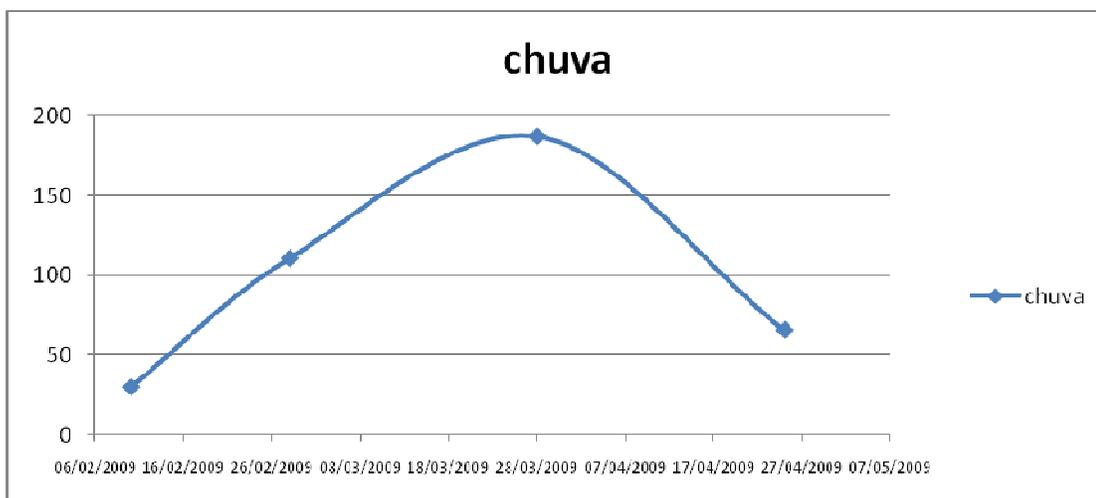


Figura 3.6: Comportamento da chuva durante o período de coleta  
Fonte: CPTEC/INPE <http://www.cptec.inpe.br/>

### 3.5 Metodologia das Análises

Na tabela 3.2 são apresentadas as variáveis analisadas no LPA durante a realização da pesquisa e suas respectivas unidades.

Tabela 3.2: Variáveis físico-químicas analisadas no LPA nas amostras de água

PARÂMETRO	UNIDADE
TEMPERATURA	°C
OXIGÊNIO DISSOLVIDO	mg/L
OXIGÊNIO SATURADO	mg/L
POTENCIAL REDOX	μV
Ph	
CONDUTIVIDADE	μS
SALINIDADE	‰
STD	mg/L
DBO	mg/L
SOLIDOS SUSPENSOS	mg/L
COR	Hz
TURBIDEZ	NTU
CLOROFILA a	μg/L
Ca <sup>2+</sup>	mg/L
Na+	mg/L
K+	mg/L
Li+	mg/L
NITRATO	mg/L
FÓSFATO	mg/L

#### 3.5.1 Variáveis Medidas *in situ*.

As variáveis ambientais básicas: temperatura, potencial redox, oxigênio dissolvido, saturação de oxigênio, pH, condutividade elétrica, salinidade, resistividade e sólidos totais dissolvidos (STD), foram medidas utilizando uma sonda ligadas a um leitor de dados HACH HQ 40d (Figura 5).



Figura 3.7: Imagens das medições *in situ* das variáveis ambientais  
Fonte: O autor

### **3.5.2 Procedimentos de Amostragem**

As amostras foram coletadas em garrafas de polietileno com volume de 1,0 litro. Antes de cada coleta, as garrafas foram lavadas em água corrente, depois em água destilada e então submersas em banho de  $H_2SO_4$  10% por 24 horas. Após este período as garrafas foram lavadas novamente com água destilada e antes de cada coleta fazia-se ambiente com água a ser amostrada, ou seja, lavavam-se os frascos quatro vezes com a água a ser coletada.

As amostras foram retiradas mensalmente nas micro-bacias, sendo coletadas aproximadamente as margens de cada rio (Figura 3.8). Utilizava-se as amostras para determinação das concentrações de Todas as variáveis físico-químicas descritas anteriormente.

Transportavam-se as amostras em caixas térmicas até o laboratório mantidas em uma temperatura em torno de  $\pm 4$  °C, sendo analisados imediatamente os parâmetros cor, STS, turbidez, coliformes totais e DBO, e os demais parâmetros as

amostras foram armazenadas refrigeradas para posterior análise. Para os nutrientes totais, as amostras foram analisadas no máximo em uma semana.



Figura 3.8: Imagem da coleta na foz do ribeirão Timoteo e Timotinho.  
Fonte: O autor

### **3.5.3 Procedimento das Análises em Laboratório**

Para determinação de todas as concentrações utilizou-se espectrofotômetro MERCK modelo NOVA 60 de feixe único e cubetas de quartzo com 50 mm de passo ótico, para permitir a determinação de concentrações muito baixas.

#### **3.5.3.1 Turbidez , Cor e Sólidos Suspensos (SS)**

Para medição da turbidez, cor e dos sólidos suspensos na água a amostra foi agitada e uma pequena alíquota foi colocada em cubeta de 50 mm e levada até o espectrofotômetro. Para a determinação da concentração de turbidez foi selecionado a luz branca no espectro e a leitura era dada na unidade FAU. Como a unidade mais

utilizada para essa variável é NTU (Unidade Nefelométrica de Turbidez) os valores obtidos foram convertidos para essa unidade.

Para determinação dos sólidos suspensos (SS) na água, o espectrofotômetro indicava a leitura direta da concentração em  $\text{mg.L}^{-1}$  de SS, sem reagentes.

Para determinação da cor na água, o espectrofotômetro indicava a leitura direta da concentração em unidade Hazen, sem reagentes.

### **3.5.3.2 Concentração de Fosfato.**

O Fosfato foi determinado pelo teste de fosfato Spectroquant da Merck nº 1.14848.0001, que é baseado na ISO 8466-1 e na norma alemã Deutsches Institut für Normung - DIN 38402 A 51. Este teste diminui as chances de erro, uma vez que as curvas de calibrações já estão programadas no equipamento. O P-Total, por definição, é o somatório de todas as espécies químicas de P. Desse modo, determinado em amostra não-filtrada.

Na determinação das concentrações utilizou-se inicialmente a metodologia sugerida por Eisenrich (1975), modificada. Adicionava-se a 25 ml da amostra não filtrada, 5 ml da solução digestora (6 gramas de persulfato de potássio diluída em 100 ml de ácido sulfúrico 1,8 M) recém-preparada. Cobria-se o frasco com papel alumínio e digeriu preliminarmente a amostra em autoclave a 127<sup>o</sup> C e 1,5 atm, durante duas horas.

Após o resfriamento das amostras, fazia-se o controle de pH utilizando hidróxido de sódio 2N, ácido sulfúrico 1% e hidróxido de sódio 0,5 N, para garantir pH de aproximadamente 7. Em béquer de 50 ml, adicionavam-se 10 ml da amostra filtrada juntamente com os reagentes (molibdato de amônio e ácido ascórbico), que reagem com o  $\text{PO}_4^{3-}$  presentes na amostra e formam um complexo azul. Após quinze minutos, lia-se a concentração em  $\text{mg.L}^{-1}$ .  $\text{PO}_4^{3-}$ - P no espectrofotômetro, com absorvância de 882 nm.

### 3.5.3.3 Concentração de Metais ( $\text{Li}^{+1}$ , $\text{Na}^{+1}$ , $\text{K}^{+}$ , $\text{Ca}^{+2}$ .)

A determinação das concentrações de metais na água foi realizada pela técnica de fotometria de chama, no qual se utilizou um aparelho fotômetro de chama da marca Digimed de série DM-61.

Foi empregado o método de leitura no fotômetro de chama e correlacionando com uma curva de calibração proporcionada pela leitura dos padrões de 20 e 40 ppm de  $\text{Li}^{+1}$ ,  $\text{Na}^{+1}$ ,  $\text{K}^{+}$ ,  $\text{Ca}^{+2}$ , adquiridos do próprio fabricante (Digimed) no qual ao fazer a leitura da solução problema (amostra) foi calculado por uma regressão linear e estabelecido o valor da concentração dos metais.

### 3.5.3.4 Clorofila a

Na medição das concentrações de clorofila ativa a utilizou-se a técnica de espectrofotometria in vitro sugerida por Marker (1996), modificada, a partir de pré-filtro Millipore AP-20 de 0,45  $\mu\text{m}$  de porosidade, usados em filtrações a vácuo de alíquotas das amostras. Em ambiente com luz atenuada, maceravam-se os filtros em um graal, com 10 ml de acetona 100% P.A. Centrifugava-se o macerado a 2000 rpm por 10 minutos e vertia o sobrenadante em balões com 10 ml de capacidade, completando-se o volume com acetona 100%. Procedia-se à leitura em cubeta de vidro com 50 mm de passo ótico, a 665 e 750 nm.

### 3.5.3.5 Nitrato

Todo o nitrato presente na amostra, foi reduzido a nitrito por cádmio esponjoso e determinado como anteriormente descrito para o  $\text{NO}_2^-$  (MacKereth et al., 1978).

Seguiu-se a metodologia descrita por Strickland & Parsons (1967). O  $\text{NO}_2^-$  em solução ácida, foi transformado em ácido nitroso, o qual reagiu com sulfanialmida, formado um sal diazônio, que finalmente reagiu com N-1-naftiletileno diamina dicloreto, resultando em solução avermelhada, determinada espectrofotometricamente a 543 nm.

### **3.5.3.6 Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO)**

A DBO foi determinada pelo método da DBO 5, sendo que a amostra ficou incubada no aparelho OxiTO® Box/115 IS12, por um período de cinco dias, sendo que o aparelho envia os dados a um leitor, no final do período expressa o resultado em termos de uma curva e o próprio software do leitor integra a área abaixo da curva dando a DBO 5 na concentração de mg/L de O<sub>2</sub>.

## 4 RESULTADOS

### 4.1 Resultados das análises e tratamento estatísticos

Foram atribuídos códigos para os locais de coleta segundo a Tabela 4.1.

Tabela 4.1: Codificação dos locais de coleta

PONTO	LOCAL
P1	Córrego Timóteo – Foz
P2	Córrego Timóteo – Confluência com Timotinho
P3	Córrego do Timotinho – Confluência com Timóteo
P4	Córrego do Timotinho – Nascente
P5	Córrego do Timóteo – Nascente
P6	Córrego do Caladão – Foz
P7	Córrego do Caladão – Nascente
P8	Córrego do Ipanema – Nascente
P9	Córrego do Ipanema – Foz

#### 4.1.1 Oxigênio Dissolvido ( $\text{mg.L}^{-1}$ e saturação)

Os resultados para oxigênio dissolvido são mostrados na Figura 4.1.

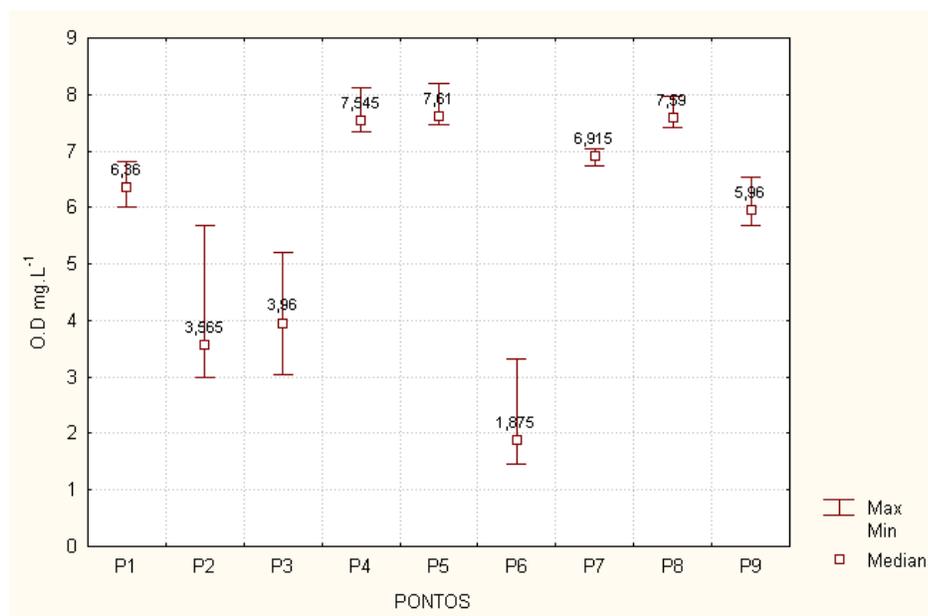


Figura 4.1: Variações ( máximo e mínimo) e mediana (quadrado) das concentrações de oxigênio dissolvido na água dos pontos pesquisados.

Pela Figura 4.1, a nascente do córrego do Timóteo (P5) apresentou a maior mediana ( $7.61 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1}$ ), enquanto a menor mediana ( $1.87 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1}$ ) foi calculada para a foz do ribeirão Caladão. Nota-se que os pontos de P4 e P5, nascentes dos córregos do Timotinho e Timóteo, respectivamente, mostraram a mesma tendência de decréscimo da concentração de O.D. A nascente do córrego do Timóteo decresceu sua mediana para  $3.5 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1}$ , enquanto a nascente do córrego Timotinho (P4) mostrou um decréscimo de  $7.5 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1}$  para  $3.5 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1}$  (P2) antes de sua confluência com o córrego do Timóteo. O aumento em P1 (foz) do córrego do Timóteo para  $6.36 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1}$  possivelmente se deve a uma obra hidráulica (galeria) por onde o córrego passa antes de atingir o rio Piracicaba, provocando sua reaeração.

Para testar se a mediana de  $\text{mg O}_2 \text{ L}^{-1}$  em cada foz, é estatisticamente diferente, foi realizado um teste de ANOVA não-paramétrica (KRUSKAL-WALLIS, citados em ZAR, 1995). Os resultados sugerem que mediana de O.D. da foz do ribeirão Ipanema ( $5,96 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1}$ ), P9, já saneado, tem a mesma mediana de O.D ( $6.3 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1}$ ), P1 que a foz do Timóteo, que não possui tratamento de esgotos (Tabela 4.2)

Tabela 4.2. Teste de Kruskal-Wallis para O.D. nas nascentes. Probabilidades marcadas (\*) são diferenças significativas ( $\alpha=0.05$ )

	P1	P6	P9
Medianas ( $\text{mg O}_2 \text{ L}^{-1}$ )	6,38	2,13	6,03
P1		0,00000(*)	0,39258
P6	0,00000(*)		0,00000(*)
P9	0,39258	0,00000(*)	

O teste de Shapiro-Wilk, citado em Zar (1995), sugere que a variável O.D. não segue a distribuição normal de freqüências ( $W=0.87801$ ,  $p < 0,0009$ ). Isto significa que os testes estatísticos para encontrar diferenças entre os pontos devem ser não paramétricos. A Tabela 4.3 mostra a estatística descritiva para o O.D., em  $\text{mg O}_2 \text{ L}^{-1}$ .

Tabela 4.3: Estatística descritiva do O.D., em  $\text{mg O}_2 \text{ L}^{-1}$

	N	Média	Mediana	Mínimo	Máximo	Varição	Variância	$\Delta$
OD_MGL	36	5,8	6,53	1,47	8,2	6,73	3,98	1,99

### 4.1.2 pH

Os resultados para pH são mostrados na Figura 4.2.

Percebe-se que o pH aumenta das nascentes (P4, P5, P7 e P8) no sentido de sua respectiva foz (P1, P6, P9). O motivo se deve ao escoamento superficial das bacias urbanizadas, bem como a introdução de cátions como o sódio, potássio, cálcio e lítio ao longo do curso d'água. Um teste de correlação de Pearson sugere que o pH se relaciona positivamente com a entrada de K ( $r = 0,25$ ) e cálcio ( $r = 0,29$ ). Desse modo, pode-se sugerir que a medida que os cursos d'água atravessam as áreas urbanas mesmo aquelas já saneadas, o escoamento superficial poluído está contribuindo para alterar a química da água. A Tabela 4.4 mostra a estatística descritiva para o pH.

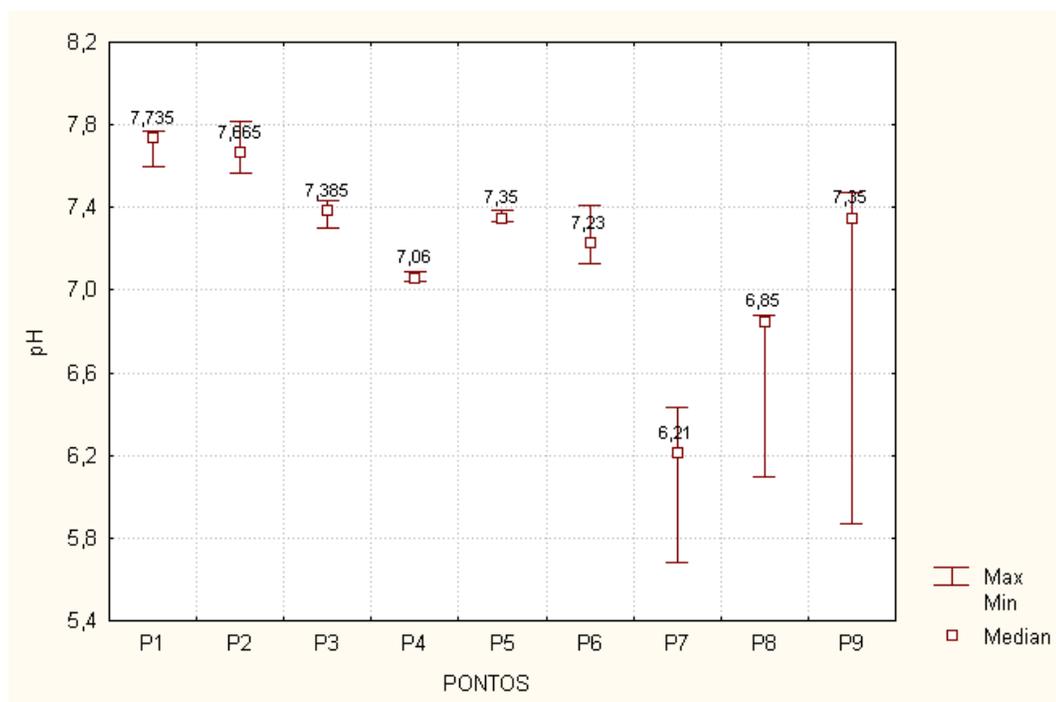


Figura 4.2: Variações ( máximo e mínimo) e mediana (quadrado) do pH na água dos pontos pesquisados.

Tabela 4.4: Estatística descritiva do pH

	N	Mediana	Mínimo	Máximo	Varição	Variância	$\Delta$
PH	36	7,315	5,68	7,82	2,14	0,302214	0,54974

A mediana do pH foi considerada elevada em relação a estudos similares em rios urbanos (VIEIRA, 2008), o que sugere que íons e substâncias que elevam o pH podem estar atingindo o corpo d'água como  $\text{NH}_4^+$  (amônia) proveniente de produtos de limpeza, Hipoclorito de sódio proveniente de água sanitária ou outros produtos de limpeza, Cálcio proveniente do calcário da coqueria de indústria siderúrgicas considerando que das quatro bacias estudadas três possuem siderúrgicas em seu interior, entre outros poluentes.

Para a foz de cada rio o teste de ANOVA não paramétrica sugere que as medianas de pH são estatisticamente iguais ( $p > 0,05$ ). Esperava-se que a foz do Ribeirão Ipanema apresentasse um pH menor em função da ausência de esgotos domésticos lançados ao seu curso. Os resultados parecem mostrar, que pelo menos para o pH não há um efeito do saneamento efetuado no citado ribeirão.

### 4.1.3 Condutividade elétrica ( $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ )

Os resultados para condutividade elétrica são mostrados na Figura 4.3.

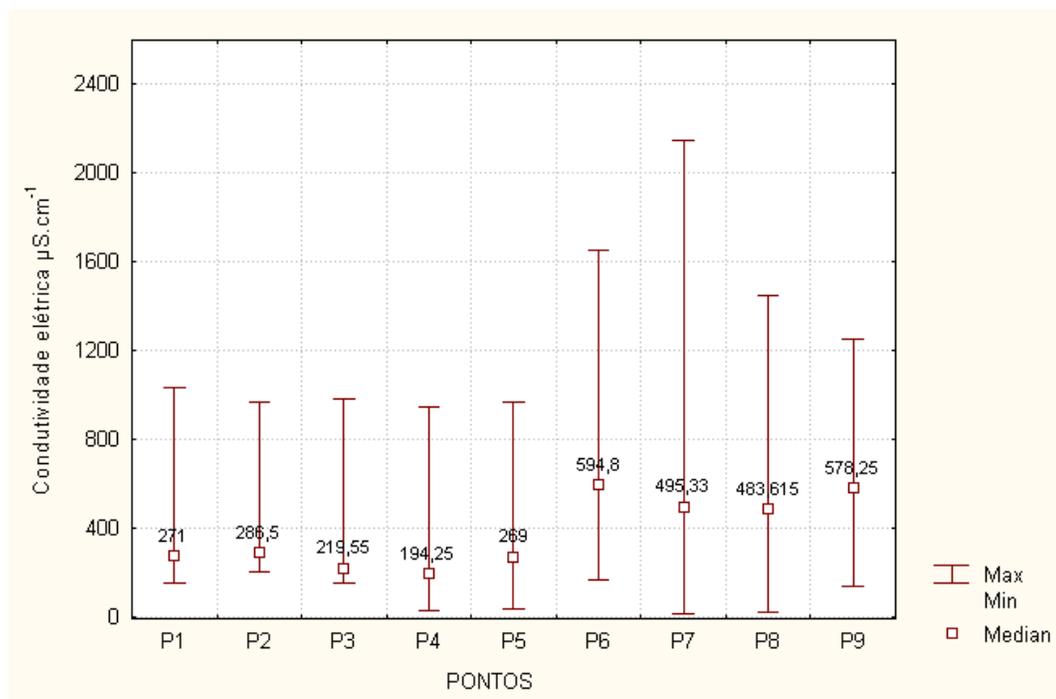


Figura 4.3: Variações ( máximo e mínimo) e mediana (quadrado) da Condutividade elétrica na água dos pontos pesquisados.

Foram realizados testes estatísticos de ANOVA não paramétrica que indicaram não haver diferenças estatísticas entre as medianas de condutividade elétrica ( $p > 0,05$ ). Apesar disso deve-se notar que a mediana de condutividade na foz do Ipanema ( $578,25 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ ) foi maior que o dobro da condutividade registrado na foz do Ribeirão Timóteo ( $271,00 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ ) o que parece indicar que apesar do saneamento realizado no Ipanema, ainda há uma quantidade apreciável de íons em solução na água. O mesmo se dá com a foz do Ribeirão Caladão, onde a condutividade elétrica ( $594,8 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ ) está muito próxima da encontrada na foz do Ipanema, o que pode ser explicado pela ausência de saneamento.

#### 4.1.4 Salinidade

Os resultados para salinidade são mostrados na Figura 4.4.

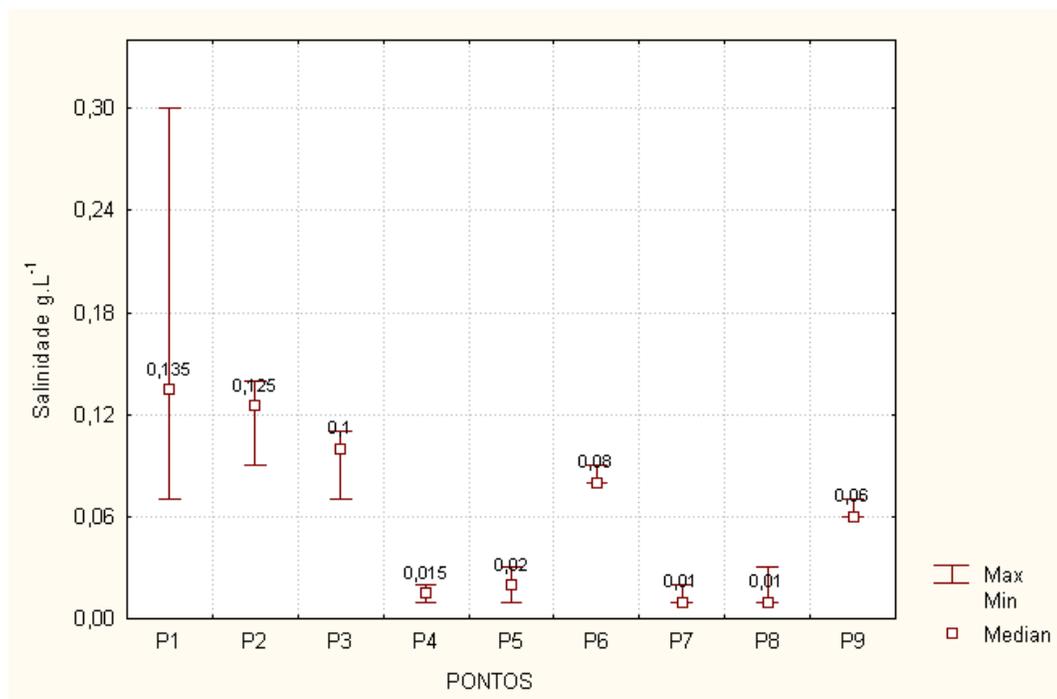


Figura 4.4: Variações ( máximo e mínimo) e mediana (quadrado) da Salinidade na água dos pontos pesquisados.

A ANOVA não paramétrica para todos os dados coletados sugere uma diferença significativa na salinidade das águas estudadas, com destaque para P1, P2 e P3. Também percebemos que a salinidade correlaciona-se como os sólidos totais dissolvidos mostrados na figura 4.5, sendo também destaque os pontos P1, P2, P3. Sabendo que a salinidade está correlacionada com toda estrutura iônica dissolvida e não somente ionizada, faz sentido acompanhar o comportamento dos sólidos totais dissolvidos.

#### 4.1.5 Sólidos Totais Dissolvidos ( mg.L<sup>-1</sup>)

Os resultados para Sólidos Totais Dissolvidos são mostrados na Figura 4.5.

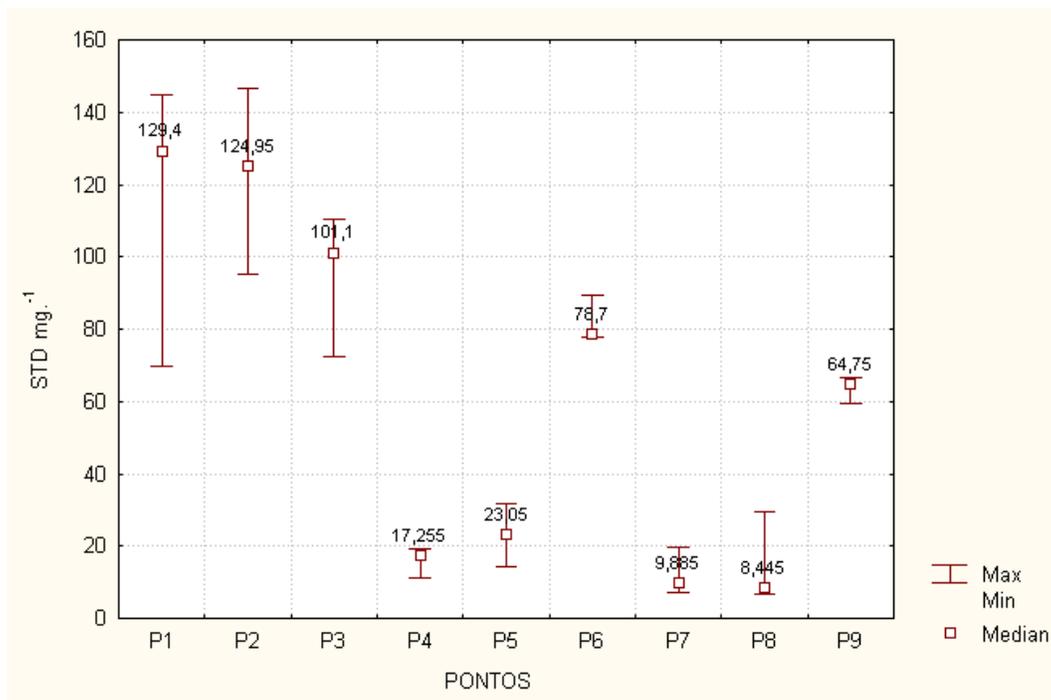


Figura 4.5: Variações ( máximo e mínimo) e mediana (quadrado) do Sólidos Totais Dissolvidos.

A ANOVA não paramétrica para todos os dados coletados sugere uma diferença significativa na salinidade das águas estudadas, com destaque para P1, P2 e P3. Os pontos de destaque se encontram no município de Timóteo, o que sugere estar correlacionado com a precipitação atmosférica de estruturas inorgânicas como óxidos, calcáreo e outros usados na indústria siderúrgica, podendo ainda estar relacionado com outras atividades de uso e ocupação do solo.

#### 4.1.6 Potencial REDOX ( Eh )

Os resultados para Sólidos Totais Dissolvidos são mostrados na Figura 4.6.

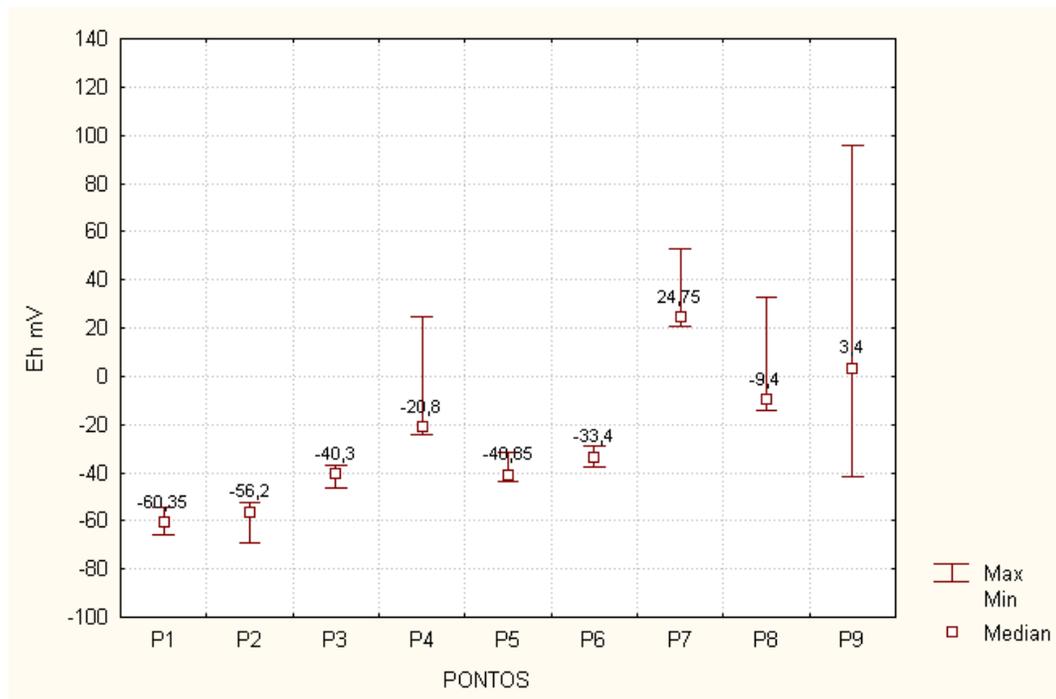


Figura 4.6: Variações (máximo e mínimo) e mediana (quadrado) do Potencial REDOX.

A ANOVA não paramétrica para todos os dados coletados sugere uma diferença significativa no potencial REDOX das águas estudadas. O Eh indica se uma água é redutora ou oxidante, sendo o Eh negativo a água assumir uma característica redutora e o Eh positivo a água assumir uma característica oxidante, sendo assim podemos observar na figura 4.6 a formação de dois grupos com características distintas quanto ao Eh, sendo os pontos P1, P2, P3, P4, P5, P6 e P8 existe uma predominância de águas redutoras, pois suas medianas assumem valor negativo, já as água dos pontos P7 e P9 assumem características oxidantes.

#### 4.1.7 Demanda Bioquímica de Oxigênio ( $\text{mg.L}^{-1}$ )

Os resultados para Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) são mostrados na Figura 4.7.

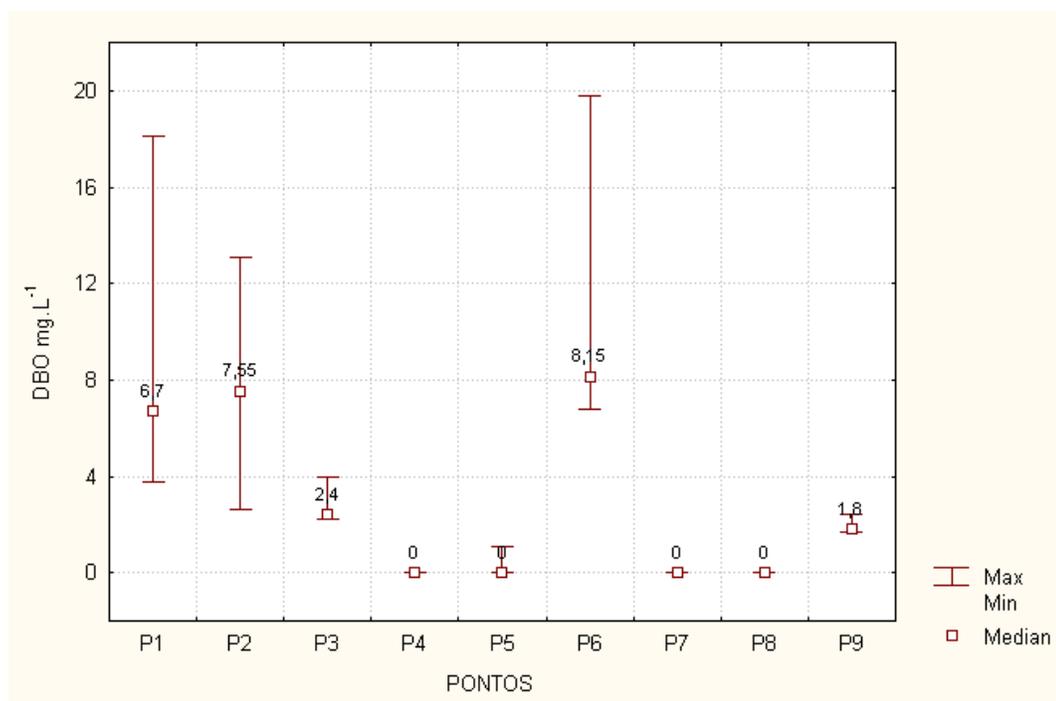


Figura 4.7: Variações ( máximo e mínimo) e mediana (quadrado) da Demanda Bioquímica de Oxigênio.

A ANOVA não paramétrica para todos os dados coletados sugere uma diferença significativa na DBO das águas estudadas. Ao observamos a figura 4.7 fica claro um comportamento já esperado. Nos pontos P1, P2, P3, P6 e P9 suas medianas demonstram existir um DBO, o que é consistente, sendo estes pontos uma foz ou então se localizam em regiões urbanizadas como é o caso dos pontos P2 e P3. Já os pontos P4, P5 e P7 e P8 suas medianas demonstram não existir uma DBO, o que é consistente, sendo que estes pontos se tratam de nascentes e não se encontram em uma região urbanizada. Um dos resultados que merece destaque é a diferença da DBO entre os pontos P1, P6 e P9, sendo cada um deste ponto um foz, o ponto P1 e P6 possuem uma DBO relativamente bem maior que o ponto P9, isso pode se explicar devido ao fato que a foz P1 e a foz P2 são de rios urbanos não saneados pela concessionária de serviços sanitários, já o ponto P9 desde 2004 foi

saneada para fontes pontuais de poluição (esgoto doméstico) o que demonstra que a proposta implantada de um reator anaeróbio de fluxo ascendente que por sua natureza segundo Von Sperling (2004) é somente para remoção de DBO, sofreu reflexo mas lembramos que as fontes pontuais tanto como as não pontuais de poluição possuem uma diversidade de contaminantes que trazem problemas à qualidade da água e não é tratada por este tipo de tratamento.

#### 4.1.8 Temperatura ( °C)

Os resultados para Temperatura são mostrados na Figura 4.8.

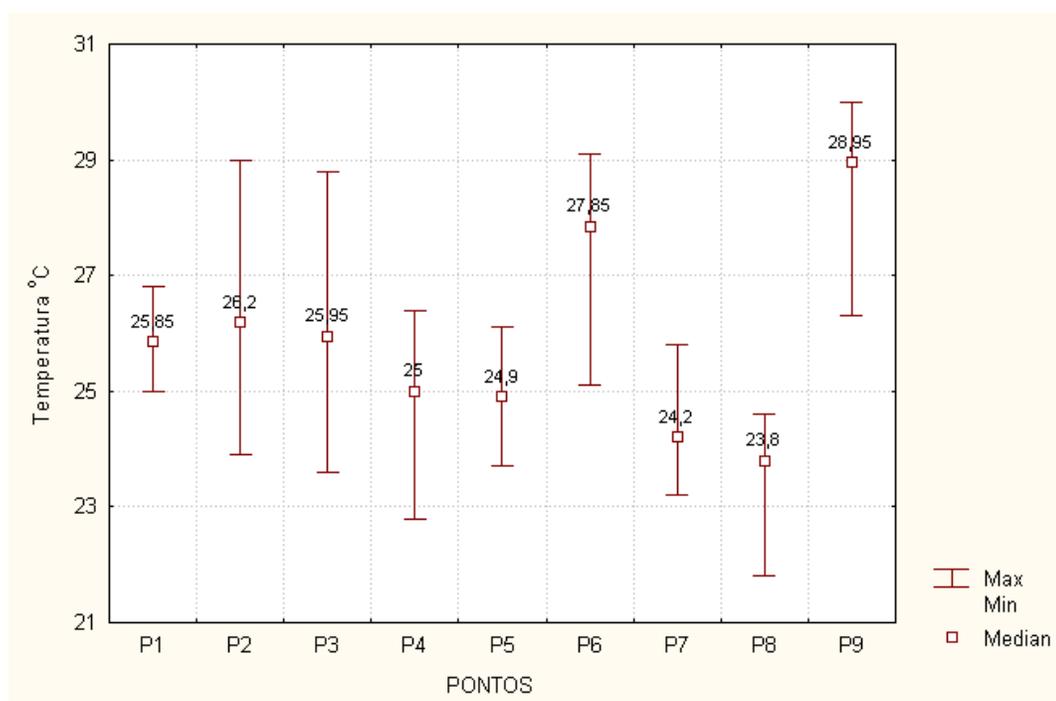


Figura 4.8: Variações ( máximo e mínimo) e mediana (quadrado) da Temperatura.

A ANOVA não paramétrica para todos os dados coletados sugere uma diferença significativa na temperatura das águas estudadas. A temperatura é um parâmetro muito importante, sendo o comportamento físico-químico dos gases dependente da variável temperatura, ou seja, a temperatura é inversamente proporcional a concentração de gases na coluna d'água. Temos como destaque na temperatura os pontos P6 e P9, sendo também destaque no oxigênio dissolvido, estando entre as menores medianas com um destaque maior para P6, levando em consideração que P6 também tem a maior mediana para DBO que também está

diretamente relacionado como o oxigênio dissolvido. Um teste de correlação de Pearson sugere que temperatura se relaciona positivamente com o oxigênio dissolvido sendo  $O_{2(g)}$  ( $r=0,22$ ).

#### 4.1.9 Sólidos em Suspensão ( $mg.L^{-1}$ )

Os resultados para sólidos em suspensão são mostrados na Figura 4.9.

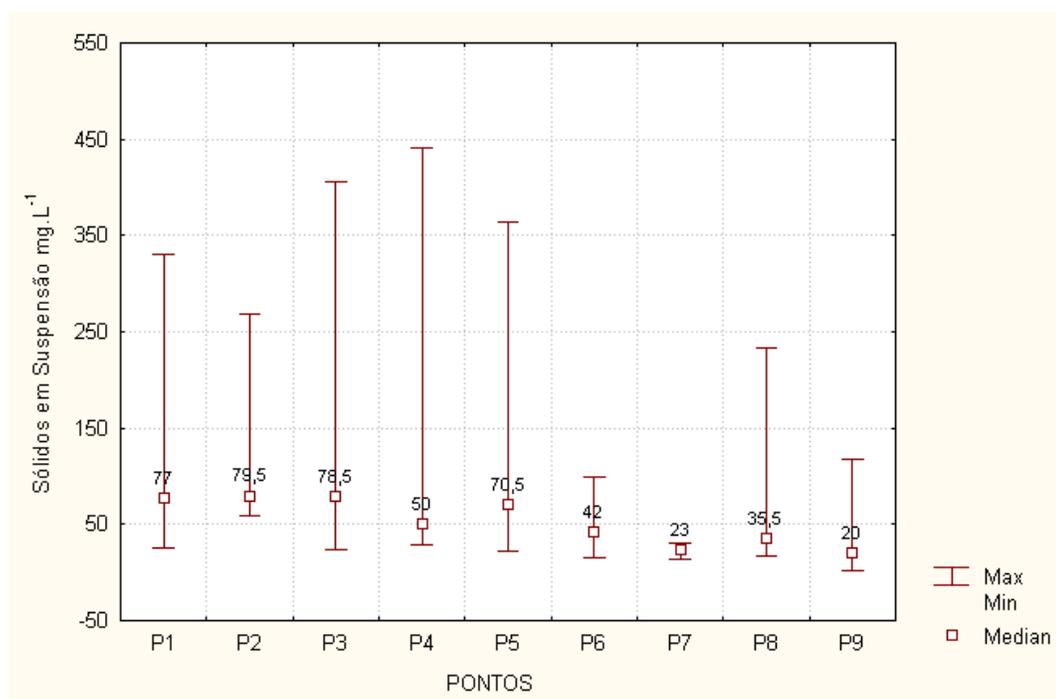


Figura 4.9: Variações ( máximo e mínimo) e mediana (quadrado) do Sólidos em Suspensão.

A ANOVA não paramétrica para todos os dados coletados não sugere uma diferença significativa no sólidos em suspensão das águas estudadas sendo então ( $p>0,05$ ). Um dos fatores que explica é que a pesquisa se deu em período hidrológico chuvoso, o que diretamente acarreta um aumento significativo na quantidade de sólidos em suspensão, estando diretamente relacionado. Podemos também observar que da nascente para a foz ocorre um aumento do sólido em suspensão, o que está relacionado com a foz possuir uma proteção natural, vegetação, isso não ocorre somente de P8 para P9 onde a nascente do Ipanema possui uma mediana maior de sólidos em suspensão, lembrando que no Ipanema na

foz existe plantação de eucalipto e uma grande quantidade de outras atividades o que pode explicar este comportamento anormal.

#### 4.1.10 Cor ( uH)

Os resultados para cor são mostrados na Figura 4.10.

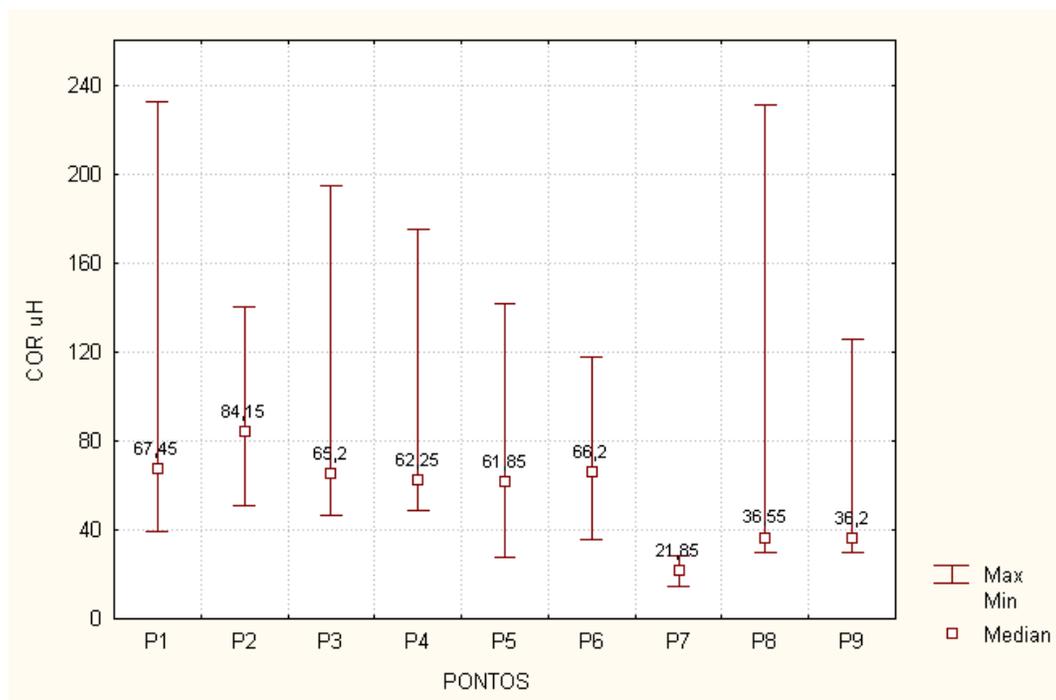


Figura 4.10: Variações ( máximo e mínimo) e mediana (quadrado) da Cor.

A ANOVA não paramétrica para todos os dados coletados não sugere uma diferença significativa na cor das águas estudadas sendo então ( $p > 0,05$ ). Podemos observar que a mediana deste parâmetro manteve-se com valores elevados, o que pode ser explicado devido ao período hidrológico chuvoso, sendo assim um grande número de substâncias dissolvidas ao longo da coluna d'água fazendo com que a água assumira valores elevados de cor. Ainda sim conseguimos observar um aumento quando passamos da nascente para a foz como em P4,P5 para P1 e de P7 para P6. O mesmo não é verdade de P8 para P9, ocorrendo um queda no valor da nascente para foz. Este comportamento de P8 para P9 ocorre também com o parâmetro sólidos em suspensão, sendo então verdadeiro a justificativa das atividades realizadas na proximidade da nascente do Ipanema.

#### 4.1.11 Turbidez

Os resultados para turbidez são mostrados na Figura 4.11.

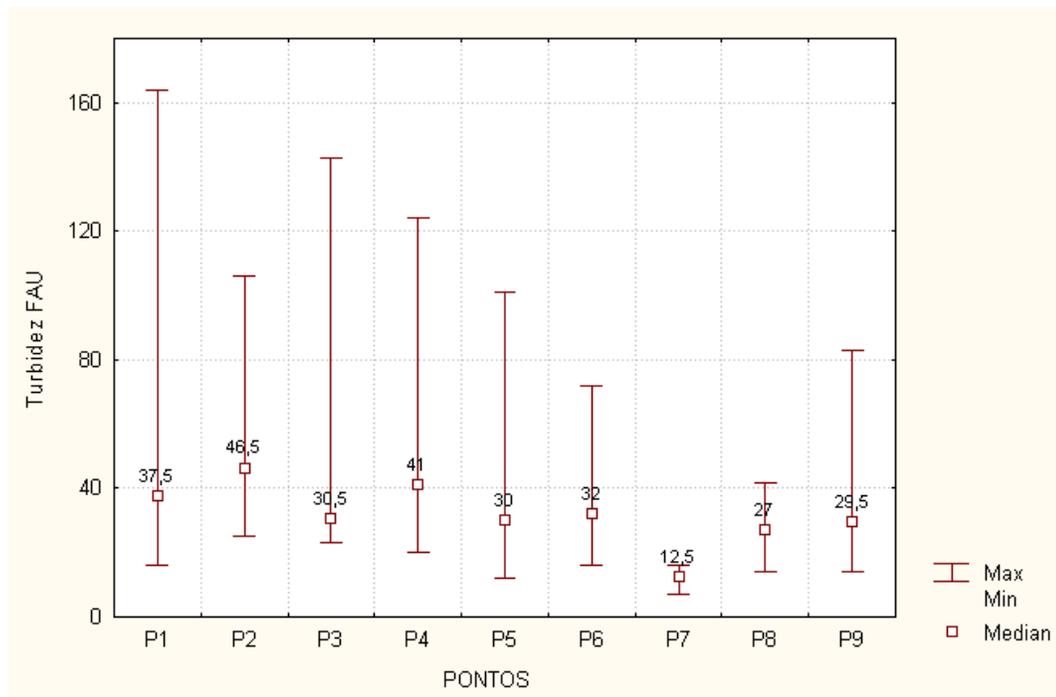


Figura 4.11: Variações ( máximo e mínimo) e mediana (quadrado) da Turbidez.

A ANOVA não paramétrica para todos os dados coletados não sugere uma diferença significativa na turbidez das águas estudadas sendo então ( $p > 0,05$ ). A turbidez é um parâmetro que correlaciona-se muito com a cor, podemos verificar que as medianas são tão altas quanto o parâmetro cor, o que também se explica devido as coletas da pesquisa se situar em um período hidrológico chuvoso, sendo então as águas superficiais principalmente de rios urbanos recebem uma grande contribuição das fontes difusas de poluição, contendo assim, argila, calcário, fezes de animais, metais, substâncias orgânicas como ácido húmico entre outras, o que afeta diretamente a cor e a turbidez da água.

#### 4.1.12 *Clorofila a* ( $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ )

Os resultados para *clorofila a* são mostrados na Figura 4.12.

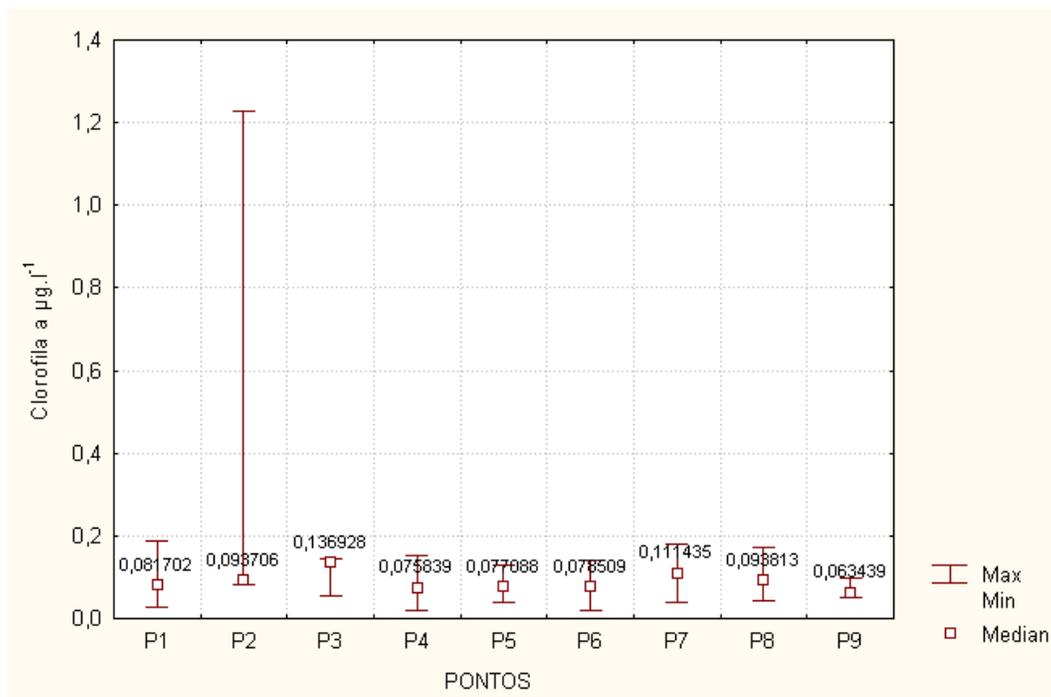


Figura 4.12: Variações ( máximo e mínimo) e mediana (quadrado) da *Clorofila a*.

A ANOVA não paramétrica para todos os dados coletados não sugere uma diferença significativa na *clorofila a* das águas estudadas sendo então ( $p>0,05$ ). Os resultados das medianas estabelecem aproximadamente uma constante, não podemos afirma estatisticamente que são diferentes, o que demonstra um grau de eutrofização quase uniforme ao longo dos pontos, o que pode ser explicado pela dificuldade da resposta algal em um rio urbano em função de sua vazão e considerando que ambos são rios de mesmo porte.

#### 4.1.13 Cálcio – $Ca^{2+}_{(aq)}$ (ppm)

Os resultados para o cálcio são mostrados na Figura 4.13.

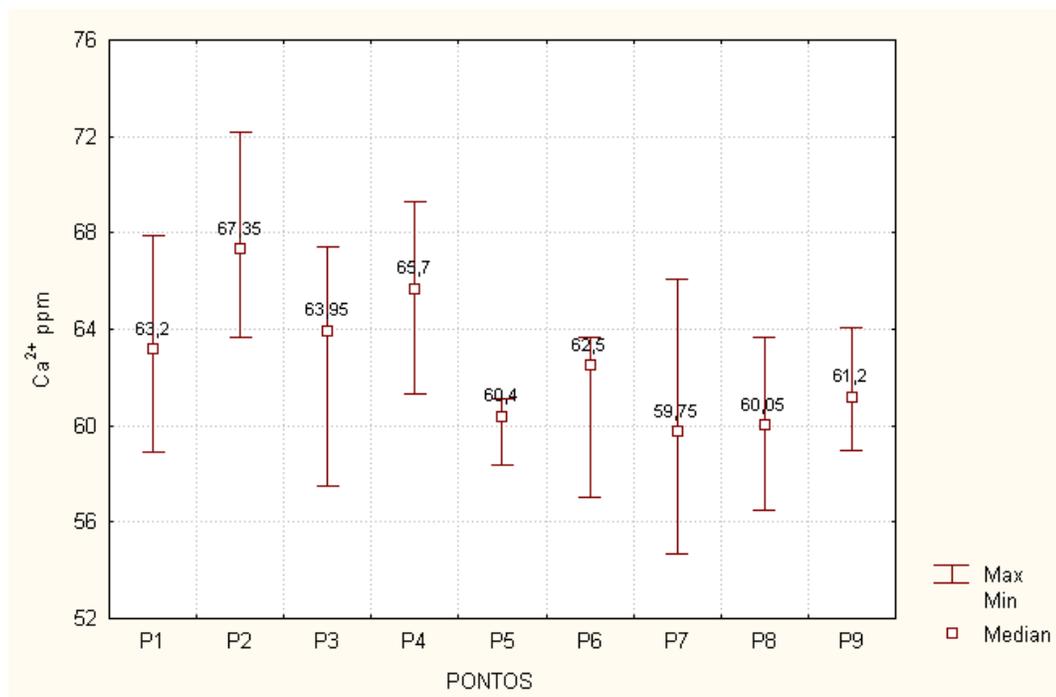


Figura 4.13: Variações ( máximo e mínimo) e mediana (quadrado) do  $Ca^{2+}_{(aq)}$ .

A ANOVA não paramétrica para todos os dados coletados sugere uma diferença significativa no  $Ca^{2+}_{(aq)}$  das águas estudadas sendo então ( $p < 0,05$ ). As medianas de todos os pontos são valores muito próximos, o que nos permite afirmar que o cálcio faz parte da geologia natural da região, assim a concentração do cálcio na coluna varia sempre aumentando da nascente para a foz, com exceção apenas de P4 para P1. As maiores variações de mínimo e máximo ocorre em cada foz e na região urbanizada, o que pode ser explicado pela entrada de cargas poluentes tanto pontuais como difusas sendo assim nestes pontos as concentrações ficam mais elevadas e alteram o pH elevando o mesmo.

#### 4.1.14 Sódio – $\text{Na}^{1+}_{(aq)}$ (ppm)

Os resultados para o sódio são mostrados na Figura 4.14.

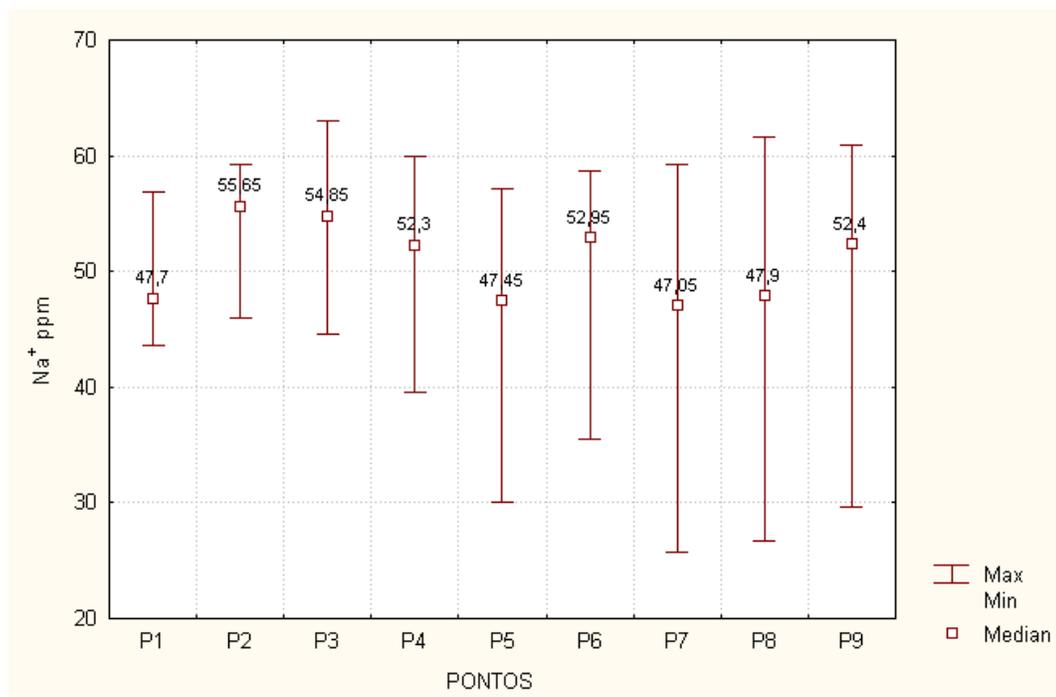


Figura 4.14: Variações ( máximo e mínimo) e mediana (quadrado) do  $\text{Na}^{1+}_{(aq)}$ .

A ANOVA não paramétrica para todos os dados coletados não sugere uma diferença significativa na concentração de sódio das águas estudadas sendo então ( $p > 0,05$ ). Os valores de concentração do sódio permanece constante em praticamente todo o curso d'água, havendo grandes variações de máximo e mínimo a cada campanha de coleta, o que nos permite dizer que o sódio faz parte da geologia natural da região pesquisada. Também podemos afirmar que o sódio não tem uma influência direta no pH, pois um teste de correlação de Pearson demonstrou este comportamento.

#### 4.1.15 Potássio – $K^{1+}_{(aq)}$ (ppm)

Os resultados para o potássio são mostrados na Figura 4.15.

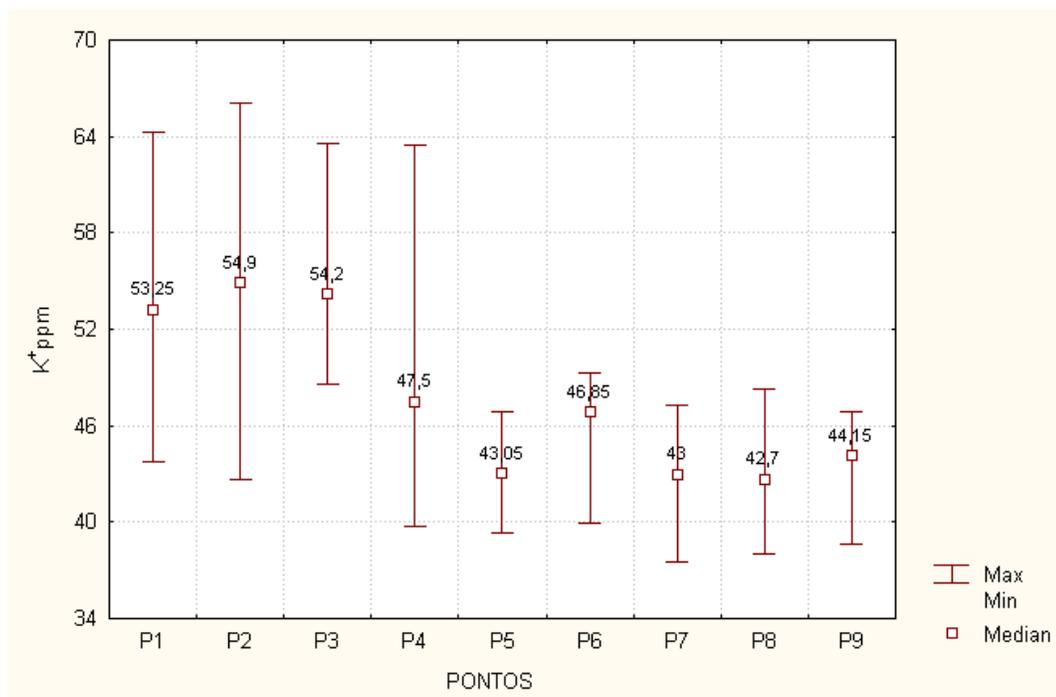


Figura 4.15: Variações ( máximo e mínimo) e mediana (quadrado) do  $K^{1+}_{(aq)}$ .

A ANOVA não paramétrica para todos os dados coletados sugere uma diferença significativa no  $K^{1+}_{(aq)}$  das águas estudadas sendo então ( $p < 0,05$ ). Podemos observar uma grande variação no município de Timóteo e uma variação menor nos outros municípios, mas um comportamento do  $K^{1+}_{(aq)}$  sempre aumentando da nascente para a foz, o que confirma sua correlação positiva com o pH realizado por um teste de correlação de Pearson, sendo o  $K^{1+}_{(aq)}$  um dos responsáveis pelo pH alcalino em cada foz, deixando claro a existência de cargas de poluentes ao longo da bacia. Vejamos a tabela 4.5 da estatística descritiva do  $K^{1+}_{(aq)}$ .

Tabela 4.5: Estatística descritiva do  $K^{1+}_{(aq)}$

	N	Média	Mediana	Mínimo	Máximo	Variância	$\Delta$
K	36	47,875	46,9	37,5	66,1	67,5825	8,220858

Conforme podemos observar, o desvio padrão é alto, o que indica uma grande variação em torno da média, e reforça mais a idéia em que o potássio aumenta da nascente para a foz.

#### 4.1.16 Lítio – $Li^{1+}_{(aq)}$ (ppm)

Os resultados para o lítio são mostrados na Figura 4.16.

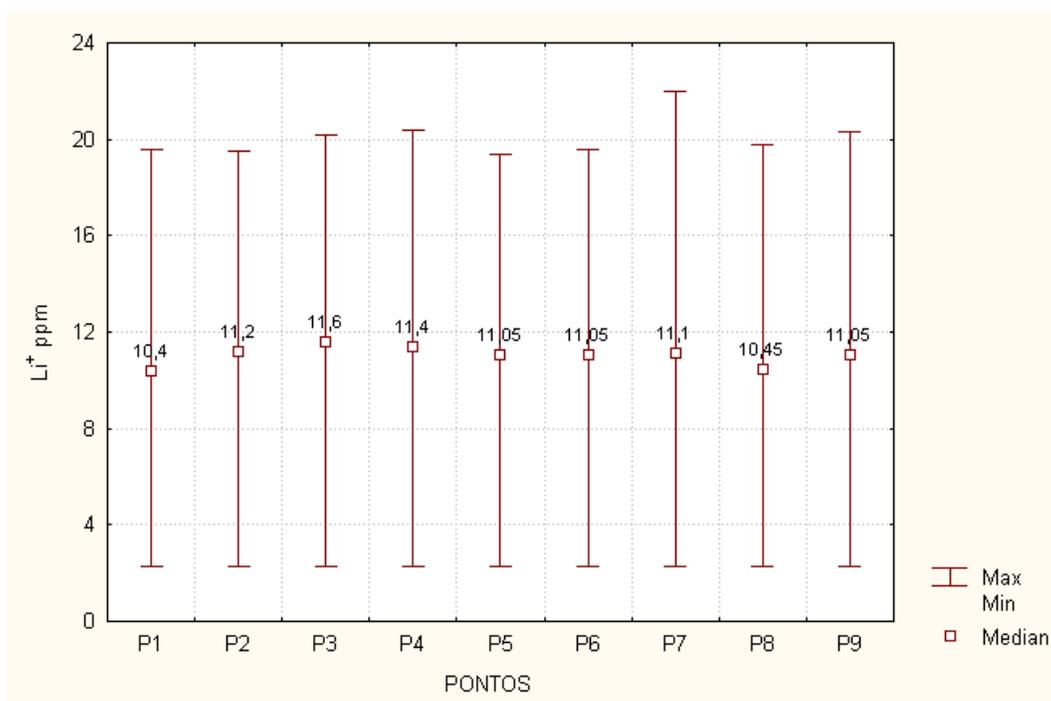


Figura 4.16: Variações ( máximo e mínimo) e mediana (quadrado) do  $Li^{1+}_{(aq)}$ .

A ANOVA não paramétrica para todos os dados coletados não sugere uma diferença significativa na concentração de lítio das águas estudadas sendo então ( $p > 0,05$ ). O lítio é um poluente ligado a uma grande diversidade de atividades industriais, está envolvido em processos eletroquímicos, bem como na fabricação de baterias e outros. Conforme podemos observar a mediana e as variações do lítio em todos os pontos amostrados são iguais, o que pode ser verificado também pelo teste de ANOVA, sendo assim fica claro a existência do lítio na região como um poluente, pois ele não faz parte da geologia regional, e o que pode ser reafirmado devido a fase aérea do lítio, pois somente assim podemos encontrar concentrações altas também nascentes.

#### 4.1.17 Nitrato – $\text{NO}_3^-$ ( $\text{mg.L}^{-1}$ )

Os resultados para o nitrato são mostrados na Figura 4.17.

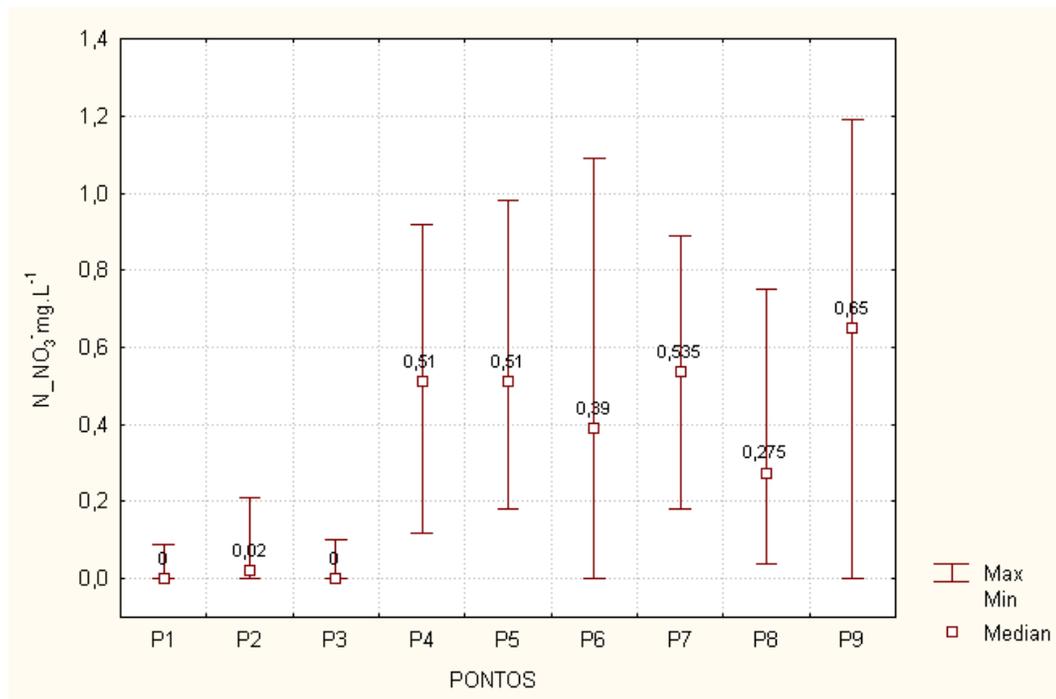


Figura 4.17: Variações ( máximo e mínimo) e mediana (quadrado) do  $\text{NO}_3^-$  (aq).

A ANOVA não paramétrica para todos os dados coletados não sugere uma diferença significativa na concentração de nitrato das águas estudadas sendo então ( $p > 0,05$ ). A mediana da concentração de nitrato no município de Timóteo em sua foz e no curso urbano demonstra valores bem baixos para um rio não saneado, o que pode ser explicado pelo valor de pH, considerando que o pH na foz e no curso urbano vai aumentando a partir de sua saída da nascente, o nitrato vai passando para o nitrogênio amoniacal ( $\text{NH}_4^+$ ) por ser mais característico em valores de pH alcalino, já na nascente encontra-se valores altos de nitrogênio para uma nascente o que demonstra que as nascente do Timotinho e Timóteo ou seja P4 e P5, já possui contaminação por fontes pontuais ou esgoto doméstico, o que descaracteriza a qualidade da água de uma nascente. No ribeirão Caladão e Ipanema, os valores de medianas são altos, o que mais assusta é no Ipanema, pois o mesmo passou por processo de saneamento e mesmo assim possui valores da concentração de

nitrogênio em sua foz superior ao caladão que não passou por um processo de saneamento.

#### 4.1.18 Fosfato – $PO_4^{3-}$ ( $mg.L^{-1}$ )

Os resultados para o sódio são mostrados na Figura 4.18.

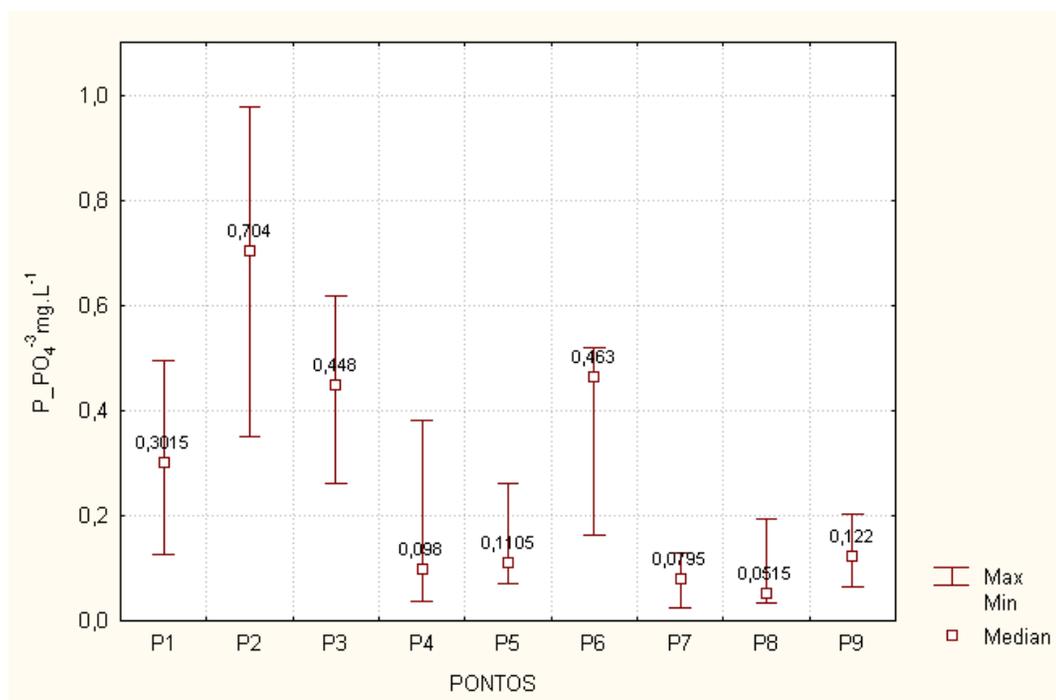


Figura 4.18: Variações ( máximo e mínimo) e mediana (quadrado) do  $PO_4^{3-}$  ( $aq$ ).

A ANOVA não paramétrica para todos os dados coletados sugere uma diferença significativa no  $PO_4^{3-}$  ( $aq$ ) das águas estudadas sendo então ( $p < 0,05$ ). O fosfato foi encontrado com os menores valores nas nascentes (P4, P5, P7 e P8) e com valores elevados em cada foz e no curso urbano no caso de P2 e P3, também em destaque o fosfato em P9 (foz do Ipanema), com valor bem abaixo de P1 (foz do Timóteo) e P6 (foz do caladão), mas mesmo assim sua mediana tem aproximadamente o dobro do valor se comparado a sua nascente P8, demonstrando que o processo de saneamento funcionou na redução, mas não na eliminação total do fosfato que é um dos agentes eutrofizantes de rios urbanos.

## 4.2 Correlações entre as variáveis amostradas e a precipitação acumulada

A correlação de Pearson entre precipitação acumulada e variáveis pesquisadas (Tabela 4.6)

Tabela 4.6: Correlações entre as variáveis analisadas e a chuva acumulada. As correlações marcadas (\*) foram significativas com  $\alpha=0,05$

	OD.mg/L	OD%SAT	pH	condutividade	Salinidade
Chuva (mm)	0,1249 p=0,475	0,1145 p=0,513	-0,0021 p=0,990	-0,6212 (*) p=0,000	-0,1278 p=0,464
Chuva (mm)	STD -0,0576 p= 0,742	Eh 0,0609 p= 0,728	DBO -0,1768 p= 0,310	temperatura 0,0296 P= 0,866	
Chuva (mm)	SS 0,6578 (*) p=,000	Cor 0,7187 (*) p=,000	turbidez 0,6908 (*) p=,000	clorofila -0,0572 p=0,744	
Chuva (mm)	Ca -0,3368 (*) p=0,048	Na 0,4792 (*) p=0,004	K -0,1853 p=,287	Li 0,4840 (*) p=0,003	

As três primeiras variáveis que mostram correlação positiva com o acumulado da precipitação (SS, cor, turbidez) estão possivelmente refletindo o carreamento de material da bacia para o corpo d'água. O Na<sup>+</sup> também é um elemento muito usado em produtos de limpeza e tem fase aérea em seu ciclo biogeoquímico, o que pode explicar seu aumento em função do aumento da precipitação. A diminuição da concentração de Ca<sup>2+</sup> e dos valores de condutividade em função da chuva é sugerida ser um efeito da diluição nos corpos d'água.

## 5 DISCUSSÃO

Eutrofização e suas conseqüências começam a ter mais trabalhos publicados desde meados dos anos 1990, especialmente devido ao florescimento de algas com potencial para produzir toxinas começaram a ameaçar águas de rios e não somente lagos e represas. Os trabalhos analisados sugerem que mesmo após a remoção dos esgotos domésticos há uma contribuição significativa do escoamento superficial poluído de áreas urbanas (KELLY e WHITTON, 1998; SMITH V.H., TILMAN G.D. e NEKOLA J.C, 1999; HOUSE e DENISON, 2000; BECK, 2005; HILTON, et al. 2006; NEAL et al., 2006; NEAL et al., 2010.).

De maneira geral, as comparações entre rios urbanos tropicais são a minoria entre os trabalhos realizados nesses ambientes, sendo mais comum a pesquisa em um só ambiente e a comparação com dados de literatura (BASSI, 2002; BRITES et al., 2005; CHIN, 2006, GREGORY, 2006; CAUX, 2007, PARK, 2007; NUNES, 2008; PINHEIRO, 2008).

Há uma extensa literatura de saneamento de rios urbanos, mas a maioria não traz comparações com outros rios sem saneamento, limitando-se a comparar a qualidade de água antes e pós-obras sanitárias e seus benefícios (LEITÃO, 1988; GANGLIANOME e BASTOS, 1988; RICHTER, 1991; BRUNCE, 1994; MACÊDO 1994, MOTA, 1995; VON SPERLING, 1995; VON SPERLING, 1996; CRESPO, 1997; BRAGA et al., 2005; MACÊDO, 2007; MOTA, 2003; NASCIMENTO, 2003; TUNDISI, 2003 a,b;). Algumas exceções recentes são os trabalhos de Sendacz et al. (2005); Brites et al. (2007), Walton et al. (2007); Calijuri (2008), Larentis et al. (2008) e Tsuzuki (2009), onde bacias urbanas são comparadas em termos de sua qualidade de água.

Já para áreas rurais afastadas dos centros urbanos, há um número significativo de pesquisas de campo e revisões sobre a interação uso do solo e qualidade da água de rios e lagos, como os de ROBSON et al. (1995); NISBET et al. (1995); Bruijnzeel (1997), Cresser (1997); Dissmeyer (2000), ONGLEY, (2000), NÉDELTCHEVA et al. (2005); Vestin et al. (2008).

Uma das limitações no estudo da poluição em rios urbanos é a carência de dados hidrológicos confiáveis. As estações meteorológicas e climatológicas foram concebidas para grandes áreas rurais. Entretanto, o microclima das cidades é transformado pela urbanização, geralmente resultando em mudanças na

precipitação sobre elas, em relação às áreas rurais (NIEMCZYNOWICZ, 2006). Desse modo, o estudo dos efeitos da urbanização sobre rios urbanos deve ser precedido da instalação de estações climatológicas dentro dos centros urbanos, para uma confiabilidade dos dados sobre a química da água. Infelizmente, para esta pesquisa, os dados de precipitação foram coletados em uma única estação automatizada, não permitindo comparações entre diferentes microclimas.

De um modo geral, houve uma tendência do ribeirão Ipanema mostrar melhor qualidade em suas águas, tendo em vista que o sistema de coleta de esgotos e seu tratamento funciona desde 2004, evitando, pelo menos na área urbana, o lançamento de esgotos diretamente no corpo d'água. O córrego do Timóteo e Caladão podem, grosso modo, serem colocados equiparados em termos de qualidade de água, apesar de diferenças nas bacias podem ter influenciado os resultados.

Os resultados obtidos para os pontos P1 (Córrego do Timóteo – Foz); P2 (Córrego Timóteo – Confluência com Timotinho); P3 (Córrego do Timotinho – Confluência com Timóteo) e P4 (Córrego do Timotinho – Nascente), sugerem que o  $O_2$  dissolvido sofreu uma queda entre a nascente (mediana =  $6,56 \text{ mg } O_2 \text{ L}^{-1}$ ) para os pontos P2 ( $3,56 \text{ mg } O_2 \text{ L}^{-1}$ ) e P3 ( $3,96 \text{ mg } O_2 \text{ L}^{-1}$ ). Sendacz *et al.* (2005) também registraram diminuição na concentração de  $O_2$  dissolvido na água de cabeceiras do Tietê à medida que o rio entrava em áreas urbanas sem saneamento, atribuindo o fenômeno ao aporte de esgoto urbano não tratado, aumentando o déficit de oxigênio dissolvido à medida que o rio tinha sua bacia mais urbanizada.

No presente estudo, houve um aumento da concentração e saturação de  $O_2$  dissolvido na água, em direção à foz (P1) com concentração de  $6,8 \text{ mg } O_2 \text{ L}^{-1}$ . Como as principais fontes de  $O_2$  dissolvido para os rios são a fotossíntese e a turbulência, esse aumento pode ser atribuído à elevada densidade de algas perifíticas observadas após os pontos P2 e P3 e o declive do terreno, que favorece a aeração. Não houve diferença entre as concentrações finais de  $O_2$  nas águas do P1 (Foz do Timóteo) e P9 (Foz do Ipanema), apesar deste último saneado há seis anos e o Timóteo receber esgoto *in natura*. Niemczynowicz (1999) chama a atenção o fato do relevo e traçado do rio e seu relevo exercerem papel importante na composição química das águas.

Os resultados de pH sugerem uma separação entre os ambientes, com os pontos P1 a P6 acima de 7, e águas ácidas somente em P7 (6,21) e P8

praticamente neutro (6,91), nas nascentes do Caladão e Ipanema, respectivamente. Águas com pH básico em regiões graníticas como a do Vale do Aço sugerem entrada de bases via poluição difusa e pontual. Mesmo a foz do ribeirão Ipanema (P9) mostrou uma mediana básica de pH (7,25). Neal et al. (2010) encontrou a mesma tendência em rios da Inglaterra, impactados com esgoto tratado. Suas conclusões mostram que o escoamento superficial anulava os esforços de tratamento de fontes pontuais em épocas de chuva. Esses autores também sugerem o efeito da fotossíntese algal no pH, ao retirar o  $\text{CO}_2$  do sistema e evitar a formação de  $\text{H}_2\text{CO}_3$ , que contribuiria para diminuição do pH. Se o sistema de saneamento ambiental do ribeirão Ipanema está sendo eficiente na remoção dos nutrientes, talvez fontes difusas de bases estejam também anulando esse efeito.

Apesar de não haver diferenças significativas na condutividade elétrica, as diferenças encontradas do Ponto 1 ao Ponto 5 e as maiores medianas a partir do Ponto 6 ao Ponto 9 sugerem que o tratamento de esgotos no Ipanema não está conseguindo diminuir fontes de íons para as águas. Os valores de condutividade da foz do Ipanema ( $578,25 \mu\text{S cm}^{-1}$ ), Ponto 9, e da a foz do ribeirão Caladão ( $594,8 578,25 \mu\text{S cm}^{-1}$ ), Ponto 6, sem saneamento, é pelo pelo menos o dobro dos valores do P1 ( $271 \mu\text{S cm}^{-1}$ ) foz do Timóteo, sem saneamento. Sendacz (2005), encontrou valores de condutividade elétrica entre 44 a  $167 \mu\text{S cm}^{-1}$  na estação das chuvas para tributários (nascentes) dos rio Tietê, Taiaçupeba e Jundiaí, que sugere o grau de poluição dos rios estudados neste presente trabalho.

Os resultados de salinidade sugerem que os pontos P2 (0,125 ‰) e P3 (0,1 ‰), respectivamente as confluências dos córregos Timóteo e Timotinho estão recebendo cargas de sais que influenciam os resultados do P1 (0,135 ‰). A origem dessa salinidade não pôde ser encontrada, mas como há um hospital e um estabelecimento recreativo com piscinas a poucos metros de P2 e P3, é possível que os sais sejam originados desses pontos. As nascentes do Timotinho (P4 0,015 ‰), Timóteo (P5 0,02 ‰), Caladão (P7 0,01‰) e Ipanema (0,01 ‰) exibiram resultados para salinidade comparáveis aos encontrados Tsuzuki (2009) em nascentes de áreas graníticas ( 0,01 ‰) no Japão e Brites *et al.* (2005), com valores menores que 0,02 ‰).

Os resultados de STD parecem acompanhar os resultados de salinidade, com uma concentração decrescente do P1 ( $129,4 \text{ mg L}^{-1}$ ), foz do Timóteo, P6 ( $78,7 \text{ mg L}^{-1}$ ) e  $64,75 \text{ mg L}^{-1}$  em P9 (Foz do Ipanema). Considerando-se que o Ipanema está

sem fontes pontuais de poluição, o resultado de STD pode ser considerado elevado, em comparação a outros pontos. Crespo (1997) atribui a falhas no sistema de interceptação de esgotos a continuação de valores elevados de STD. Mesmo assim os resultados estão bem abaixo do permitido para Classe 1 ( $500 \text{ mg L}^{-1}$ ).

Os resultados do potencial de oxidação-redução (Eh) sugerem que somente P7 (+24,75 mV) e a foz do Ipanema (P9), com Eh = +3,4 mV estavam oxidantes, com o restante das águas redutoras. Águas mais redutoras são geralmente indicativas de águas pouco oxigenadas. Entretanto, não houve correlação entre  $\text{O}_2$  dissolvido e Eh. Outras fontes de redução são íons como  $\text{Fe}^{+2}$ ;  $\text{Cr}^{+6}$  e  $\text{Mg}^{+2}$  (Von Sperling, 1996). Esses íons são possivelmente a causa do caráter mais oxidante de P1 (foz do Timóteo), com valor de -60,35 mV. Em seu trecho final, o córrego drena uma área abandonada de escória siderúrgica, que pode estar mobilizando íons para água na época de chuvas.

A matéria orgânica é um parâmetro importantíssimo como indicador de poluição de um corpo hídrico, sendo então o desencadeador do problema mais agravante em decorrência da poluição que é o consumo do oxigênio dissolvido por microrganismos nos seus processos metabólicos de utilização e estabilização da matéria orgânica. Os compostos orgânicos responsáveis pela poluição são proteínas, os carboidratos, a gordura e os óleos, além de uréia, surfactantes, fenóis, pesticidas e outros em menor quantidade. A quantificação da matéria orgânica por via laboratorial é complexa, sendo assim aplicam-se métodos de determinação indireta para quantificação da matéria orgânica, sendo estes a DBO, DQO e COT (VON SPERLING, 1996). Os resultados de DBO sugerem que há um efeito da remoção da matéria orgânica carbonácea em P9 ( $1,8 \text{ mg DBO L}^{-1}$ ), foz do Ipanema, enquanto os valores são elevados em P6 ( $8,15 \text{ mg DBO L}^{-1}$ ) foz do Caladão e P1 ( $6,7 \text{ mg DBO L}^{-1}$ ). As nascentes exibiram valores muito baixos de DBO, enquanto os trechos médios do Timóteo e Timotinho (P2 e P3), sugerem o efeito da crescente urbanização. Os valores para a foz de cada rio aqui estudado estão acima do verificado no trabalho de Sendacz et al. (2005), em rios peri-urbanos de São Paulo, em épocas de seca e chuva podemos ( $1 \text{ a } 2 \text{ mg DBO L}^{-1}$ ), o que parece sustentar o efeito da urbanização sobre o metabolismo de rios urbanos.

As temperaturas das águas sempre estiveram acima de  $23 \text{ }^\circ\text{C}$  com uma tendência de aumento das nascentes para a foz, exceto no Timóteo, por efeito do

possível sombreamento. Essa tendência parece ser geral, devido à menor área de exposição das nascentes, com crescimento em direção à foz (DISSMEYER, 2000).

Sólidos em suspensão (SS), Cor e Turbidez não mostraram diferenças significativas entre os pontos amostrados, sugerindo uma ausência de efeito da urbanização e do tratamento de esgotos sobre essas variáveis.

A concentração de clorofila *a* também não registrou diferença significativa entre os pontos. Essas baixas concentrações de clorofila *a* nas águas são esperadas para épocas de chuvas, quando há uma lavagem do potamoplâncton (KELLY e WHITTON, 1998). Esses autores encontraram valores 3 a 10 vezes menores de clorofila *a* em rios da Inglaterra, na estação chuvosa (outono e inverno) em relação ao verão (época seca).

As diferenças significativas de Cálcio e Potássio estão relacionadas às maiores concentrações encontradas na bacia dos córregos do Timóteo e Timotinho, especialmente da confluência (P3 e P4), para a foz. Esses resultados sugerem que a maior salinidade encontrada também nesses pontos tem origem pontual, especialmente de efluentes hospitalares e de clubes recreativos (Withers e Jarvie, 2008).

As ausências de diferenças significativas para o Lítio e Sódio permanecem sem uma explicação plausível. Mas Beck (2005) cita esses elementos com fase aérea em seu ciclo biogeoquímico como de difícil previsão e controle como fontes de poluentes.

O nitrogênio em recursos hídricos pode se apresentar de diversas formas, como: nitrato ( $\text{NO}_3^-$ ), nitrito ( $\text{NO}_2^-$ ), amônia ( $\text{NH}_3$ ), nitrogênio molecular ( $\text{N}_2$ ) e nitrogênio orgânico. É um elemento indispensável para o crescimento de algas, entretanto, quando em grande quantidade, também pode levar a um processo de eutrofização de lagos e represas. Embora pouca informação está disponível acerca dos principais fatores que controlam o aporte de nutrientes e a resposta biológica associada em ambientes lóticos tropicais. Neste caso nem mesmo a eutrofização é unanimidade entre os pesquisadores, já que muitos deles consideram que o baixo tempo de residência e a elevada turbulência da água, por exemplo, são capazes de restringir a resposta algal, em rios, ao incremento de nutrientes. (MACEDO, 2007; CALIJURI *et al*, 2008)

O nitrogênio amoniacal, pode estar nas formas de  $\text{NH}_3$  (amônia) e do íon  $\text{NH}_4^+$  (amônio), em equilíbrio em uma solução aquosa. A amônia pode ser oxidada

através de bactérias (nitrossomas) a nitrito e, dando continuidade a oxidação as nitrobactérias, o transformam em nitrato (GLANGLIANOME e BASTOS, 1988).

Águas com predominância de nitrogênio orgânico amoniacal caracterizam poluição por descarga de esgoto recente. Já os nitratos indicam poluição remota, por que os nitratos são o produto final da oxidação do nitrogênio (MACEDO, 2007).

Nitratos e nitritos podem causar problemas de ordem fisiológica ao consumidor, que é a perda da capacidade de oxigenação do sangue – Metaglobinemia. sua quantificação por via laboratorial é por técnica analítica espectrofotométrica (MACEDO, 1994).

Apesar das análises estatísticas não sugerirem diferenças entre as concentrações de nitrato para os pontos amostrados, há uma diferença entre a foz de cada rio com relação a esse nutriente. O P9 (Foz do Ipanema), apesar do saneamento, mostrou a maior mediana ( $0,65 \text{ mg NO}_3^- \text{ L}^{-1}$ ), enquanto P1 (foz do Timóteo), sem saneamento, não havia N- $\text{NO}_3$ . Possivelmente, em P1, grande parte do N estivesse como  $\text{NH}_4^+$ , o que explicaria o elevado pH. Para P6 (foz do Caladão), a mediana do nitrato foi cerca de metade ( $0,39 \text{ mg NO}_3^- \text{ L}^{-1}$ ), em relação a P9. Também aqui o N poderia estar como N- $\text{NH}_4^+$ .

O fósforo se apresenta na água de várias formas, tais como; ortofosfatos ( $\text{PO}_4^{3-}$ ,  $\text{HPO}_4^{2-}$ ,  $\text{H}_2\text{PO}_4^{1-}$ ,  $\text{H}_3\text{PO}_4$ ), a principal forma de fósforo encontrada em águas, são o polifosfato e fósforo orgânico. As formas como o ortofosfato se apresenta na água dependem do pH. O fósforo assim como o nitrogênio é um elemento indispensável no crescimento de algas, e quando em grande quantidades pode levar a um processo de eutrofização de um recurso hídrico sendo sua origem antropogênica despejos domésticos, despejos industriais, detergentes, excrementos de animais e fertilizantes, sua quantificação por via laboratorial é por técnica analítica espectrofotométrica (MACEDO, 2007; VON SPERLING, 1996). Os resultados de  $\text{PO}_4^{3-}$  sugerem que há um efeito de remoção no Ipanema ( $0,122 \text{ mg PO}_4^{3-} \text{ L}^{-1}$ ), em relação à foz do Caladão ( $0,463 \text{ mg PO}_4^{3-} \text{ L}^{-1}$ ) e Timóteo ( $0,30 \text{ mg PO}_4^{3-} \text{ L}^{-1}$ ). Entretanto, esse valor na foz do Ipanema ainda pode ser considerado elevado, já que a norma do CONAMA 357/2005 coloca o máximo de P Total em  $0,1 \text{ mg P}^- \text{ L}^{-1}$ . Como, de maneira geral, a concentração de  $\text{mg PO}_4^{3-}$  é de 2 a 4 vezes menor que a de P-Total, não está havendo uma remoção eficiente do fósforo da bacia do Ipanema, teoricamente saneada.

## 6 CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

Os resultados sugerem que a qualidade da água dos rios amostrados difere mais em função de fatores como densidade populacional, relevo, atividades de uso do solo na bacia e grau de poluição do escoamento superficial do que o grau de saneamento;

O O<sub>2</sub> dissolvido respondeu bem ao saneamento no ribeirão Ipanema, enquanto no córrego do Caladão e Timóteo as concentrações foram baixas;

A remoção da DBO foi mais efetiva no ribeirão Ipanema;

As águas tem caráter básico a fracamente ácidas, o que não é normal para áreas graníticas. O pH foi em cada foz dos rios foi praticamente o mesmo;

A condutividade elétrica, apesar de não diferente em termos estatísticos, foi mais elevada no ribeirão Ipanema (saneado); que nos demais, com concentrações de Na, Ca, K e Li elevadas em todos os três córregos;

Salinidade e STD responderam melhor ao saneamento que as variáveis como cor, sólidos suspensos e turbidez, que parecem ser controladas pelo escoamento superficial;

As águas são redutoras, refletindo em parte os resultados de oxigênio e a poluição do solo por rejeitos industriais.

A foz do ribeirão Caladão apresentou, de maneira geral, a pior qualidade de água, seguida do ribeirão Timóteo e Ipanema;

Os efeitos do saneamento ambiental no Ipanema se fazem sentir mais em termos de redução da matéria carbonácea e DBO.

Como recomendações, pode-se listar:

Uma pesquisa sobre a origem e cargas das fontes difusas;

Determinar como essas cargas difusas, praticamente móveis apenas no período chuvoso, podem ser tratadas;

Estabelecer a contribuição de áreas rurais para a poluição dos rios;

Estabelecer metas de curto, médio e longo prazo para redução da poluição;

Montar um programa de monitoramento permanente de qualidade das águas;

## REFERÊNCIAS

- BASSI, L. Valuation of land use and management impacts on water resources in the Lajeado São José micro-watershed, Chapecó, Santa Catarina State, Brazil. FAO Rome, Italy. 2002. 18p.
- BECK M. B. Vulnerability of water quality in intensively developing urban watersheds. Environmental Modelling & Software: 20 381 - 400(2005)
- BRAGA, B. et al. Introdução a Engenharia Ambiental: O desafio do desenvolvimento sustentável. 2.ed. São Paulo: Pearson Prentice Hall, 2005. 318 p.
- BRITES, A.P.Z.; GASTALDINI, M.C.C. Avaliação da carga difusa da drenagem pluvial urbana na bacia hidrográfica Cancela. In: 23º CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL (ABES). IV-027. Cuiabá, 2005.
- BRITES, A.P.Z.; GASTALDINI, M.C.C. Avaliação da carga poluente no sistema de drenagem de duas bacias hidrográficas urbanas. In: Revista Brasileira de Recursos Hídricos – RBRH. Volume 12, n.4, p.211-221, 2007.
- BRUIJNZEEL, L.A. Hydrology of forest plantations in the tropics. Pp. 125-167 in E.K.S. Nambiar & A.G. Brown (Eds), Management of Soil, Nutrients and Water in Tropical Plantation Forests. ACIAR, Canberra and CIFOR, Jakarta. 1997.
- BRUNCE, N.; Environmental Chemistry. 2.ed. Wuerz: Winnipeg, 1994.
- CALIJURI, M.C, et al. Nutrients and chlorophyll-a concentrations in tropical rivers of Ribeira de Iguape Basin, SP, Brazil. Escola de Engenharia de São Carlos / Departamento de Hidráulica e Saneamento. Acta Limnologica Brasiliensia. 2008, vol 20, p 131 – 138.
- CAUX, A.C.P.S. Aspectos ecológicos de um córrego urbano antes e após um programa de remoção de fontes pontuais de poluição. Dissertação de mestrado. UNILESTE. Coronel Fabriciano, MG: 2007. 109 p.
- CPTEC - Centro de Previsão de Tempo e Estudos Climáticos. Disponível em <http://www.cptec.inpe.br/>. Acessado em 23 de Abril de 2010.
- CETESB – COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL. Sistemas de Esgotos Sanitários. 2.ed. São Paulo: CETESB, 1977. 467 p.
- CHIN A. Urban transformation of river landscapes in a global context. Geomorphology 79: 460–487. 2006
- CONAMA - CONSELHO NACIONAL DE MEIO AMBIENTE. Resolução Conama nº357, de 17 de março de 2005. 23 p.
- CRESPO, P. G.. Sistemas de Esgotos. Belo Horizonte: Ed. UFMG; Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, 1997. 131 p.
- CRESSER M. S., , DAWODA A. M. AND REESB R. M. Influence of precipitation composition on the chemistry of streams draining from peat examined using

Na:Ca:Mg ratio. Water Research. 31:9: 2253-2260. 1997. doi:10.1016/S0043-1354(97)00096-1.

DISSMEYER, G.E. Drinking Water from forests and grasslands. A Synthesis of the Scientific Literature. General Technical Report SRS-39. United States Department of Agriculture – Forest Service. Southern Research Station Asheville, North Carolina. 2000.

GANGLIANOME, S., BASTOS, C.R.A., Aspectos físicos e químicos da poluição das águas. In: Recuperação de Qualidade das Águas. São Paulo: CETESB – Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental, 17 p., 1988.

GIWAÅ –Å. Regional assessment 39. UNEP “ United Nations Environment Program. Marques, M., Knoppers, B., Lanna, A. E., Abdallah, P. R. & Polette, M. Brazil Current. 192 pages. University of Kalmar, Sweden .2004.

GREGORY K. J. The human role in changing river channels. Geomorphology 79 172–191. 2006.

HILTON J., O'HARE M., BOWES M. J., J. e JONES I. How green is my river? A new paradigm of eutrophication in rivers. Science of the Total Environment : 365 66–83. 2006.

HOUSE W. A. e DENISON F. H. Factors influencing the measurement of equilibrium phosphate concentrations in river sediments. Wat. Res. Vol. 34, (4):. 1187 - 1200, 2000.

IBAMA – CONAMA. Resolução 001/1986: Padrões de qualidade de água no Brasil e lançamento de efluentes. Brasília-DF.

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (Brasil). IBGE Cidades@. Disponível em: <<http://www.ibge.gov.br/cidadesat>>. Acesso em: 23 abr. 2010.

KELLY M. G. e WHITTON. B. A. Biological monitoring of eutrophication in rivers. Hydrobiologia 384: 55–67, 1998.

LARENTIS, G.L., COLLISCHONN, W., TUCCI, C.E.M. Simulação da qualidade de água em grandes bacias: Rio Taquari-Antas, RS. In: Revista Brasileira de Recursos Hídricos – RBRH. Volume 13, n.3, p.05-22, 2008.

LEITÃO, M.F.F., HAGLER, L.C.S.M., HAGLER, A.N., MENEZES, T.J.B., Tratado de microbiologia. São Paulo: Editora Manole Ltda., 1988. 186 p.

MACÊDO, J. A. B. Águas & águas. 3 ed. belo Horizonte: CRQ-MG. .2007. 1027 p.

MACÊDO, J.A.B. Sistema especialista para controle e tratamento de água na indústria de alimentos. Viçosa, MG. 93p. Dissertação de mestrado – Universidade Federal de Viçosa, 1994.

Mackereth, F. J. H.; Heron, J. & Talling, J. F. 1978 Water analysis:some revised methods for limnologists. Cumbria, Inglaterra. Titus Wilson & Son Publ. 106 p.

- MOTA, S. Urbanização e Meio Ambiente. 3.ed. Rio de Janeiro: ABES, 2003. 356 p.
- MOTA, S.; Preservação e conservação de recursos hídricos, ABES: Rio de Janeiro, 1995.
- NASCIMENTO, N. O. Prospecção Tecnológica Recursos Hídricos: Saneamento. Belo Horizonte: Centro de Gestão de Estudos Estratégicos Ciência, Tecnologia e Inovação, 2003. 42 p.
- NEAL C. JARVIE H. P., WITHERS P. J. A. , WHITTON B. A., e NEAL M. The strategic significance of wastewater sources to pollutant phosphorus levels in English rivers and to environmental management for rural, agricultural and urban catchments. Science of the Total Environment 408: 1485–1500. 2010.
- NEAL C., HILTON J., WADE A. J. C, NEAL M., e WICKHAM H. Chlorophyll-a in the rivers of eastern England. Science of the Total Environment 365. 84 – 104: 2006.
- NÉDELTCHEVA T.H., PIEDALLU C., GÉGOUT J.-C., STUSSI J.-M., BOUDOT J.-P., ANGELI N. e DAMBRINE E. Influence of granite mineralogy, rainfall, vegetation and relief on stream water chemistry (Vosges Mountains, north-eastern France). Chemical Geology 231.1-2: 2006. doi:10.1016/j.chemgeo.2005.12.012.
- NIEMCZYNOWICZ, J. BIOLOGICAL AND HYDROMORPHOLOGICAL INTEGRITY OF THE SMALL URBAN STREAM. URBAN WATER 1:1-14 : 1999.
- NISBET T. R., FOWLER D. e SMITH R. I. An investigation of the impact of afforestation on stream-water chemistry in the Loch Dee catchment, SW Scotland. Environmental Pollution 90: 1. 111-120. 1995. doi:10.1016/0269-7491(94)00081-N.
- NUNES, D.G. Modelagem da autodepuração e qualidade da água do rio Turvo Sujo. Dissertação de mestrado. UFV. VIÇOSA, MG: 2008. 118 p.
- ONGLEY, E.D. Controle da poluição da água pelas atividades agrícolas; tradução de H.R. GHEYI, F.A.V. DAMASCENO, L.T. de L. BRITO. Campina Grande: UFPB. 2000.
- PARK, MI-HYUN.; STENSTROM, M.K. Comparison of pollutant loading estimation using different leuses e storm water characteristics in Ballona Creek watershed. In: 11<sup>TH</sup> INTERNATIONAL CONFERENCE ON DIFFUSE POLLUTION / 1ST JOINT MEETING OF THE IWA DIFFUSE POLLUTION E URBAN DRAINAGE SPECIALIST GROUPS. Belo Horizonte: 2007.
- PINHEIRO, J.A.C. Processos hidrológicos na bacia hidrográfica do córrego zerede em Timóteo-MG. Dissertação de mestrado. UFV. Viçosa, MG: 2008. 76 p.
- RICHTER, C.A.; NETTO, J.M.A. Tratamento de Água – Tecnologia Atualizada. São Paulo: Editora Edgard Blucher LTDA, 1991. 332 p.
- ROBSON,A. J., NEAL,C., HILL S. e SMITH C. J. Linking variations in short- and medium-term stream chemistry to rainfall inputs — some observations at Plynlimon, Mid-Wales. Journal of Hydrology 144.1-4: 291-310. 1993. doi:10.1016/0022-1694(93)90177-B.

SABARÁ E GOLÇALVES em preparação. Índice de estado trófico do Piracicaba em 2007.

SENDACZ, S. , MONTEIRO JUNIOR, A. J., MERCANTE, C.T.J., MENEZES, L.C.B.. Cargas de nutrientes (nitrogênio e fósforo) na bacia do alto tietê (cabeceiras e guarapiranga). Facilitating Negotiations Over Land And Water Conflicts In Latin-American Peri-Urban Upstream Catchment: Combining Agent-Based Modelling With Role Playing Game PROJECT NEGOWAT. INCO PROJECT ICA4-2002-10061. FAPESP PROJECT: 02/ 09817-5. 2005.

SMITH V.H., TILMAN G.D. e NEKOLA J.C. Eutrophication: impacts of excess nutrient inputs on freshwater, marine, and terrestrial ecosystems. Environmental Pollution 100: 179 – 196. 1999

TSUZUKI Y. Comparison of pollutant discharge per capita (PDC) and its relationships with economic development: An indicator for ambient water quality improvement as well as the Millennium Development Goals (MDGs) sanitation indicator. Ecological Indicators 9: 971 – 981. 2009.

TUCCI, C.E.M.; PORTO, R.L.L; BARROS, M.T. DRENAGEM URBANA. PORTO ALEGRE: UFRGS/ABRH, 1995.428 P.

TUNDISI, J.G. Água no século XXI: Administrando a escassez. São Carlos-SP. Ed. Rima. P. 270. 2003a.

TUNDISI, J.G. Ciclo Hidrológico e Gerenciamento Integrado. Revista ciência e cultura, v.55, n.4, p. 31- 33, out/dez 2003b. 230p.

UNITED NATIONS. Demographic Yearbook 2001. New York. 2004. 390p.

VESTIN, J.L.K., NORSTRÖM S. H., BYLUND D., MELLANDER PER-ERIK e LUNDSTRÖM, U. S. Soil solution and stream water chemistry in a forested catchment I: Dynamics. Geoderma 144. 1-2: 256-270. 2008. doi:10.1016/j.geoderma.2007.11.026.

VIEIRA, P. C.. Avaliação das Condições de Qualidade da Água em Tempo Seco e Durante Eventos de Chuvas em uma Microbacia Urbanizada no Município de Belo Horizonte. Programa de Pós-graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos da Universidade Federal de Minas Gerais. Dissertação de mestrado 2008. 213p.

VIGANÒ L., PATROLECCO L., POLESELLO S. e Pagnotta R. Interactions between trophic and toxic factors in a polluted urban river. Ecotoxicology and Environmental Safety 69 : 49–57. 2008.

VON SPERLING, M. Esgotos Sanitários: Soluções de Esgotamento Sanitário. In: BARROS, R. T. V. et al. Manual de saneamento e proteção ambiental para os municípios. Vol. 2. Belo Horizonte: Escola de Engenharia da UFMG, 1995. 221 p.

VON SPERLING, M. Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos. 3.ed. Belo Horizonte: Universidade Federal de Minas Gerais / Departamento de

Engenharia Sanitária e Ambiental. Princípios do tratamento biológico de águas residuárias, v.1, 2005. 452 p.

VON SPERLING, M.(1996). Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos. 2 ed. Belo Horizonte: Universidade Federal de Minas Gerais / Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental. 207 p.

WALTON B. M., SALLING M., WYLES J., e WOLIN J. Biological integrity in urban streams: Toward resolving multiple dimensions of urbanization. Landscape and Urban Planning 79. 110–123: 2007.

ZAR. J. H. Biostatistical analysis. New Jersey, USA: Prentice Hall Ed., 1996. 640p.

## ANEXOS

### ANEXO 1

DATA	chuva	OD_MG_L	OD%SAT	PH	COND	SAL
10/02/2009	30	6,81	87,1	7,6	275	0,3
28/02/2009	110,75	6,53	82,8	7,75	147,3	0,07
28/03/2009	187,25	6,19	80,5	7,77	267	0,13
25/04/2009	65,75	6,02	78,1	7,72	1030	0,14
10/02/2009	30	3	39,7	7,66	306	0,14
28/02/2009	110,75	3,41	45,8	7,67	200,9	0,09
28/03/2009	187,25	5,69	72	7,82	267	0,12
25/04/2009	65,75	3,72	45,6	7,57	969	0,13
10/02/2009	30	3,05	40,8	7,38	233	0,11
28/02/2009	110,75	3,23	43,2	7,39	153,6	0,07
28/03/2009	187,25	5,2	65,7	7,43	206,1	0,1
25/04/2009	65,75	4,69	57,7	7,3	983	0,1
10/02/2009	30	7,33	99,9	7,07	350	0,01
28/02/2009	110,75	7,45	96,9	7,09	24,1	0,01
28/03/2009	187,25	7,64	95,18	7,05	38,5	0,02
25/04/2009	65,75	8,12	98,3	7,04	947	0,02
10/02/2009	30	7,5	98,6	7,36	470	0,02
28/02/2009	110,75	7,46	98,5	7,33	30,5	0,01
28/03/2009	187,25	7,72	97,2	7,39	68	0,03
25/04/2009	65,75	8,2	102,8	7,34	967	0,02
10/02/2009	30	1,68	22,7	7,18	1649	0,08
28/02/2009	110,75	1,47	20	7,41	189,6	0,09
28/03/2009	187,25	3,32	43,1	7,28	167,1	0,08
25/04/2009	65,75	2,07	26,2	7,13	1000	0,08
10/02/2009	30	6,8	89,1	6,3	2150	0,01
28/02/2009	110,75	6,74	89,8	6,43	20,66	0,01
28/03/2009	187,25	7,03	92,5	6,12	15,75	0,01
25/04/2009	65,75	7,04	91,2	5,68	970	0,02
10/02/2009	30	7,6	98,3	6,1	1450	0,01
28/02/2009	110,75	7,42	97	6,88	18,23	0,01
28/03/2009	187,25	7,58	97,8	6,84	18,04	0,01
25/04/2009	65,75	7,98	100,7	6,86	949	0,03
10/02/2009	30	5,97	81,3	7,44	1254	0,06
28/02/2009	110,75	5,68	79,7	7,47	141,5	0,07
28/03/2009	187,25	6,53	83,5	5,87	135,7	0,06
25/04/2009	65,75	5,95	76,2	7,26	1015	0,06

## ANEXO 2

DATA	STD	EH	DBO	TEMP	SS	COR	TURB
10/02/2009	131,7	-54,7	8,3	25	25	39,3	16
28/02/2009	69,7	-57,4	5,1	25	67	61,8	32
28/03/2009	127,1	-66	3,8	26,8	331	232,6	164
25/04/2009	144,8	-63,3	18,1	26,7	87	73,1	43
10/02/2009	146,4	-58,2	13,1	27	79	52,7	35
28/02/2009	95	-52,6	12,3	29	59	115,6	58
28/03/2009	120,4	-68,9	2,6	25,4	269	140,4	106
25/04/2009	129,5	-54,2	2,8	23,9	80	51,1	25
10/02/2009	110,3	-41,7	2,5	27	115	46,8	23
28/02/2009	72,4	-37,1	2,3	28,8	42	75	37
28/03/2009	97,9	-46,3	2,2	24,9	406	194,6	143
25/04/2009	104,3	-38,9	4	23,6	24	55,4	24
10/02/2009	16,46	-23,3	0	25,9	32	48,7	20
28/02/2009	11,19	-18,3	0	26,4	29	55,7	31
28/03/2009	18,05	24,8	0	24,1	441	175,2	124
25/04/2009	19,19	-23,9	0	22,8	68	68,8	51
10/02/2009	22,5	-40,6	0	25,8	89	85,1	42
28/02/2009	14,27	-31,7	0	26,1	22	38,6	18
28/03/2009	31,8	-43,9	0	24	364	141,6	101
25/04/2009	23,6	-41,1	1,1	23,7	52	27,4	12
10/02/2009	77,8	-30,2	6,8	29,1	31	35,3	16
28/02/2009	89,5	-36,6	7,9	29,1	53	69,8	35
28/03/2009	79	-37,7	8,4	26,6	99	117,5	72
25/04/2009	78,4	-29,1	19,8	25,1	15	62,6	29
10/02/2009	10,15	21,3	0	24,4	25	14,5	7
28/02/2009	9,62	20,8	0	25,8	21	28,7	16
28/03/2009	7,32	28,2	0	24	31	22,7	9
25/04/2009	19,57	52,9	0	23,2	13	21	16
10/02/2009	6,74	32,9	0	24,1	25	31,9	14
28/02/2009	8,49	-5,9	0	24,6	17	29,6	17
28/03/2009	8,4	-12,9	0	23,5	233	231	37
25/04/2009	29,6	-14	0	21,8	46	41,2	42
10/02/2009	59,4	95,8	1,8	29,6	25	35,4	14
28/02/2009	66,4	-41,5	2,4	30	1,7	37	45
28/03/2009	63,9	43,5	1,8	28,3	117	125,8	83
25/04/2009	65,6	-36,7	1,7	26,3	15	29,7	14

## ANEXO 3

DATA	CLORF	CA	NA	K	LI	N_NO3	P_PO4
10/02/2009	0,187626	67,9	43,6	64,3	2,3	0	0,125
28/02/2009	0,026326	63,7	48,7	59,6	3,2	0	0,352
28/03/2009	0,026914	58,9	46,7	43,8	17,6	0	0,251
25/04/2009	0,13649	62,7	56,9	46,9	19,6	0,09	0,494
10/02/2009	0,105903	68,7	46	62	2,3	0	0,922
28/02/2009	1,229311	66	54,7	66,1	3,3	0,04	0,976
28/03/2009	0,08151	63,7	56,6	42,7	19,1	0	0,486
25/04/2009	0,081061	72,2	59,2	47,8	19,5	0,21	0,349
10/02/2009	0,144436	67,4	44,6	63,6	2,3	0	0,505
28/02/2009	0,141681	64,5	50,3	58,5	3,2	0,1	0,617
28/03/2009	0,054532	57,5	63	48,6	20	0	0,261
25/04/2009	0,132176	63,4	59,4	49,9	20,2	0	0,391
10/02/2009	0,021467	69,3	46,3	63,5	2,3	0,17	0,38
28/02/2009	0,114831	69,3	39,5	39,7	2,9	0,12	0,068
28/03/2009	0,036846	61,3	60	45,6	19,9	0,92	0,036
25/04/2009	0,154006	62,1	58,3	49,4	20,4	0,85	0,128
10/02/2009	0,039217	58,4	30,1	39,3	2,3	0,18	0,262
28/02/2009	0,109961	60	39,5	39,7	2,9	0,2	0,072
28/03/2009	0,044215	61,1	57,2	46,4	19,4	0,98	0,084
25/04/2009	0,128224	60,8	55,4	46,9	19,2	0,82	0,137
10/02/2009	0,020634	61,5	35,5	39,9	2,3	0	0,441
28/02/2009	0,141927	63,5	47,8	49,3	3,1	0	0,52
28/03/2009	0,050111	57	58,1	46,8	19,6	0,78	0,162
25/04/2009	0,106907	63,7	58,7	46,9	19	1,09	0,485
10/02/2009	0,039794	54,7	25,8	37,5	2,3	0,19	0,114
28/02/2009	0,109577	59,3	36,5	38,9	2,8	0,18	0,045
28/03/2009	0,113293	60,2	59,3	47,1	22	0,88	0,026
25/04/2009	0,178655	66,1	57,6	47,3	19,4	0,89	0,128
10/02/2009	0,172439	56,5	26,7	38	2,3	0,04	0,193
28/02/2009	0,083304	58,8	37,1	38,9	2,8	0,06	0,033
28/03/2009	0,041502	61,3	61,6	48,3	19,8	0,49	0,043
25/04/2009	0,104322	63,7	58,7	46,5	18,1	0,75	0,06
10/02/2009		59	29,7	38,6	2,3	0,22	0,064
28/02/2009	0,097273	63	45,1	42,8	3	0	0,144
28/03/2009	0,063439	59,4	59,7	45,5	20,3	1,19	0,1
25/04/2009	0,050089	64,1	60,9	46,9	19,1	1,08	0,203