

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE MINAS GERAIS
INSTITUTO DE GEOCIÊNCIAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM GEOGRAFIA
ÁREA DE CONCENTRAÇÃO: ANÁLISE AMBIENTAL**

Eduardo Abjaud Haddad

**INFLUÊNCIA ANTRÓPICA NA QUALIDADE DA ÁGUA
DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO SÃO MIGUEL,
CARSTE DO ALTO SÃO FRANCISCO, MINAS GERAIS**

Belo Horizonte – Minas Gerais
Abril de 2007

Eduardo Abjaud Haddad

**INFLUÊNCIA ANTRÓPICA NA QUALIDADE DA ÁGUA
DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO SÃO MIGUEL,
CARSTE DO ALTO SÃO FRANCISCO, MINAS GERAIS**

Dissertação apresentada
ao Programa de Pós-Graduação do
Departamento de Geografia da
Universidade Federal de Minas
Gerais, como requisito parcial à
obtenção do título de Mestre em
Geografia.

Área de Concentração: Análise Ambiental.

Orientação: Prof. Antônio Pereira Magalhães Júnior.

Belo Horizonte
Programa de Pós-Graduação em Geografia da UFMG
2007

Eduardo Abjaud Haddad

**INFLUÊNCIA ANTRÓPICA NA QUALIDADE DA ÁGUA DA BACIA
HIDROGRÁFICA DO RIO SÃO MIGUEL, CARSTE DO ALTO SÃO FRANCISCO,
MINAS GERAIS**

FOLHA DE APROVAÇÃO

Belo Horizonte, 26 de Abril de 2007

Dr. Antônio Pereira Magalhães Júnior
Professor do Departamento de Geografia da UFMG

Dr. Adolf Heinrich Horn
Professor do Departamento de Geologia da UFMG

Dr. André Salgado
Professor do Departamento de Geografia da UFMG

AGRADECIMENTOS

Agradeço a possibilidade de realizar o trabalho ao Professor Antônio Pereira Magalhães Júnior, por sua orientação, e ao Professor Adolf Heinrich Horn, por todo apoio dado durante a pesquisa.

Gostaria de prestar agradecimentos ao Programa de Pós-Graduação em Geografia da UFMG, à Fundação Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) e à Fundação de Desenvolvimento da Pesquisa (FUNDEP).

Devo agradecimentos especiais a Luis Felipe Cherem (Geógrafo), pela colaboração incansável nos trabalhos de campo e pelos mapas gerados, a Lucélio Nativo (Espeleogrupos Pains - EPA), pela orientação fundamental na localização dos pontos, a Frederico (Geógrafo) e a Ivan, pela grande ajuda no cálculo do IQA.

Os trabalhos de campo tiveram auxílio precioso de Eliene (Geografia), Lucas (Geógrafo Argentino), João Pulier (Engenheiro Agrimensor), Carlos Eduardo (EPA), Leandro (EPA), Jefferson Luis (Campo 2 das nascentes), Jader Caetano (EPA e nascente da Lagoa do Tanque) e Adriano Moraes (Pós graduação Geologia).

Agradeço à Nívia e ao Ricardo (Laboratório de Geomorfologia do IGC), pela ajuda com os equipamentos; à Amanda e, especialmente ao William (Laboratório de Geoquímica Ambiental) pelas análises no Espectômetro, também especialmente à Elizabeth Guelman (CPRM) e ao Márcio (CPRM) pela antecipação dos valiosos dados de pluviometria, ao Gilmar Henriques, Marcelino Moraes e Márcio pelas ortofotos cedidas, ao Marcos Campello (Geólogo) pelas discussões, ajudas e cessão de material, a Jane Polliero pela ajuda na tradução, ao Pedro e ao Marcos pela ajuda na revisão e a Márcia Lousada pela atenção e apoio em apresentação preliminar.

Tenho de agradecer à turma de Pains pela acolhida simpática, D. Ela e o Ná (Hotel Brasil); ao Donizette (SAAE - Pains), pelos relatórios e pela visita na captação de água; à Prefeitura de Pains, ao Antônio Lucas, ao José Dirceu, Raimundo (Compressamig), à Sandra e Isac da Secretaria de Saúde de Pains e ao Nivaldo (nascente NV).

RESUMO

A qualidade da água foi avaliada na bacia hidrográfica do rio São Miguel localizada em região cárstica na alta bacia do rio São Francisco, para identificar as principais fontes de poluição hídrica, visando evidenciar as relações entre as atividades humanas desenvolvidas na área e suas influências na qualidade das águas superficiais.

Mensalmente durante um ano foram monitorados treze parâmetros de qualidade de água em cinco pontos de coleta localizados no curso fluvial principal da bacia. Também foram feitas análises para detectar metais pesados em amostras de águas provenientes de outros ambientes hídricos cársticos. O uso do solo foi mapeado com a classificação de imagem de sensoriamento remoto. Foram coletadas amostras em nascentes para estabelecer um nível de base da qualidade das águas naturais. A interpretação de resultados envolveu análise dos dados hidrológicos da rede hidrometeorológica nacional e de qualidade da água do monitoramento estadual. O Índice de Qualidade da Água (IQA) foi calculado com a utilização de nove parâmetros para os doze meses em cada trecho do rio monitorado.

Os resultados das análises mostram que o fator de poluição mais evidente é o lançamento de esgotos da ocupação urbana, que apesar de representar pequena extensão areal na bacia é responsável pela contaminação microbiológica ocasionando casos de esquistossomose, doença de veiculação hídrica concentrada no trecho médio do rio.

A paisagem rural é a predominante na área, constituída pelos campos utilizados para agropecuária e agricultura em toda bacia. O efeito destas atividades se fez mais evidente no período das chuvas em função da erosão do solo e conseqüente aumento da turbidez e coliformes na água, piorando sua qualidade nos trechos do alto e baixo curso do rio.

A mineração de rochas carbonáticas do carste tem na calcinação o processo responsável pela volatilização de metais pesados na atmosfera. O resultado mais significativo foi a presença de cádmio na água, identificada de forma pontual, sem padrão de distribuição definido nas águas da bacia, e indica a necessidade da geração de quantidade maior de dados e estudos sobre metais tóxicos nas águas.

Os coliformes termotolerantes, o fósforo total, o oxigênio dissolvido, a turbidez e o zinco total foram os parâmetros que se apresentaram em desconformidade com padrões de concentrações estabelecidos na legislação brasileira para usos diversos da água. Notadamente há comprometimento para a balneabilidade no trecho médio do rio.

Os resultados da pesquisa foram comparados com os dados de IQA gerados pelo Estado de Minas Gerais para o rio, e situou no nível médio a qualidade mais freqüente das águas do rio São Miguel.

Palavras-chave – qualidade da água, poluição hídrica, carste

ABSTRACT

The water quality has been evaluated in São Miguel river basin, in karstic area located at high São Francisco basin. The main sources of water pollution were identified to find relationships between human activities and their influences on surface water.

Monthly in a year, samples has been collected in 5 sites located at mainstream, 13 parameters were analyzed. Samples were also collected punctually in others karstic sites (lakes, dolines with water) to detect heavy metals in water. The land cover was mapped by classification of remote sensing image. Water in springs was collected to establish natural levels of parameters concentrations. Government secondary data (precipitation, water quality) in area were basis to results interpretations. The Water Quality Index (WQI) was calculated with 9 parameters monitored monthly in the river.

The main cause of water pollution is due to sewage point sources from urban area, which is smallest land use on basin. Municipality relates waterborne disease, schistosomosis, by microbiological contamination near urban zone that is located in middle stream.

Pasture and agriculture are the predominant rural landscape in the area. The effects of these activities were showed up in rainy season, when soil erosion increased turbidity and thermotolerant coliform, decreasing water quality up and low watercourse.

Calcination, process related with carbonate rocks mining, is source of atmospheric pollution by heavy metals. Concentrations above legal standards of cadmium were identified punctually in 2 different sites, which require more data and study of toxic metals in the water of area.

Parameters such thermotolerant coliform, total phosphorus, dissolved oxygen, turbidity and total zinc have been out of levels of concentrations allowed by brazilian legal standards for different water uses. Particularly, it should be avoided recreational use in the river middle course.

The WQI results were compared with Minas Gerais State Agency WQI data, the medium level quality is the commonest in water of river São Miguel.

Keywords – water quality, pollution, karst

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

| | |
|---------|---|
| APHA | American Public Health Association |
| ANEEL | Agência Nacional de Energia Elétrica |
| CCREM | Canadian Council of Resources and Environmental Ministers |
| CETEC | Centro Tecnológico de Minas Gerais |
| CEMIG | Companhia Energética de Minas Gerais |
| CETESB | Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental |
| CONAMA | Conselho Nacional de Meio Ambiente |
| CBERS | China-Brazil Earth Resources Satellite |
| CBH | Comitês de Bacia Hidrográfica |
| CPRM | Companhia de Pesquisas e Recursos Minerais |
| CT | Coliformes Termotolerantes |
| DBO | Demanda Bioquímica de Oxigênio |
| DQO | Demanda Química de Oxigênio |
| EMBRAPA | Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária |
| IBGE | Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística |
| IQA | Índice de Qualidade da Água |
| IGAM | Instituto Mineiro de Gestão das Águas |
| IGC | Instituto de Geociências |
| IARC | International Agency for Research on Cancer |
| INPE | Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais |
| MMA | Ministério do Meio Ambiente |
| NMP | Número Mais Provável |
| NSF | National Standard Foundation |
| OD | Oxigênio Dissolvido |

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

| | |
|-------|---|
| PNRH | Política Nacional de Recursos Hídrico |
| PT | Fósforo Total |
| SAAE | Sistema Autônomo de Água e Esgoto |
| SEMAD | Secretaria de Estado do Meio Ambiente e Desenvolvimento Sustentável |
| SNRH | Sistema Nacional de Recursos Hídricos |
| STD | Sólidos Totais Dissolvidos |
| UFMG | Universidade Federal de Minas Gerais |
| UPGRH | Unidade de Planejamento e Gestão dos Recursos Hídricos |
| USEPA | United States Environmental Protection Agency |

ÍNDICE DE FIGURAS

| | |
|--|-----|
| FIGURA 1 – Mapa de localização da bacia hidrográfica do rio São Miguel e os pontos de coletas de dados | 7 |
| FIGURA 2 - Esquema básico de um sistema hidrológico em uma bacia hidrográfica | 13 |
| FIGURA 3 - Constituintes e a qualidade da água..... | 24 |
| FIGURA 4 - Mapa litológico da bacia hidrográfica do rio São Miguel | 52 |
| FIGURA 5 - Mapa topográfico da bacia hidrográfica do rio São Miguel | 57 |
| FIGURA 6 - Mapa de uso do solo da bacia hidrográfica do rio São Miguel..... | 63 |
| FIGURA 7 - Mapa da distribuição das médias geométricas de CT nos pontos..... | 79 |
| FIGURA 8 - Ausência de vegetação ripária nas proximidades no ponto SM 01 | 90 |
| FIGURA 9 - Intervalos de classe das medianas da turbidez nos trechos..... | 91 |
| FIGURA 10 - Pontos e datas de ocorrências de concentrações de cádmio acima dos padrões..... | 97 |
| FIGURA 11 - Classificação de uso da água nos trechos | 102 |
| FIGURA 12 - IQA no rio São Miguel – abril de 2005 a março de 2006..... | 106 |

ÍNDICE DE GRÁFICOS

| | |
|---|-----|
| GRÁFICO 1 - Pluviometria e média das vazões mensais..... | 71 |
| GRÁFICO 2 - Distribuição dos valores de CT nos pontos..... | 77 |
| GRÁFICO 3 - Variação mensal da média de PT nos pontos e precipitação acumulada entre os dias de coleta..... | 82 |
| GRÁFICO 4 - Distribuição das concentrações de PT nos pontos..... | 83 |
| GRÁFICO 5 - Variação mensal da média de OD e da média da vazão nos pontos..... | 85 |
| GRÁFICO 6 - Distribuição das concentrações de OD nos pontos..... | 86 |
| GRÁFICO 7 - Picos de CT e decréscimo de OD no ponto SM 03 | 87 |
| GRÁFICO 8 - Distribuição dos valores da turbidez nos pontos | 89 |
| GRÁFICO 9 - Associação entre turbidez e CT nos pontos SM 01 e SM 05 | 92 |
| GRÁFICO 10 - Variação mensal da média de Zn dos pontos | 94 |
| GRÁFICO 11 - Distribuição das concentrações de Zn nos pontos | 95 |
| GRÁFICO 12 - Freqüência simples das classes de usos nos trechos | 104 |

ÍNDICE DE QUADROS

| | |
|--|----|
| QUADRO 1- Documentos cartográficos utilizados | 5 |
| QUADRO 2 - Equipamentos utilizados nas medições de campo | 6 |
| QUADRO 3 - Parâmetros analisados em laboratório pelo CETEC e métodos de ensaio | 8 |
| QUADRO 4 - Parâmetros de qualidade da água e formas físicas predominantes | 25 |
| QUADRO 5 - Principais textos legais federais sobre as águas | 28 |
| QUADRO 6 - Classes de usos para águas doces estipuladas na Resolução 357 | 32 |

ÍNDICE DE TABELAS

| | |
|--|-----|
| TABELA 1 - Quantidade de coliformes termotolerantes permitida para classe de uso (NMP/100ml)..... | 44 |
| TABELA 2 - Padrões de concentrações para o cádmio na água em mg/L..... | 45 |
| TABELA 3 - Padrões de concentrações para o chumbo na água em mg/L..... | 46 |
| TABELA 4 - Padrões de concentrações para o zinco na água em mg/L..... | 47 |
| TABELA 5 - Resultado das análises nas surgências..... | 72 |
| TABELA 6 - Estatística de parâmetros de qualidade de água na Estação SF 002A – Calciolândia – 2000 a 2004..... | 74 |
| TABELA 7 - Coliformes termotolerantes (NMP/100ml) e estatística descritiva..... | 76 |
| TABELA 8 - Fósforo total em mg/L nos pontos e estatística descritiva..... | 81 |
| TABELA 9 - Oxigênio dissolvido em mg/L nos pontos e estatística descritiva..... | 84 |
| TABELA 10 - Turbidez em UNT nos pontos e estatística descritiva..... | 88 |
| TABELA 11 - Zinco total em mg/L nos pontos e estatística descritiva..... | 93 |
| TABELA 12 - Influências antrópicas e parâmetros indicativos na qualidade das águas..... | 100 |

SUMÁRIO

| | |
|---|-----------|
| 1 INTRODUÇÃO..... | 1 |
| 1.2 Objetivos..... | 2 |
| 2 METODOLOGIA | 3 |
| 2.1 Desenvolvimento de bases teórico-metodológicas | 3 |
| 2.2 Reconhecimento das bases de dados de interesse..... | 3 |
| 2.2.1 Levantamento e espacialização dos usos do solo da área..... | 4 |
| 2.3 Monitoramento hidrológico | 5 |
| 2.3.1 Definição da localização dos pontos de monitoramento | 5 |
| 2.3.2 Definição dos parâmetros monitorados | 6 |
| 2.3.3 Vazões..... | 8 |
| 2.3.4 Análise de amostras de água de surgências perenes (nascentes) | 9 |
| 2.3.5 Análise de amostras de água em ambientes hídricos junto às calcinadoras | 9 |
| 2.4 Interpretação dos resultados..... | 10 |
| 3. BASES TEÓRICAS | 12 |
| 3.1 Contextualização espacial do estudo..... | 12 |
| 3.2 Uso e ocupação do solo | 15 |
| 3.2.1 Poluição e contaminação..... | 15 |
| 3.2.2 Urbanização..... | 16 |
| 3.2.3 Atividades industriais | 18 |
| 3.2.4 Agricultura e pecuária..... | 20 |
| 3.3 Poluição hídrica no carste | 22 |
| 3.4 Uso e qualidade da água..... | 24 |
| 3.5 Aspectos legais sobre as águas no Brasil | 28 |
| 3.5.1 Enquadramento..... | 30 |
| 3.6 Monitoramento, parâmetros de qualidade e IQA | 35 |
| 3.6.1 Parâmetros de qualidade de água | 36 |
| 3.6.2 Índice de qualidade de água..... | 47 |
| 4 CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA..... | 50 |
| 4.1 Aspectos físicos | 50 |
| 4.1.1 Geologia da região e da bacia hidrográfica..... | 50 |
| 4.1.2 Hidrogeologia da bacia hidrográfica | 53 |
| 4.1.3 Aspectos do clima..... | 54 |
| 4.1.4 Geomorfologia da região e da bacia hidrográfica | 55 |
| 4.1.5 Pedologia da região | 56 |
| 4.1.6 Vegetação na região..... | 58 |
| 4.2 Aspectos sócio econômicos | 59 |
| 4.2.1 Pains..... | 60 |
| 4.2.2 Arcos..... | 60 |
| 5 RESULTADOS E DISCUSSÕES..... | 62 |
| 5.1 Uso e ocupação do solo na bacia hidrográfica do rio São Miguel..... | 62 |
| 5.1.1 Ocupação urbana | 64 |
| 5.1.2 Agricultura e Pecuária | 65 |
| 5.1.3 Indústria e Mineração | 67 |
| 5.2 Informações hidrológicas da bacia | 70 |
| 5.2.1 Pluviometria e vazões | 70 |
| 5.2.2 Reconhecimento do estado “natural” das águas..... | 71 |
| 5.2.3 Qualidade das águas na Estação Calciolândia | 73 |

| | |
|---|------------|
| 5.3 Influências antrópicas nos parâmetros de qualidade da água na bacia..... | 75 |
| 5.3.1 Coliformes termotolerantes..... | 75 |
| 5.3.2 Fósforo Total..... | 80 |
| 5.3.3 Oxigênio Dissolvido..... | 83 |
| 5.3.4 Turbidez..... | 87 |
| 5.3.5 Metais pesados e as análises junto as calcinadoras..... | 93 |
| 5.4 Síntese dos resultados de qualidade das águas na bacia..... | 100 |
| 5.4.1 Classificação dos trechos fluviais..... | 101 |
| 5.4.2 IQA no rio São Miguel..... | 104 |
| 6. CONCLUSÕES..... | 109 |
| REFERÊNCIAS..... | 112 |
| APÊNDICES E ANEXOS..... | 125 |

1 INTRODUÇÃO

O estudo da influência de atividades humanas sobre a qualidade da água demanda a consideração que corpos hídricos têm capacidade de refletir alterações de seu estado em função de atividades antrópicas. A água é um fator na produção do espaço geográfico que condiciona a localização e dinâmica de atividades humanas. Como conseqüências, estas podem implicar na sua degradação qualitativa e na redução da disponibilidade hídrica, resultando no comprometimento do seu uso para finalidades diversas. A degradação da água pode ser proveniente do seu próprio uso como também dos diversos usos do solo numa região, notadamente os usos agrícolas, industrial e urbano. Assim, influências antrópicas sobre a qualidade da água estão fortemente associadas ao crescimento da urbanização, da expansão das atividades agropecuárias e industriais. No mundo atual, a expansão destas atividades engendra alterações deletérias crescentes sobre a qualidade das águas.

O conhecimento do estado das águas permite não somente auxiliar na definição de usos pretendidos como também avaliar sua qualidade e indicar quais atividades humanas causam ou podem causar sua degradação. A pesquisa sobre qualidade das águas, normalmente, exige ainda a definição de sua dimensão espacial. Uma delas pode ser dada pela delimitação de uma bacia hidrográfica, preconizada como unidade territorial de gestão dos recursos hídricos pela atual Lei das Águas do Brasil, nº 9.433/97 (BRASIL, 1997).

A bacia hidrográfica do rio São Miguel apresenta-se como adequado “cenário” para o desenvolvimento do estudo da qualidade das águas. O rio situa-se na margem direita da bacia do Alto São Francisco, no sudoeste de Minas Gerais, e sua bacia hidrográfica insere-se numa região cárstica, onde os usos do solo abrangem campos de pastagens para pecuária, agricultura, ocupação urbana, mineração e beneficiamento de rochas carbonáticas. Estas atividades antrópicas implicam numa susceptibilidade para a alteração da qualidade das águas, sendo a predisposição à poluição facilitada por feições cársticas, como dolinas e sumidouros, que muitas vezes promovem ampla conexão entre as drenagens superficial e subterrânea.

A Rede Hidrometeorológica Nacional possui apenas uma estação de monitoramento da qualidade das águas em toda a bacia hidrográfica: Estação Calciolândia - SF 002, onde são realizadas campanhas trimestrais. Esta estação integra o Projeto Águas de Minas, sob a responsabilidade do Instituto Mineiro de Gestão das Águas - IGAM, cujo principal objetivo é monitorar a qualidade da água dos principais cursos d'água do estado (IGAM, 2005). O

monitoramento desenvolvido nesta dissertação representa um detalhamento espaço-temporal em relação ao realizado pelo IGAM, uma vez que foi realizado, mensalmente, durante um ano hidrológico, em cinco pontos ao longo do curso principal do rio São Miguel, coletor principal das drenagens superficiais e subterrâneas da bacia. Os parâmetros de qualidade de água foram selecionados para compor um Índice de Qualidade das Águas – IQA. Além disso, foi investigada a qualidade das águas em nascentes, bem como a presença de alguns metais pesados em ambientes hídricos específicos do carste relacionados ao potencial de poluição, previamente reconhecidos na região, especialmente em dolinas com água, junto às indústrias de extração e beneficiamento das rochas carbonáticas.

O trabalho se insere no atual contexto de operacionalização da Política Nacional de Recursos Hídricos - PNRH, processo que demanda o incremento de geração e disponibilidade de informações sobre as condições da qualidade das águas no país e as suas conexões com as influências das atividades antrópicas (BRASIL, 1997). Os resultados ilustram, particularmente, as relações entre atividades humanas e a qualidade dos ambientes fluviais nesta região cárstica.

1.2 Objetivos

O objetivo geral da pesquisa é investigar as relações entre as atividades humanas e a qualidade das águas superficiais da bacia hidrográfica do rio São Miguel, localizada na margem direita da bacia do Alto São Francisco.

Os desdobramentos do objetivo geral implicam em objetivos específicos para realização da pesquisa, dentre eles:

- identificar as principais fontes de poluição hídrica na bacia hidrográfica, com elaboração e interpretação de mapa de uso e ocupação do solo;
- identificar os reflexos dos usos do solo sobre a qualidade das águas superficiais e espacializar os principais resultados em mapas temáticos;
- fornecer informações para ilustrar o potencial danoso das atividades de extração e beneficiamento do calcário e a fragilidade dos ambientes cársticos.

2 METODOLOGIA

A metodologia foi dividida em quatro etapas que se integram no final. Na primeira, foi realizado o desenvolvimento de bases teórico-metodológicas. Na segunda etapa, foram levantadas as bases de dados de interesse, que incluiu um mapa atualizado de uso e ocupação do solo na bacia hidrográfica. O monitoramento hidrológico contemplou a definição dos parâmetros, dos locais, da periodicidade, e da sua duração e foi realizado na terceira etapa. Na quarta etapa, os resultados do monitoramento foram interpretados e demonstrados em mapas temáticos.

2.1 Desenvolvimento de bases teórico-metodológicas

A primeira etapa foi dedicada à pesquisa bibliográfica e ao estudo de referenciais teóricos e de metodologia adequada para o desenvolvimento da pesquisa. Os temas discutidos na revisão bibliográfica contemplam: alterações na qualidade da água relacionadas às atividades antrópicas, poluição hídrica no carste, base conceitual sobre qualidade e uso da água, as diretrizes legais sobre as águas no Brasil, monitoramento, parâmetros e padrões internacionais e nacionais para diversos usos da água e a avaliação pelo IQA.

2.2 Reconhecimento das bases de dados de interesse

Na segunda etapa, buscou-se reconhecer os dados ambientais e hidrológicos disponíveis, tanto de estação de monitoramento de qualidade da água, quanto de estações fluviométrica e pluviométrica que existem na região.

Os relatórios anuais de monitoramento das águas superficiais na Bacia do rio São Francisco (2000 a 2004) produzidos pelo IGAM (2005) foram consultados. Atenção especial foi dirigida aos dados de qualidade da água gerados na estação de código SF-002-A, localizada no rio São Miguel, em ponte da rodovia BR-354, no local denominado

Calciolândia. Os dados de qualidade da água junto ao Sistema Autônomo de Água e Esgoto - SAAE de Pains foram levantados.

Os dados de pluviometria da estação de código 02045010 (estação Arcos) foram adquiridos junto à Companhia de Pesquisas e Recursos Minerais - CPRM, adquirir os dados diários e mensais do período do monitoramento.

Foram utilizados, ainda, dados gerados em estudos na área desenvolvidos no Instituto de Geociências – IGC, da Universidade Federal de Minas Gerais - UFMG, como de parâmetros físico-químicos da água (FÉLIX e FREITAS JÚNIOR, 2000) e de metais pesados no solo (BORGHETTI, 2002).

2.2.1 Levantamento e espacialização dos usos do solo da área

O mapa do uso e ocupação do solo na bacia hidrográfica foi elaborado por CHEREM (2006), por meio de processamento digital de imagem, (PDI) realizado com o auxílio do software SPRING (INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS - INPE, 2005). Trabalhos de campo foram realizados em momentos distintos do projeto para levantamento e reconhecimento dos usos do solo, auxiliando os resultados de gabinete. Os procedimentos metodológicos para interpretação supervisionada do uso e ocupação do solo foram realizados em imagem do satélite CBERS-2 e encontram-se detalhados no ANEXO A. A data de aquisição da imagem trabalhada, 12 de abril de 2006, foi próxima do período de monitoramento da qualidade da água.

Em campo, foram identificadas as seguintes classes de uso e ocupação do solo na bacia do rio São Miguel: água, vegetação (cerrado, mata seca), plantação de eucalipto, maciço de calcários, pastagem (mesmo comportamento espectral de campo limpo), mineração (área industrial), ocupação urbana, solo degradado, solo preparado, solo em pousio. Estas três últimas foram agrupadas, quando necessário, na classe de uso de solo agrícola. Devido à existência de nuvens e suas respectivas sombras na imagem interpretada, tais classes foram consideradas na interpretação.

Para facilitar a interpretação, o excesso de informações do mapa de uso e ocupação do solo foi atenuado com o desmembramento em mapas de ocupação urbana, rural e industrial. Neste último, a mineração é o objeto da análise. Eles foram utilizados como base interpretativa dos resultados das análises dos parâmetros de qualidade de água.

Além disso, quando necessária, foi feita uma caracterização do uso e ocupação do solo das áreas próximas aos pontos de monitoramento em escala de maior detalhe (1:10.000)

em relação às escalas dos mapas de toda a bacia hidrográfica. Esta caracterização foi realizada por interpretação de ortofotos (COMPANHIA ENERGÉTICA DE MINAS GERAIS - CEMIG, 1988), atualizada com a descrição de “croquis” de campo, conforme averiguação dos usos contemporâneos ao monitoramento.

2.3 Monitoramento hidrológico

O monitoramento hidrológico contemplou a definição dos locais dos pontos de amostra no curso principal do rio São Miguel, a definição dos parâmetros de qualidade da água e a medição e cálculo de vazão fluvial nestes pontos. Além disso, foram feitas análises de amostras de água em surgências perenes (nascentes) e em ambientes hídricos próximo às mineradoras e calcinadoras.

2.3.1 Definição da localização dos pontos de monitoramento

A localização dos pontos foi definida a partir do levantamento de documentos cartográficos que possibilitaram o estudo prévio e detalhado da rede hidrográfica, dos usos do solo e da rede viária na bacia. Foram utilizados mapas topográficos, ortofotos e mapas temáticos (QUADRO 1).

QUADRO 1- Documentos cartográficos utilizados

| | Impressas | Meio Digital | Escala | Nomenclatura | Fonte |
|----------------------------|-----------|--------------|----------|---------------|---------------------------------|
| Cartas topográficas | | | | | |
| Lagoa da Prata | x | x | 1:50.000 | SF 23-C-I-2 | IBGE (1969) |
| Arcos | x | x | 1:50.000 | SF 23-C-I-4 | IBGE (1970) |
| Piuiú | x | x | 1:50.000 | SF 23-C-I-3 | IBGE (1970a) |
| Formiga | | x | 1:50.000 | SF 23- C-II-3 | IBGE (1969) |
| Ortofotos | | | | | |
| Arcos | x | | 1:10.000 | 41-10-02 | CEMIG (1988) |
| Arcos | x | x | 1:10.000 | 41-10-06 | CEMIG (1988) |
| Arcos | x | x | 1:10.000 | 41-10-07 | CEMIG (1988) |
| Arcos | x | x | 1:10.000 | 41-10-10 | CEMIG (1988) |
| Arcos | x | x | 1:10.000 | 41-10-11 | CEMIG (1988) |
| Mapas Temáticos | | | | | |
| Geológico | | x | 1:50.000 | | Félis e Freitas Júnior. (2000a) |
| Uso e Ocupação do Solo | | x | | | Pires e Rodrigues (2000) |

Foi feito contato com um grupo ecológico local (EPA – Espeleogrupo Pains) e trabalho de campo para reconhecimento de locais em março de 2006. O monitoramento das águas superficiais foi realizado em cinco pontos distribuídos ao longo do curso principal do rio São Miguel, coletor principal das águas de toda a bacia (FIGURA 1, pontos em vermelho). Este número foi definido conciliando a disponibilidade financeira do projeto¹, levando em conta o orçamento necessário para as análises laboratoriais de parâmetros de qualidade de água.

Os pontos estratégicos foram posicionados à jusante de diversas fontes direta ou indiretamente poluidoras, como cultivos, indústrias, mineração e zonas urbanas, para que os dados do monitoramento de qualidade das águas pudessem ser interpretados em relação aos usos do solo. Todos os pontos se localizaram em pontes sobre o rio para facilitar a coleta, conforme a localização dos pontos de monitoramento das águas superficiais estaduais. A periodicidade das análises foi mensal e consecutiva, durante um ano hidrológico, com início em abril de 2005 e o término em março de 2006.

2.3.2 Definição dos parâmetros monitorados

O monitoramento da qualidade de água no rio São Miguel envolveu doze parâmetros julgados necessários para refletir possíveis impactos de atividades urbanas, agrícolas e industriais. Foram cinco parâmetros medidos *in situ* com a utilização de instrumentos portáteis (QUADRO 2).

QUADRO 2 - Equipamentos utilizados nas medições de campo

| Parâmetro | Unidade de Medida | Equipamento | Marca | Modelo |
|---------------|-------------------|----------------|---------|------------|
| Temperatura | °C | Condutivímetro | Lutron | CD-4303 |
| pH | 1 - 14 | Peagâmetro | pH Tek | |
| OD | mg/L | Oxímetro | Lutron | DO-5510 |
| Condutividade | Siemens | Condutivímetro | Lutron | CD-4303 |
| Turbidez | UNT ² | Turbidímetro | Del Lab | DLM-2000 B |

Os oito parâmetros restantes foram analisados pelo Centro Tecnológico de Minas Gerais – CETEC, em Belo Horizonte. Os procedimentos de coletas de amostras para análises

¹ Fenômenos Espaciais, Processos Ambientais e Interações entre a Qualidade da Água e o Uso do Solo na “Província Cárstica de Arcos-Pains-Doresópolis-MG” - Estratégia de Fomento ao Desenvolvimento Sustentável Local, sob a coordenação do Prof. Dr. Antônio Pereira Magalhães Jr.

² UNT – Unidade Nefelométrica de Turbidez

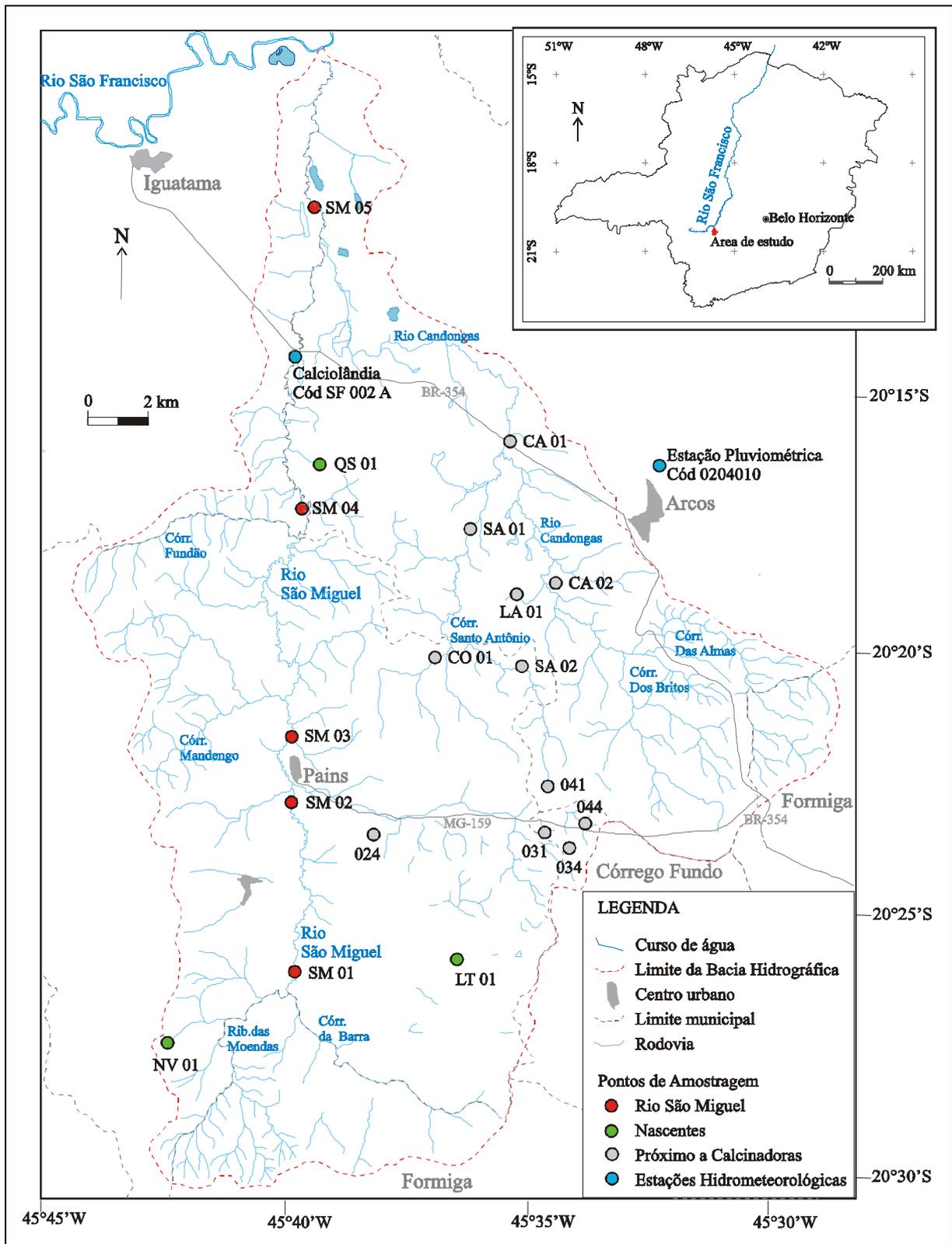


FIGURA 1 – Mapa de localização da bacia hidrográfica do rio São Miguel e os pontos de coletas de dados
 Fonte: IBGE (1970)

laboratoriais seguiram os padrões estabelecidos pelo CETEC. Todas as amostras foram envasilhadas em recipientes fornecidos pela instituição e mantidas refrigeradas no prazo máximo de vinte e quatro horas entre a coleta e a entrega no laboratório. A escolha do CETEC para as análises laboratoriais justifica-se pelo fato deste ser o órgão oficial do governo de Minas Gerais responsável pela análise de qualidade da água (Projeto Águas de Minas). Este fato confere confiabilidade aos resultados e permite sua comparação com dados de estações da rede de monitoramento do estado. Os parâmetros, as unidades de medidas e os métodos de ensaio utilizados estão relacionados no QUADRO 3.

QUADRO 3 - Parâmetros analisados em laboratório pelo CETEC e métodos de ensaio

| Parâmetro | Unidade de Medida | Método de Ensaio |
|--------------------------------|-------------------------|--|
| Coliformes termotolerantes | NMP ³ /100ml | APHA ⁴ 9221 E |
| Demanda Bioquímica de Oxigênio | mg/L | ABNT ⁵ NBR 10357/1988 |
| Demanda Química de Oxigênio | mg/L | ABNT NBR 12614/1992 |
| Fósforo total | mg/L | APHA 4500-P E |
| Nitrato | mg/L | APHA 4500-NO ₃ ⁻ E |
| Cádmio total | mg/L | APHA 3113 B |
| Chumbo total | mg/L | APHA 3113 B |
| Zinco total | mg/L | APHA 3120 B |

A escolha dos três metais pesados, Cádmio, Chumbo e Zinco, foi feita com base no estudo de BORGHETTI (2002) que identificou a presença destes elementos acima dos níveis permitidos nos solos da região.

Dentre os treze parâmetros, nove compõem o Índice de Qualidade da Água – IQA multiplicativo baseado no IQA da National Standard Foundation – NSF, utilizado na avaliação de qualidade nos relatórios de monitoramento das águas superficiais do Estado de Minas Gerais (IGAM, 2005). São eles: Oxigênio Dissolvido, Coliformes Termotolerantes, pH, Demanda Bioquímica de Oxigênio, Nitrato, Fósforo total, Temperatura da água, Turbidez e Condutividade.

2.3.3 Vazões

As vazões fluviais foram calculadas em cada um dos cinco pontos nas doze campanhas do monitoramento no rio São Miguel, por meio da técnica seção x velocidade. A

³ Número Mais Provável - NMP

⁴ American Public Health Association – APHA (1998). *Standard Methods for examination of water and wastewater*. 20ed. Washington: APHA, 1998. 1v.

⁵ Associação Brasileira de Normas Técnicas – ABNT.

medição da largura do canal foi expressa em metros, assim como as profundidades, medidas com haste vertical e trena, em cinco pontos equidistantes da largura. Para o cálculo da área da seção do canal foi utilizada a seguinte equação:

$$A = (L/6) \times (Y1+Y2+Y3+Y4+Y5)$$

Onde:

A = área da seção do canal (m²)

L = largura do rio (m)

Y1, Y2, Y3, Y4, Y5 = profundidades dos pontos equidistantes (m)

A velocidade de fluxo foi medida pelo método do flutuador, utilizando uma garrafa plástica com volume total de 0,5L (litro) contendo 0,25L de água. Medidos com cronômetro em segundos, foi considerada a média de três tempos que a garrafa percorreu por uma distância conhecida. A vazão foi calculada pelo produto das áreas da seção e da velocidade. Os resultados foram expressos em m³/s.

2.3.4 Análise de amostras de água de surgências perenes (nascentes)

A coleta de amostras em três surgências perenes, localizadas em pontos e em condições litológicas distintas foi realizada em trabalho de campo no final da estação chuvosa (23-04-2006) e no final da estação seca (14-09-2006). Foram analisados parâmetros da campanha do monitoramento regular ao longo do curso principal do rio São Miguel. Os resultados das análises serviram como referência à condição de qualidade “natural” das águas na bacia (*background*). Os pontos foram escolhidos considerando locais, onde se verificou pouca ou nenhuma presença de atividades antrópicas, acesso restrito, ou presença de cercas e vegetação no entorno da nascente (FIGURA 1, pontos em verde).

2.3.5 Análise de amostras de água em ambientes hídricos junto às calcinadoras

Ambientes hídricos no carste como dolinas e lagoas nas proximidades de empresas calcinadoras, principalmente nos eixos onde elas se concentram, foram visitados para coletas de amostras (FIGURA 1, pontos cinzas) e análise em laboratório. Além das medições dos parâmetros de campo, as amostras foram conservadas em ácido nítrico e refrigeradas até a

entrega no Laboratório de Geoquímica Ambiental do Centro de Pesquisa Manoel Teixeira da Costa – CPMTC. As análises foram feitas com o Espectrômetro ICP - AES, cujo modelo e descrição dos princípios de seu funcionamento se encontram no APÊNDICE A, e contemplaram as concentrações em partes por milhão (ppm) dos seguintes parâmetros: Al, Ba, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Mg, Mn, Ni, Pb, Ti e Zn.

2.4 Interpretação dos resultados

A apresentação e interpretação dos resultados foram feitas em cinco partes. Primeiramente, foi apresentado o mapa de uso e ocupação do solo da bacia hidrográfica (CHEREM, 2006) e os dados e informações sócio-econômicas da região (INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA - IBGE, 2005). O mapa foi desmembrado em mapas do uso agropecuário e industrial (minerações) e foi realizada uma caracterização detalhada dos usos do solo nos pontos do monitoramento, analisados como potenciais fontes poluidoras das águas para investigação das causas de alterações dos parâmetros que se apresentaram fora dos padrões.

Na segunda parte, foram apresentadas informações hidrológicas de pluviometria das vazões, dos parâmetros de qualidade das águas nas nascentes e da Estação Calciolândia do IGAM, que subsidiaram as interpretações dos resultados do monitoramento no rio São Miguel.

Na terceira parte, foram discutidas as relações de causa e efeito entre as atividades humanas e a qualidade da água. O estado da qualidade da água foi demonstrado pela representação de estatística de medida central (média aritmética, geométrica e mediana) dos parâmetros que evidenciaram influências antrópicas. A espacialização dos principais resultados obtidos foi evidenciada agregando as informações dos mapas temáticos de uso do solo, representando as fontes de poluição antrópica.

Na quarta parte deste tópico, os dados monitorados foram avaliados verificando-se os níveis de conformidade com os padrões estabelecidos na legislação federal (Resolução Conselho Nacional de Meio Ambiente - CONAMA nº 357/05), que dispõe sobre enquadramento de corpos d'água e classes de usos no Brasil (CONAMA, 2005). Os parâmetros que excederam os limites estipulados nos padrões, durante o monitoramento, foram evidenciados.

Por fim, foi calculado o IQA, inserindo os resultados dos nove parâmetros monitorados nos trechos em todos os meses em equações específicas para cada um deles. Os

resultados possibilitaram a verificação de variações espaciais e temporais da qualidade da água nos trechos, segundo o índice, e foram comparados com a média da série histórica de IQA's do monitoramento do IGAM na bacia hidrográfica do rio São Miguel (IGAM, 2005). As equações e curvas para o cálculo do IQA multiplicativo são do Sistema de Cálculo da Qualidade da Água (SCQA) do MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE - MMA (2005). O peso dos parâmetros e a fórmula de cálculo se encontram no APÊNDICE B.

3. BASES TEÓRICAS

Na revisão de literatura do tema, primeiramente foi feita uma contextualização espacial do estudo da água no domínio das águas superficiais, da utilização da bacia hidrográfica e do rio como unidades de análise adotadas na pesquisa. No segundo tópico do capítulo foram apresentadas as concepções utilizadas no trabalho de poluição e contaminação e as definições de fontes pontuais e não pontuais, posteriormente tratou-se das relações do uso e ocupação do solo nos meios urbano, industrial e agropecuário e a poluição e contaminação das águas nestes ambientes. A poluição hídrica no carste foi o próximo tema. As bases conceituais da qualidade da água, suas características e composição, bem como a dependência do conceito em relação ao uso foi discutida em seguida. Posteriormente, foi apresentada uma breve evolução dos aspectos legais sobre as águas no Brasil, bem como a resolução de enquadramento atual que dispõe sobre as classes de usos da água no país, onde foram apresentados os conceitos de padrões de qualidade, bem como das dificuldades de operacionalização dos preceitos legais. O monitoramento hidrológico, os parâmetros de qualidade de água utilizados na pesquisa e a avaliação pelo IQA foram examinados ao final do capítulo.

3.1 Contextualização espacial do estudo

O ciclo hidrológico compreende a circulação constante da água no planeta envolvendo a ocorrência contínua de processos. A impossibilidade de compreensão completa do ciclo devido à sua extrema complexidade é facilitada pelo conceito de sistema, entendido como um conjunto de partes conectadas que compõe um todo (CHOW *et al.*, 1988). O sistema hidrológico global é denominado sistema fechado, pois se considera que não há perda ou ganho de água, e pode ser subdividido em 3 subsistemas principais que se interagem: águas atmosféricas, superficiais e subsuperficiais⁶. Uma atenção especial deve ser dirigida às águas superficiais, onde ocorre a maior parte dos usos e, conseqüentemente, as maiores

⁶ O subsistema da água subsuperficial abrange a água presente tanto na zona não saturada como na zona saturada, é foi denominada água subterrânea no trabalho (CHOW *et al.*, 1988; AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS -ANA, 2001).

alterações na qualidade. Além disso, as facilidades de procedimentos de coleta e os custos de operacionalização são relativamente inferiores em relação às águas atmosféricas e subsuperficiais (HOUNSLOW, 1995).

Para lidar espacialmente com os problemas práticos da dinâmica hidrológica e da qualidade das águas devem ser considerados os sistemas abertos, onde há entradas e saídas de água. O sistema hidrológico aberto pressupõe uma estrutura espacial (para fluxos superficiais e subsuperficiais) cujas divisas delimitam a área de entrada da água, que é armazenada e sai do sistema. Esta abstração pode ser entendida por analogia ao conceito de bacia hidrográfica, onde os divisores topográficos delimitam uma área para qual a precipitação se dá (FIGURA 2). Esta é a forma principal de entrada da água no sistema, cuja estrutura espacial envolve as dimensões superficiais e subsuperficiais da bacia, onde a água pode ser armazenada, e sai por um canal principal que constitui a vazão fluvial (CHOW *et al.*, 1988; STRAHLER, 1964).

A bacia hidrográfica é uma unidade espacial de análise que pode ser utilizada para conhecer e avaliar processos e interações numa visão sistêmica do meio ambiente (BOTELHO e SILVA, 2004), pois esta unidade possibilita o estudo das interações naturais entre fatores como substrato geológico, águas subsuperficiais, atmosfera, clima, vegetação, recobrimento e uso do solo e águas superficiais. Segundo MAGALHÃES Jr. (2003), a bacia é uma unidade espacial que compreende um conjunto ambiental que facilita a investigação das relações de causa-efeito entre elementos físicos, bióticos e sócio-econômicos. Autores como BOTELHO e SILVA (2004) têm salientado o crescimento acentuado do uso da bacia hidrográfica como célula de análise de estudos ambientais a partir da década de 1980 no Brasil.

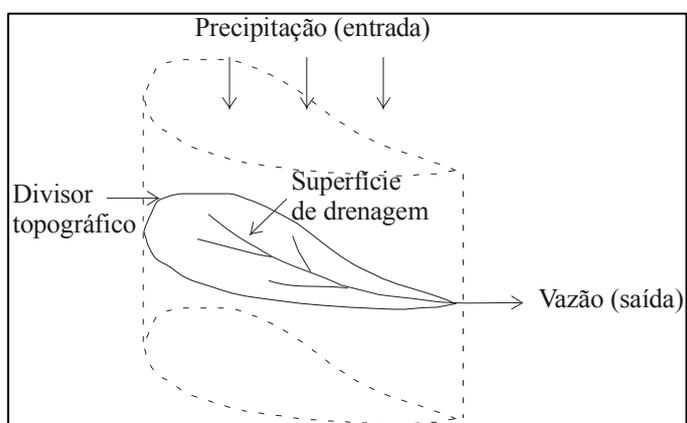


FIGURA 2 - Esquema básico de um sistema hidrológico em uma bacia hidrográfica

Fonte: Adaptado de CHOW *et al.* (1988)

A conveniência da unidade física também se dá para fins políticos de planejamento e gestão de recursos hídricos, que pode não ser realizada no âmbito de fronteiras político-administrativas, mas no âmbito de bacia hidrográfica (BOURLON e BERTHON, 1998). No Brasil, a lei das águas nº 9.433/97 determina a bacia hidrográfica como unidade territorial para implementar a PNRH e do Sistema Nacional de Recursos Hídricos - SNRH (BRASIL, 1997), pois diante das dificuldades em se adotar os limites unidades político-administrativas (Municípios, Estados) ela se constitui a base territorial para atuação dos Comitês de Bacia Hidrográfica – CBH's, que objetivam a gestão democrática e descentralizada dos recursos hídricos e os usos múltiplos das águas.

A escolha da bacia hidrográfica como unidade espacial de análise da qualidade da água pode apresentar alguns inconvenientes como o fato dos limites territoriais superficiais (definidos por interflúvios morfológicos) não serem coincidentes com os limites de bacias subterrâneas (definidos principalmente pela configuração geológica), ou por abranger diferentes ecossistemas ou disparidades sócio-econômicas. Outras unidades de análise podem ser mais interessantes para certas abordagens e objetivos como, por exemplo, trechos de rios ou de aquíferos. A escolha deve estar atrelada, portanto, aos objetivos a que se pretende alcançar (MAGALHÃES Jr., 2003).

Do ponto de vista da interação entre as atividades humanas desenvolvidas numa bacia hidrográfica e a qualidade da água, a vazão fluvial (FIGURA 2) pode refletir influências antrópicas na qualidade das águas provocadas por atividades a montante de um ponto de amostragem escolhido. As águas utilizadas são, muitas vezes, lançadas diretamente ou indiretamente nos cursos d'água, e, de acordo com as vazões, os poluentes podem se diluir e dispersar devido a fatores como a turbulência que pode provocar rápida aeração (oxigenação), fundamental para a autodepuração dos corpos de água (JAMES e ELLIOT, 1996).

Na perspectiva de estudo da qualidade das águas superficiais em ambientes cársticos, incluindo a vazão fluvial, um problema se impõe. As drenagens superficiais comumente podem ser interrompidas por sumidouros, que as derivam para rotas subterrâneas quase sempre desconhecidas, predominando canais de baixa ordem. Elevada solubilidade e conseqüente permeabilidade secundária de rochas carbonáticas facilitam o desenvolvimento de redes subterrâneas que tendem a ser predominante no carste, caracterizando estes terrenos, muitas vezes, por uma baixa densidade de drenagem superficial, elevada infiltração e condutividade hidráulica em fluxos concentrados que se formam durante eventos chuvosos.

Entretanto, em carstes tropicais, o intemperismo e a dissolução de rochas carbonáticas removem impurezas de sua composição (argilas, areias e materiais menos

solúveis que carbonatos) que são transportadas via subterrânea e podem acumular em condutos até bloqueá-los, configurando vales com drenagem superficial perene de padrão meandrante e planícies aluviais (JENNINGS, 1985; WHITE, 1988). A atenção sobre a qualidade da água, neste caso, pode ser voltada ao canal fluvial superficial principal numa bacia de drenagem em ambiente cárstico tropical, pois ele é o coletor principal das águas de toda a bacia inclusive de drenagens subterrâneas.

3.2 Uso e ocupação do solo

Neste tópico, considera-se primeiramente que alterações deletérias significativas na qualidade da água podem resultar numa água contaminada ou poluída. Muitas vezes estas duas palavras são usadas indiscriminadamente e demanda esclarecimentos dos conceitos adotados no trabalho. Em seguida, buscou-se relacionar as fontes de poluição e contaminação em termos de uso e ocupação do solo e do uso da própria água nos meios urbano, industrial e agropecuário.

3.2.1 Poluição e contaminação

A água contaminada é aquela que pode transmitir germes nocivos ou doenças infecciosas⁷, ou que possui organismos patogênicos, substâncias tóxicas ou radioativas em teores prejudiciais à saúde humana.

A palavra poluição significa sujar⁸. No Brasil, existe uma definição legal para o termo, segundo a Lei nº 6.938 de 31 de agosto de 1981 (BRASIL, 1981). Nela, a poluição da água abrange aspectos além da contaminação, e contempla a degradação da qualidade ambiental por alteração das qualidades físicas, químicas e biológicas da água. Estas podem, além de prejudicar a saúde humana e o bem-estar da população, criar condições adversas às atividades sociais e econômicas, afetar a biota desfavoravelmente ou as condições estéticas e sanitárias (BRASIL, 1981).

Outra concepção de poluição refere-se a uma qualidade indesejável, e isto pode ser interpretado subjetivamente se não for vinculado a um determinado uso que se queira atribuir

⁷ Contaminação. In: Dicionário Eletrônico Houaiss. Ed. Objetiva, 2001. CD –ROM.

⁸ Poluição. In: Dicionário Eletrônico Houaiss. Ed. Objetiva, 2001. CD –ROM.

a água. Portanto, esta definição é diferente da idéia de que qualquer alteração nas características das águas naturais seja considerada poluição. O conceito desta deve se basear nas interferências indesejáveis ou impedimento para um determinado uso (LAMB, 1985).

As fontes de poluição das águas podem ser divididas em fontes pontuais e fontes não pontuais. Fontes pontuais são aqueles em que os poluentes são lançados de modo concentrado e o meio de transporte dos poluentes pode ser identificado, como por exemplo, canos, tubos, tubulações, condutos dentre outros (UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY – USEPA, 1995 citado por LIBOS, 2002). Normalmente, são consideradas fontes pontuais de poluição as redes de lançamentos de esgoto cloacal e pluvial e de efluentes industriais.

As fontes não pontuais, também denominadas fontes difusas, não têm um ponto definido de entrada no corpo d'água receptor. Os poluentes são transportados pelo escoamento superficial nos meios urbano e rural. A identificação, medição e controle de fontes não pontuais são mais difíceis que as pontuais, pois podem envolver áreas extensas e o transporte de poluentes ocorre de modo disperso nas superfícies. Áreas onde se desenvolvem práticas agrícolas ou utilizadas para pastagens são consideradas fontes não pontuais de poluição.

3.2.2 Urbanização

A urbanização altera a dinâmica natural dos fluxos e sistemas hidrológicos. A supressão da vegetação reduz a evapotranspiração e o equilíbrio entre as taxas de infiltração e escoamento superficial, enquanto a impermeabilização do solo também diminui a infiltração e a recarga de aquíferos, aumentando o escoamento superficial e os riscos de erosão acelerada nas encostas, assoreamento de cursos d'água e enchentes. O escoamento superficial urbano tem sido investigado como fonte de poluição não pontual nos estudos desenvolvidos por BRION e LINGIREDDY (1999), TRAUTH e XANTHOPOULOS (1997), TSEGAYE *et al.* (2006), e no Brasil, por DOTTO *et al.* (2006).

As superfícies urbanas podem concentrar poluentes e contaminantes em quantidade e qualidade mais nocivas aos meios hídricos do que ambientes rurais. Alguns trabalhos demonstraram a predominância da influência de atividades urbanas em relação às atividades agrícolas na qualidade das águas em bacias hidrográficas de diversos países (OWENS e WALLING, 2002; SLIVA e WILLIAMS, 2001; TSEGAYE *et al.*, 2006) e no Brasil

(CARVALHO *et al.*, 2004; FIGUEIREDO e OVALLE, 1998; MILESI *et al.*, 2006; TOLEDO *et al.*, 2003).

Resíduos sólidos e efluentes líquidos derivados de usos domésticos, comerciais e industriais em áreas urbanas são fontes potencialmente degradadoras da qualidade das águas superficiais e subterrâneas, bem como fontes de riscos para a saúde pública por facilitarem a reprodução e proliferação de agentes patogênicos.

O crescimento e agravamento dos problemas de qualidade da água emergiram com vigor na sociedade moderna a partir da segunda metade do século XIX. Normalmente, estiveram associados ao comum processo de lançamento de esgotos domésticos nas águas, levando à contaminação de rios de grandes centros urbano-industriais na Europa e EUA, resultando em epidemias e graves problemas de saúde pública. Um rápido progresso no controle das epidemias foi alcançado com o desenvolvimento de tecnologias dos sistemas de tratamento da água, já no início do século XX. Nesta fase, a preocupação com a qualidade da água teve uma forte conotação com a saúde pública (AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION - AWWA, 1964; LAMB, 1985).

No caso de águas poluídas por esgotos urbanos, os principais indicadores e parâmetros de qualidade da água são aqueles que caracterizam a poluição microbiológica, como coliformes, poluição orgânica como o decréscimo de OD e aumento de DBO. Estudos e relatórios sobre alterações destes parâmetros em ambientes fluviais urbanos demonstram freqüentemente elevados valores de DBO (ARIENZO *et al.*, 2001; COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL - CETESB, 2006; IGAM, 2005).

Devido à sua continuidade ao longo do ano, a contaminação associada a dejetos humanos e animais são, em áreas urbanas, normalmente são mais comuns que a contaminação química. Esta pode degradar gravemente os mananciais hídricos urbanos em casos pontuais associados principalmente aos acidentes industriais. As conseqüências da poluição e da contaminação para seres vivos e ambientes, nestes casos, são geralmente incertas, pois podem ocorrer após longo período de tempo e podem ter propriedades tóxicas cumulativas (WORLD HEALTH ORGANIZATION - WHO, 1993).

O Brasil apresenta um problema histórico de falta de planejamento adequado para a ocupação e expansão urbana. O crescimento da população urbana aumenta a demanda por água e a quantidade de resíduos domésticos, tendendo também a influir sobre a qualidade de mananciais e de nascentes. Esta situação exige a procura de novos mananciais para abastecimento público ou a implantação de sistemas de tratamento de esgotos que geram custos para implementação (TUCCI, 2002).

No Brasil, muitas cidades não possuem coleta de esgotos domésticos, e somente uma proporção pequena possui sistemas de tratamento de esgotos, os quais são lançados *in natura* nos corpos d'água. Doenças transmitidas por meio de águas contaminadas se destacam como a principal causa de internações hospitalares em países carentes de sistemas de saneamento básico como o Brasil (HESPANHOL, 2002).

Quando há rede de coleta, sem Estações de Tratamento de Esgotos – ETE, pode haver um aumento da concentração da carga de lançamentos numa determinada seção do canal. Na realidade brasileira, quando há a presença de ETE, muitas vezes a rede de ligações clandestinas extrapola a capacidade do volume de tratamento (TUCCI *et al.*, 2001). Portanto, a piora na qualidade da água também está associada à falta de planejamento e ao adequado dimensionamento da rede de esgotos e da rede pluvial de escoamento nas áreas urbanas. Em sistemas de drenagem unitários (esgotos/pluvial), o subdimensionamento pode levar ao extravasamento dos efluentes nas redes coletoras, ou mesmo à destruição das mesmas, principalmente durante os períodos de chuva.

A poluição das águas no meio urbano no Brasil vem sendo estudada em cidades de diferentes dimensões. Podem ser citados os trabalhos de CARVALHO *et al.* (2004), MILESI *et al.* (2006) e TOLEDO *et al.* (2003) em cidades pequenas, DOTTO *et al.* (2006) e ZUMACH *et al.* (2006) em cidades médias e COELHO *et al.* (2006) e LOBO *et al.* (2006), nos grandes centros urbanos.

3.2.3 Atividades industriais

Os lançamentos de resíduos industriais também estiveram na origem dos problemas atuais de qualidade da água no mundo. Após a 2ª Guerra Mundial, a expansão de atividades industriais contribuiu com o incremento dos problemas de poluição ambiental. A degradação rápida e crescente da qualidade das águas fluviais despertou interesse na população civil em muitos países. A atenção dispensada aos problemas de saúde pública continuou sem o mesmo vigor do início do século XX, mas foi acrescida a preocupação com a emissão de efluentes industriais.

A partir da década de 1970, a relação entre qualidade da água e saúde pública passa a atrair, de modo mais sistemático, a atenção das esferas políticas em nível internacional. Parâmetros tóxicos de qualidade da água de origem industrial ganharam destaque na busca da

melhoria da saúde pública, como os elementos carcinogênicos⁹, teratogênicos¹⁰ e metais pesados¹¹. Porém, mesmo atualmente, os reais danos de grande parte destes elementos à saúde humana não são bem conhecidos.

As atividades industriais podem gerar resíduos em tal quantidade e concentração que podem comprometer gravemente a capacidade de autodepuração dos corpos de água. A poluição industrial nas águas tem origem na extração e transporte de materiais, no processamento e beneficiamento industrial, no uso diário de produtos e na disposição de produtos usados (WALTER, 1975 citado por: NEMEROW e DASGUPTA, 1991).

A classificação de poluentes industriais pode ser feita de várias formas. Uma divisão pode ser adotada considerando o grupo dos nitratos e fosfatos, o grupo dos elementos orgânicos dissolvidos, e o grupo dos metais traços como chumbo, cádmio, zinco, cromo, etc. O terceiro e maior são os sintéticos orgânicos que incluem pesticidas e solventes. Este último ainda pode ser dividido em dois grupos baseando-se na solubilidade e partição de lipídeos (HOUNSLOW, 1995).

A indústria causa impactos menos previsíveis que os despejos domésticos já que nem sempre a poluição é contínua no tempo e no espaço. Uma mesma indústria pode poluir diferentes esferas ambientais como a água, o solo e o ar em momentos distintos. Assim como outros tipos de poluição, a poluição industrial pode ser estudada por meio de bioindicadores que sinalizam os efeitos de bioacumulação em plantas e animais (BEENSON *et al.* 1999). Ainda há muitas lacunas de conhecimento sobre os resíduos industriais e suas conseqüências (NEMEROW e DASGUPTA, 1991). OSBORNE, DAVIES e LINTON (1979) compararam os efeitos da mineração de carvão e de calcário na estrutura de comunidade bentônica de macroinvertebrados e relataram o aumento de condutividade devido à elevação na concentração de sulfatos na água na área da mineração de calcário. Porém, os efeitos na comunidade aquática foram inferiores em relação aos da mineração de carvão.

O despejo de resíduos industriais é uma fonte importante de poluição das águas com metais pesados. As incinerações utilizadas em processos industriais, bem como em resíduos das indústrias, aliado ao emprego de materiais comburentes inadequados, provoca a volatilização destes materiais, que podem formar cinzas ricas em metais pesados. Estas podem se depositar no solo e escoar para os corpos d'água, ou precipitar diretamente nestes.

⁹ Elementos que provocam o desenvolvimento de tumores malignos no organismo (Carcinogênico. In: Dicionário Eletrônico Houaiss. Ed. Objetiva, 2001. CD –ROM).

¹⁰ Elementos que levam à formação e desenvolvimento de anomalias no útero materno e a malformações do feto. (Teratogênicos. In: Dicionário Eletrônico Houaiss. Ed. Objetiva, 2001. CD –ROM).

¹¹ Grupo de metais e metalóides de alto peso específico superior a 6g/cm³ (ALLOWAY e AYRES, 1994 citado por BORGHETTI, 2002)

Alguns exemplos de metais pesados comumente originados em processos industriais são: mercúrio, cádmio, chumbo e zinco.

Em áreas cársticas, alguns estudos têm demonstrado a presença e as conseqüências de metais pesados no ambiente. COLBOURN e THORNTON (1978) investigaram a presença de chumbo no solo devido à proximidade com mineração de calcário e siderurgia em área cárstica na Inglaterra. NICHOLSON *et al.* (2006) investigaram as maiores fontes de metais pesados nos solos cultiváveis da Inglaterra e País de Gales, onde a deposição atmosférica é a principal fonte, seguido por esterco de gado e biosólidos. No Brasil, BORGHETTI (2002) estudou a distribuição e concentração de metais pesados na região de Córrego Fundo e Pains em Minas Gerais. Ele identificou nos materiais usados como comburentes (pneus, óleos, dentre outros) em usinas e fornos de calcinação de rochas carbonáticas, as fontes de concentrações dos metais acima do nível esperado naturalmente nos solos (“*background*”).

No carste, atividades minerárias podem modificar a qualidade das águas subterrâneas, mas a detecção e o emprego de ações protetoras são normalmente tardios. A recuperação de aquíferos poluídos é tecnológica e financeiramente muito complexa, justificando a necessidade de estudos voltados para a prevenção. A detecção da poluição deve ser feita através de programas que contemplem informações geológicas, características da mineração, estudos hidrogeológicos, bem como um inventário das instalações civis, de materiais e processos utilizados na transformação dos bens (SILVA, s/d).

Uma das origens dos principais problemas de impactos ambientais provenientes da produção industrial de cimentos são os resíduos de cimentos finos e triturados, poeira e pó. Outros problemas característicos são a água aquecida e resfriada, resíduos sólidos suspensos e alguns sais inorgânicos. A segregação do contato de poeira/pó com a água, seguida de sua neutralização e sedimentação constitui um dos métodos de diminuição desses impactos (NEMEROW e DASGUPTA, 1991).

3.2.4 Agricultura e pecuária

A agricultura é a atividade humana que demanda a maior quantidade de água doce no planeta (cerca de 70%). A irrigação de plantações consome a maior quantidade de água na agricultura, enquanto a dessedentação de animais é o uso da água mais importante na pecuária. A primeira exige grandes volumes para o uso consuntivo e, na segunda, a qualidade da água sofre alto grau de degradação (TELLES, 2002).

Atribui-se à agricultura o papel da atividade que mais degrada os cursos d'água superficiais e subsuperficiais, sendo a larga utilização de fertilizantes químicos e agrotóxicos nas práticas agrícolas uma das causas principais de poluição hídrica (ONGLEY, 1997 citado por LIBOS, 2002; USEPA, 2002 citado por VELASCO *et al.*, 2006).

As áreas que são utilizadas para a agricultura e pecuária se constituem em fontes não pontuais de poluição das águas. Estas fontes são de detecção difícil, pois envolvem complexas interações bióticas e abióticas causadas pelo escoamento pluvial sobre o solo ou através dele, o que remove e transporta poluentes para os corpos d'água (SOLBE, 1986 citado por SLIVA e WILLIAMS, 2001). As dificuldades de controle da poluição não pontual, oriundas de práticas agrícolas, e a necessidade de investimento em pesquisas para elevação da qualidade das águas fluviais nos EUA foram objetos de discussão para BAUMANN (2002). Ele ressaltou os bons resultados alcançados com financiamento e projetos no país para o controle da poluição pontual e a carência de políticas públicas para controle da poluição não pontual. LINE *et al.* (2002) apontaram esta mesma dificuldade ao analisar o incremento de nutrientes (N e P) em áreas rurais. Como agravante, os despejos provenientes da agricultura são difíceis de serem monitorados, pois além de seu caráter difuso, existe uma grande variedade de produtos utilizados (JIN *et al.*, 2005).

A adubos e fertilizantes constituem as principais fontes primárias de nutrientes para as águas nos meios rurais (GANG *et al.*, 2005). Os poluentes oriundos de práticas agropecuárias são elementos nutrientes derivados de agroquímicos, particularmente nitrogênio e fósforo. Estes elementos podem, dependendo da concentração, levar à excessiva fertilização das águas e ao processo de eutrofização, cujas conseqüências podem envolver a explosão do crescimento de algas, o aumento da turbidez e a redução nos níveis de oxigênio. O excesso de nitrato no fornecimento de água pode causar problemas de saúde no homem e em animais (DUTTWEILER e NICHOLSON, 1983 citado por MOSTAGHIMI *et al.*, 1997).

O uso de fertilizantes e o conseqüente aumento da quantidade absoluta de nitratos têm sido investigados em escala global (LIN *et al.*, 2001). Igualmente, as concentrações e fluxos de nutrientes em bacias hidrográficas rurais têm sido estudados em varias partes do mundo (VERVIER *et al.*, 1999; LEON *et al.*, 2001). No carste, LAFTOUHI *et al.* (2003) caracterizaram a contaminação por nitratos em um aquífero cárstico fissural no Marrocos devido à intensiva atividade agrícola e uso de fertilizantes.

No Brasil, OMETO *et al.* (2000), em estudo das relações do uso do solo e qualidade da água em canais da bacia do rio Piracicaba em São Paulo, ponderaram que existem fortes diferenças entre práticas agrícolas em países em desenvolvimento nos climas tropicais e dos

países desenvolvidos do hemisfério norte (EUA e Europa). As principais diferenças se dão nas práticas agrícolas distintas e na intensidade de uso de fertilizantes.

Deve-se ressaltar ainda que no carste de climas tropicais quentes e úmidos, a presença de afloramentos rochosos em meio às áreas utilizadas para práticas agrícolas dificulta ou até impossibilita o uso de maquinário agrícola e o plantio em áreas extensas, limitando a atividade a solos espessos no fundo de depressões fechadas, ou mesmo restringindo o uso do solo somente para pastagens (WHITE, 1988). Problemas de contaminação bacteriológica em águas cársticas devido à pecuária vem sendo investigado por autores como HUNTER *et al.* (1999).

Indiretamente, a agropecuária responde também, em muitos casos, pela poluição das águas devido à erosão acelerada e, conseqüentemente, à liberação de elevadas cargas sedimentares para os corpos d'água (GANG *et al.*, 2005; VELASCO *et al.*, 2006). Além do aumento da turbidez, este processo pode levar ao assoreamento de canais. O escoamento superficial pode, principalmente nos períodos de chuva, carrear substâncias químicas e orgânicas, bem como sedimentos, para os cursos d'água. Os processos de infiltração também podem poluir as águas subsuperficiais.

Os processos de poluição das águas por resíduos derivados da agropecuária podem ser atenuados por técnicas simples como a manutenção ou implantação de vegetação nas zonas de recarga de aquíferos e nas zonas ripárias dos cursos d'água. A vegetação dispersa e reduz o escoamento superficial, facilita a infiltração, além de filtrar a quantidade de sedimentos e elementos químicos que chegam aos corpos d'água (SIMÕES, 2003; SCHOONOVER *et al.*, 2005).

3.3 Poluição hídrica no carste

A relação entre o uso do solo e a qualidade da água foi apontada por WHITE (1988) como um novo fator de estudos em regiões cársticas. FORD e WILLIAMS (1989) ressaltaram que, a partir da década de 1980, houve um incremento de estudos relacionados à poluição de águas cársticas. O tema foi objeto de estudo em diversos continentes, países e regiões em todo o mundo como nos EUA (QUINLAN e ALEXANDER Jr., 1987; CHEN *et al.*, 1995), México (ESCOLERO *et al.*, 2002), China (LANG. *et al.*, 2006; LUO *et al.*, 2006), na Europa (DUSSART-BAPTISTA *et al.*, 2003; VALDES *et al.*, 2005). No Brasil, podem ser

mencionados os estudos de PATRUS (1998) no Carste de Lagoa Santa em Minas Gerais e DOMINGOS (2002), no Vale do Ribeira no Estado de São Paulo.

No carste, feições morfológicas como dolinas e outras depressões fechadas, cavidades naturais (entradas de cavernas, abismos, simas) e sumidouros não têm serventia direta para fazendeiros, produtores rurais e mesmos para os moradores urbanos (WHITE, 1988). Elas são utilizadas freqüentemente para a disposição de lixo, pois este rapidamente desaparece “da vista e da mente” (YUAN, 1983 citado por FORD e WILLIAMS, 1989).

Os processos de lixiviação em resíduos sólidos podem transportar elementos e substâncias superficiais que poluem os aquíferos. Esta preocupação é acentuada pela facilidade de poluição dos aquíferos cársticos fissurais, acentuadamente superior à de aquíferos porosos. Aqueles são potencialmente efetivos na transmissão de poluentes devido ao amplo desenvolvimento de canais abertos que se conectam diretamente com a rede subterrânea acarretando rápida e substancial entrada de água no sistema, que é caracterizado pela alta condutividade hidráulica. Por conseqüência, há uma redução das chances de purificação da água pelas propriedades retentoras de poluentes que possuem as partículas sólidas do solo ionicamente carregadas. Os aquíferos porosos facilitam a depuração das águas por filtração física pelo solo e adsorção de elementos por grãos minerais (ESCOLERO *et al.*, 2002; FORD e WILLIAMS, 1989; PERSONNÉ *et al.*, 1998; WHITE, 1988).

As trajetórias de fluxos superficiais e subterrâneos estão comumente conectadas no sistema de drenagem cárstica. A facilidade de entrada de poluentes em aquíferos fissurais cársticos foi evidenciada com clareza em diversos estudos (CHEN *et al.*, 1995; LAFTOUHI, 2003; KAÇAROGLU, 1999; LUO *et al.*, 2006; STEPHENSON *et al.*, 1999). A poluição de aquíferos cársticos foi examinada em estudos indicando a dificuldade de depuração da água poluída em sistemas subterrâneos (KADDU-MULINDWA *et al.*, 1983 citado por FORD e WILLIAMS, 1989; LANG. *et al.*, 2006). Este problema se agrava quando se pensa que o período de residência de contaminantes e poluentes nas águas subterrâneas é superior ao das águas superficiais (BROWN, 1964). KADDU-MULINDWA *et al.* (1983) citado por FORD e WILLIAMS(1989) registraram a sobrevivência de organismos e bactérias patogênicas, dentre eles a *Escherichia coli*, em um período de mais de 100 dias em águas subterrâneas, tempo superior à transmissão da água na maioria de condutos dos aquíferos, demonstrando o alto potencial de difusão da água no sistema cárstico.

A poluição de aquíferos cársticos por águas fluviais poluídas também foi constatada por PERSONNÉ *et al.* (1998) que localizaram este problema em um aquífero de rio que recebe efluentes de uma estação de tratamento de água.

De outra forma, aliada à descarga de contaminantes e poluentes nas águas subterrâneas, o extravasamento de água de dolinas com lixo nas épocas das cheias pode contaminar solos e outras drenagens superficiais, bem como levar à degradação da qualidade da água nos canais que atingirão os cursos principais de bacias hidrográficas. Portanto, a poluição de águas subterrâneas pode ter como consequência a poluição das águas superficiais e o comprometimento de usos (BROWN, 1964).

3.4 Uso e qualidade da água

A qualidade das águas possui enfoques diversos dependentes dos objetivos de usos a elas destinados. Dentre as preocupações principais, as características de sua composição podem ser analisadas para fins ecológicos de conservação do ambiente natural e proteção da vida aquática, e também para utilização humana, que varia desde usos mais exigentes, como o consumo, aos menos exigentes, como a composição da harmonia paisagística¹².

A qualidade da água pode ser avaliada por suas características físicas, químicas e biológicas. A incorporação de impurezas diversas define a qualidade, tanto por suas características de solvente quanto por sua capacidade de transportar partículas (VON SPERLING, 1996). A FIGURA 3 ilustra a noção de “*composição de uma amostra de água*” (HOUNSLOW, 1995). Constituintes orgânicos e inorgânicos são partes do conjunto da qualidade química da água. As características físicas da água englobam sólidos em suspensão, sólidos dissolvidos e gases dissolvidos.

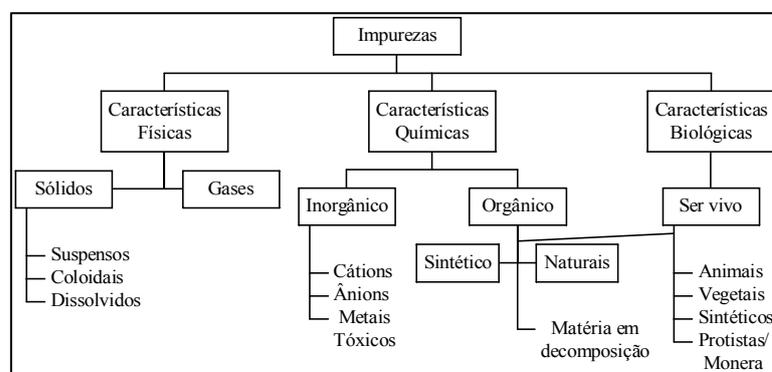


FIGURA 3 - Constituintes e a qualidade da água

Fonte: Adaptado de REBOUÇAS (2002) e VON SPERLING (1998)

¹² No tópico 3.5.1 são apresentados os usos previstos na legislação brasileira (QUADRO 6)

Os sólidos podem ser classificados, quanto à dimensão, em constituintes maiores (>5mg/L), menores (0,01 a 5mg/L) e traços (<0,1mg/L).

Além disso, parâmetros como a cor, o odor e o sabor compõem as características organolépticas¹³. O QUADRO 4 demonstra alguns dos principais parâmetros que compõem as características organolépticas, físicas, químicas e biológicas da água, bem como as principais formas físicas, nas quais elas se apresentam.

QUADRO 4 - Parâmetros de qualidade da água e formas físicas predominantes

| Características | Parâmetros | Sólidos em suspensão | Sólidos dissolvidos | Gases dissolvidos |
|------------------------|--------------------------|-----------------------------|----------------------------|--------------------------|
| Físicas | Turbidez | x | | |
| | Condutividade | | x | |
| | Temperatura | | | |
| Organolépticas | Cor | | x | |
| | Sabor | x | x | x |
| | Odor | x | x | x |
| Químicas | pH | | x | x |
| | Alcalinidade | | x | |
| | Acidez | | x | |
| | Dureza | | x | |
| | Fe e Mn | x | x | |
| | Cloretos | | x | |
| | N | x | x | |
| | P | x | x | |
| | OD | | | x |
| | Matéria orgânica | x | x | |
| | Metais pesados | | x | |
| | Micropoluentes orgânicos | | x | |
| | Biológicos | Coliformes | x | |
| Algas | | x | | |
| Bactérias | | x | | |

Fonte: Adaptado de VON SPERLING (1996)

Algumas condicionantes naturais da qualidade da água estão associadas à circulação no sistema hidrológico, pois ela varia naturalmente de acordo com a dinâmica hidrológica, sendo que as características da sua composição se formam ainda no seu trajeto atmosférico. A água é normalmente mais pura no estado de vapor. O conceito de pureza total é uma idealização uma vez que não há água totalmente sem impurezas (AWWA, 1964). Na atmosfera, a relativa pureza da água se deve à destilação imposta pela energia solar na evaporação (TCHOBANOGLOUS e SCHÖEREDER, 1985). A partir do momento que ocorre

¹³ Propriedades que atuam sobre os sentidos ou órgãos. (Organoléptico. In: Dicionário Eletrônico Houaiss. Ed. Objetiva, 2001. CD –ROM)

a condensação, as impurezas nela se acumulam e a dissolução de gases afeta a qualidade ainda na atmosfera.

As águas que se precipitam em ambientes tropicais apresentam-se moderadamente ácidas, com o pH variando entre 4 e 6, e com teor médio de poucos mg/L de sólidos totais (REBOUÇAS, 2002). Se comparadas com as águas superficiais e subsuperficiais, as concentrações de constituintes químicos das águas atmosféricas tendem a ser relativamente inferiores. Uma vez precipitada, a água em contato com a superfície terrestre mudará suas características devido às condicionantes naturais derivadas de aspectos geológicos, geomorfológicos, vegetacionais, da quantidade e vazão de água no sistema, bem como do comportamento dos ecossistemas terrestres e aquáticos (TUCCI *et al.*, 2001).

Na superfície e na subsuperfície, as condições litológicas imprimem características de qualidades diversas na água, por causa de reações com minerais e a lixiviação de elementos. Segundo HOUNSLOW (1995), “A qualidade da água subterrânea reflete a composição mineralógica das rochas com as quais a água está em contato”. Águas subterrâneas podem conter concentrações de sólidos dissolvidos muito superiores às das superficiais por causa da longa residência do contato com as rochas. As águas que infiltram no solo tendem a se purificar no trajeto subsuperficial, onde sofrerão menos variações de temperatura, e tendem a manter por período de tempo mais longo suas características químicas e biológicas se comparadas com as águas superficiais. A variação da qualidade da água subterrânea também tende a ser menos intensa que das águas superficiais em termos temporais.

Não é possível, portanto, estabelecer uma caracterização única para a água em seu estado natural, pois as condições naturais de cada ambiente variam. A palavra *natural*, neste caso, possui o sentido de ausência de alterações antrópicas, caracterizadas pelas atividades humanas que afetam a qualidade da água natural, conforme se referem MEYBECK e HELMER (1996). A qualidade da água pode ser determinada por uma complexidade de fatores e uma grande quantidade de variáveis pode ser usada para este fim, fatos que dificultam uma definição simples para o termo (MEYBECK e HELMER, 1996).

A dificuldade que se apresenta na conceituação de qualidade da água se relaciona à constatação de que a expressão poder adquirir um emprego muito generalizado, o que torna o seu significado muito amplo. BORCHARDT e WALTON (1940) relacionam esta amplitude aos diversos usos destinados à água.

O conceito de qualidade da água não pode ser baseado somente na idéia de composição física, química e biológica de uma amostra. Separar a noção de qualidade da água

dos usos diversos implica em direcionar o entendimento apenas em termos de caracterização dos constituintes da água, ou seja, conforme somente a sua composição. Segundo LAMB (1985), a qualidade da água não pode se restringir somente à avaliação de seus constituintes (presença e concentrações), pois a identificação das características físicas, químicas e biológicas é um mecanismo preliminar para definir objetivos para a sua utilização, que variam segundo desejos e necessidades distintos. WANIELISTA *et al.* (1997) relacionam a qualidade da água ao seu uso potencial para uma finalidade particular. Portanto, o conceito de qualidade da água muda conforme o uso que se pretende destinar, o que lhe imprime um caráter dinâmico.

Existe uma ligação entre o conceito de qualidade da água e as necessidades de cada época em que se estabelecem seus critérios. A transparência e o gosto sempre foram preocupações que recaíram sobre as águas potáveis. Eles permanecem como critérios de potabilidade ao longo do tempo, porém foram insuficientes para determinar causas de graves problemas de saúde pública relacionados à qualidade da água. Como exemplo, a descoberta que o desencadeamento de epidemia de febre tifóide no centro urbano de Londres em 1858-59 estava relacionado ao despejo de esgoto no rio Tâmsa, permitiu não só estabelecer condições novas para o controle da epidemia como também verificar que somente a visão, o olfato e o gosto eram insuficientes na avaliação da qualidade da água. Houve, portanto, necessidade de avaliações mais complexas, como no caso do ainda incipiente exame bacteriológico (LAMB, 1985; BORCHARDT e WALTON, 1940).

Há uma estreita associação entre o aumento da complexidade sobre o entendimento de qualidade da água com o fato das atividades humanas terem ficado mais complexas na sociedade moderna, advindas da urbanização e industrialização. Isto demanda uma sistematização de padrões de qualidade da água. O desenvolvimento econômico e o crescimento populacional intensificaram não só a demanda pela quantidade de água a ser utilizada, como também a diversificação de suas formas de uso. Estas podem ser mais ou menos exigentes, o que levou a determinar classes de usos. A partir da segunda metade do século XX, foi implementada uma vasta gama de medidas oficiais em todo o mundo visando estabelecer programas de controle da poluição. Estes passam a objetivar estados de qualidade das águas para as mais diversas finalidades de usos como potabilidade, preservação da vida aquática, pesca, recreação, balneabilidade, irrigação, uso industrial, geração de energia, resfriamento e transporte (MEYBECK e HELMER, 1996).

3.5 Aspectos legais sobre as águas no Brasil

No Brasil a evolução histórica da legislação sobre a qualidade das águas pode ser resumida destacando-se os anos e as principais medidas legais a partir de 1934, conforme apresentado no QUADRO 5.

QUADRO 5 - Principais textos legais federais sobre as águas

| Ano | Legislação | Funções |
|------|--|--|
| 1934 | Código das Águas (Decreto 24.643 de 1934) (Decreto lei 852 de 1938) | -inclui algumas normas de proteção; a conspurcação e contaminação das águas são consideradas ilícitas, com responsabilidade civil e criminal para o poluidor; -define o direito de propriedade das águas pelo Estado; -regulamenta o aproveitamento das águas; estabelece que o abastecimento público é prioridade de uso. |
| 1940 | Código Penal Brasileiro (Decreto-lei 2.848) | -estabelece a proteção das águas contra envenenamento, corrupção e poluição. |
| 1961 | Código Nacional de Saúde (Decreto 49.974) Decreto Federal 50.877 | -aborda o controle do lançamento de resíduos por indústrias e o controle da qualidade do corpo receptor; define que as autoridades sanitárias controlam a orientação e fiscalização do saneamento. -legislação específica para a poluição das águas. Envolve a exigência de tratamento de resíduos antes de seu lançamento; prevê a classificação das águas de acordo com os usos preponderantes e taxas de poluição permissíveis a serem aplicadas; |
| 1965 | Código Florestal (Lei 4.771) | -faz referencia, pela primeira vez, à faixa de proteção nas margens dos rios. |
| 1976 | Portaria 013/Minter Portaria 0536/Minter | -em âmbito federal, estabeleceu critério de classificação das águas interiores, fixando seus padrões de qualidade, os parâmetros a serem observados e os usos destinados. -estipulou padrões específicos de qualidade das águas para fins de balneabilidade e recreação de contato primário. |
| 1978 | Portaria Interministerial 01 Portaria Interministerial 90 | -estabeleceu que a classificação e enquadramento das águas deveriam considerar produção de energia hidroelétrica e da navegação -criou o Comitê de Estudos Integrados de Bacias Hidrográficas (CEEIBH), com objetivos de melhor aproveitamento do uso múltiplo e racional das águas, com atribuições para classificar os cursos d'água da União. |
| 1981 | Lei Federal 6.983 de 1981, | -definição da Política Nacional de Meio Ambiente, criação do SISNAMA (Sistema Nacional de Meio Ambiente) e CONAMA (Conselho Nacional de Meio Ambiente). -início do processo de consolidação de políticas de gerenciamento de recursos hídricos. |
| 1986 | Resolução CONAMA 20 | - foi o principal instrumento de legislação da qualidade das águas dos corpos receptores e de lançamento de efluentes líquidos no Brasil até 1995. - alterou os critérios para classificação dos corpos d'água da União, estendendo-os às águas salobras e salinas; acrescentou parâmetros analíticos e restringiu padrões; estabeleceu o enquadramento dos corpos d'água; definiu padrões para balneabilidade; - estabeleceu que a competência para aplicação da resolução fica ao encargo dos Estados. |
| 1989 | Decreto Federal 97.507 Lei Federal 7.735 | -dispôs sobre licenciamento da atividade mineral, vedando esta atividade em áreas de mananciais de abastecimento público e seus tributários. -criou o Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (IBAMA). |
| 1997 | Lei Federal 9.433 | -instituiu a Política Nacional de Recursos Hídricos (PNRH), e criou o Sistema Nacional de Gerenciamento dos Recursos Hídricos. |
| 2000 | Lei Federal 9.984 Resolução | -criou a Agência Nacional de Águas (ANA). -estipula níveis para a balneabilidade e dispõe sobre as condições necessárias à |

| | | |
|------|---------------------------------------|---|
| 2005 | CONAMA 274 Resolução CONAMA 357 | recreação de contato primário. -dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento e estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes. |
|------|---------------------------------------|---|

Fonte: MAGALHÃES Jr. (2003); NASCIMENTO (1998)

No início do século XX, os aproveitamentos hidroelétricos suscitaram um debate jurídico sobre os poderes de concessão para o uso da água, levando em 1907 à apresentação de um Código das Águas pelo Governo Federal no Congresso Nacional. Depois de 27 anos, se deu a promulgação do Código que transferiu dos Estados e Municípios para a União a autoridade para liberar aproveitamentos hidroelétricos e serviços de distribuição de energia. Após a constituição de 1946, houve uma tendência à descentralização do poder garantindo aos Estados legislar sobre as águas; porém, em relação à geração de energia elétrica as decisões permaneceram centralizadas. A centralização foi reforçada com os governos militares instituídos a partir de 1964; e com a constituição de 1967, a legislação sobre as águas ficou exclusiva da União. Usos múltiplos e conservação da qualidade das águas foram temas relegados, em função do aproveitamento hidroelétrico. A proteção da saúde passou a ser um argumento dos governos estaduais para legislar sobre o controle da poluição das águas a partir dos anos 1970 (BARTH, 2002).

A Assembléia Geral das Nações Unidas sobre Meio Ambiente, em 1972, repercutiu no Brasil com a promulgação de legislações estaduais sobre qualidade das águas, separadamente das preocupações sobre quantidade da água pela União. No fim da década de 1970, a política para irrigação ficou ao encargo do Ministério do Interior, época em que a legislação fragmentada sobre as águas no Brasil promovia conflitos entre os setores agrícola e energético, por não atender à necessidade de se observar os usos múltiplos das águas (BARTH, 2002).

Desde então, houve uma tendência nacional em se pensar em gestão e legislação de recursos hídricos em termos de usos múltiplos e integrados. Além disto, princípios e instrumentos de gestão como a descentralização nos processos decisórios, a gestão participativa e colegiada (Comitês de Bacia Hidrográfica), a cobrança pelo uso da água, a adoção da bacia hidrográfica como unidade territorial de gestão, dentre outros, se consolidaram como aspectos norteadores da Política Nacional de Recursos Hídricos (PNRH), legalmente instituída com a promulgação da Lei 9.433, em janeiro de 1997 (BRASIL, 1997). Juntamente com a PNRH foi instituído o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos (SNGRH) do qual fazem parte, dentre outros, o Conselho Nacional de Recursos Hídricos, os Comitês de Bacia Hidrográfica – CBH, e as Agências de Água.

Nos fundamentos da Lei 9.433/97, consta que a água é um bem de domínio público, um recurso natural limitado, dotado de valor econômico, e que a gestão dos recursos hídricos deve permitir o uso múltiplo das águas. Ainda nos fundamentos da lei, a bacia hidrográfica foi considerada a unidade espacial ideal de planejamento nos estudos hídricos e para a implementação da PNRH e atuação do SNGRH. Outro fundamento trata da democratização da gestão dos recursos hídricos, contando com a participação do poder público, dos usuários e da sociedade civil para tentar descentralizar a gestão. Na composição do SNGRH estão incluídos os CBH's, cujas áreas de atuação, competência e composição são determinadas na Lei das Águas (BRASIL, 1997).

No ano de 2000, foi criada a Agência Nacional de Águas – ANA, com objetivo de implementar a PNRH e coordenar o SNGRH, bem como apoiar o Plano Nacional de Recursos Hídricos, os Planos de Bacias e programas de usos do solo. Cabe à instituição implantar o Sistema Nacional de Informações, organizar e desenvolver a Rede Hidrometeorológica Nacional e implantar CBH's onde houver conflitos pelo uso da água (BRASIL, 2000).

Os CBH's são vistos atualmente como as principais instâncias democráticas para a gestão das águas (DOUROJEANNI, 2001). Entretanto, no Brasil, apesar do aumento do número de Comitês criados nos últimos anos, há problemas estruturais para sua operacionalização e para a efetivação da gestão participativa da água. Um dos principais problemas é que o país conta com uma relativa escassez de dados hidrológicos em escala local, ou seja, os dados hidrológicos não são comumente gerados em escalas de detalhe. A maior parte das informações contempla os maiores rios das grandes bacias hidrográficas brasileiras, de abrangência interestadual e internacional (ARAÚJO *et al.*, 1999), havendo importantes lacunas de dados para a gestão das águas em escala local (MAGALHÃES Jr, 2003).

3.5.1 Enquadramento

A partir da década de 1980, o controle da poluição hídrica no país passou a ser regulamentado por resoluções do Conselho Nacional do Meio Ambiente - CONAMA. A resolução número 20 de 1986 classificou em 9 classes de usos as águas doces, salobras e salinas do território nacional. O controle dos níveis de qualidade de água passou a ser regulamentado por parâmetros e indicadores que visavam assegurar os usos. Além disso, a resolução previu o enquadramento de cursos de água e trechos para atingir níveis de qualidade de acordo com o uso desejado, reformulou a classificação dos corpos de água existentes e

especificou “parâmetros e limites associados aos níveis de qualidade requeridos” (CONAMA, 1986).

Conforme estipulado na lei 9.433/97, o enquadramento é um instrumento de gestão de recursos hídricos (BRASIL, 1997), cujos objetivos são assegurar a qualidade da água para um determinado uso (conforme as classes de usos) e diminuir preventivamente os custos oriundos da poluição hídrica. O enquadramento expressa metas finais a serem alcançadas para a qualidade dos corpos de água.

A Resolução 357 do CONAMA (2005) revogou a anterior mantendo os objetivos de classificação de corpos de água, estabeleceu disposições sobre o enquadramento e as condições e padrões de lançamento de efluentes. As águas doces são consideradas aquelas cujo teor de salinidade é igual ou inferior a 0,5 ‰, e para elas foram definidas 5 classes de usos, definidas como um “conjunto de condições e padrões de qualidade de água necessários ao atendimento dos usos preponderantes, atuais ou futuros” (CONAMA, 2005). As classes de uso para as águas doces variam desde especial, de melhor qualidade, à classe 4, de pior qualidade. Os usos referentes para cada classe se encontram no QUADRO 6.

A definição de padrão na resolução 357 é: “valor limite adotado como requisito normativo de um parâmetro de qualidade de água ou efluente” (CONAMA, 2005). Os padrões representam presenças, concentrações e formam um conjunto de parâmetros nos quais são impostos limites de concentrações de poluentes (que podem ser superiores ou inferiores dependendo da natureza do parâmetro), e servem de base comparativa para análise de uma amostra de água, cujos resultados dos exames de concentrações serão confrontados a fim de se verificar se a qualidade da água está de acordo para um determinado uso específico. As concentrações são expressas comumente em mg/L (NASCIMENTO, 1998).

A idéia de segurança para um determinado uso da água está associada aos padrões de qualidade estabelecidos com base em critérios de avaliação do risco de dano a uma vítima pela exposição ou consumo de uma dose conhecida de um determinado poluente ou contaminante. A resolução também impõe limites para lançamento de efluentes, denominados de padrões de lançamento, que visam minimizar a deteriorização da qualidade da água de um corpo receptor, existindo, porém, uma dificuldade prática de se conhecer e controlar detalhadamente todas as fontes de lançamentos de efluentes.

Uma das vantagens do enquadramento, para alcançar ou manter a qualidade da água é que ele restringe o lançamento de efluentes em um trecho cuja qualidade a ser mantida ou alcançada esteja entre as classes de uso mais exigentes (por exemplo, classe especial ou classe

QUADRO 6 - Classes de usos para águas doces estipuladas na Resolução 357

| Uso | Classe de Uso | | | | |
|---|---------------|---|---|---|---|
| | Especial | 1 | 2 | 3 | 4 |
| Consumo humano com desinfecção | x | | | | |
| após tratamento simplificado | | x | | | |
| após tratamento convencional | | | x | x | |
| após tratamento avançado | | | | x | |
| Preservação ¹⁴ | x | | | | |
| Proteção ¹⁵ | | x | x | | |
| Terras Indígenas | | x | | | |
| Recreação ¹⁶ contato primário ¹⁷ | | x | x | | |
| contato secundário | | | | | x |
| Irrigação hortaliças e frutas ¹⁸ cruas | | x | | | |
| hortaliças, plantas frutíferas, parques, jardins, campos de esporte e lazer | | | x | | |
| culturas arbóreas, cerealíferas e forrageiras | | | | | x |
| Aqüicultura | | | | x | |
| Atividade de pesca | | | x | | |
| Amadora | | | | x | |
| Dessedentação de animais | | | | x | |
| Navegação | | | | | x |
| Harmonia paisagística | | | | | x |

Fonte: CONAMA (2005)

1). Porém, isto pode implicar na restrição de crescimento econômico ou desenvolvimento urbano ou industrial nas áreas situadas à montante do trecho enquadrado. Além disso, a operacionalização para classificação de corpos de água e o controle dos riscos de contaminação são relativamente mais fáceis se comparados com o controle cujos limites sejam específicos para um determinado corpo de água (p.ex. um rio), onde a preocupação com a conservação sobreponha os interesses econômicos.

Esta estratégia no controle da poluição tem vantagens relacionadas à prevenção da poluição excessiva independente do tipo de atividade, e de fixação de limites específicos para o corpo de água, compatíveis com sua capacidade de autodepuração. Além disso, a preocupação com a qualidade recai favoravelmente tanto para usuários à montante, quanto para aqueles posicionados à jusante. Suas desvantagens estão na execução onerosa e detalhada da análise da sua capacidade de assimilação e autodepuração de poluentes, podendo criar conflitos no zoneamento e na classificação dos trechos para posicionamento das atividades. A

¹⁴ Do equilíbrio natural das comunidades aquáticas e ambientes aquáticos em Unidades de Conservação de proteção integral.

¹⁵ Comunidades Aquáticas.

¹⁶ Conforme Resolução N° 274, de 2000 que dispõe sobre as condições de balneabilidade (CONAMA, 2000).

¹⁷ Natação, esqui aquático e mergulho.

¹⁸ Que se desenvolvam rentes ao solo e que sejam ingeridas cruas e sem remoção de película

necessidade de conhecimento detalhado e complexo do rio gera elevados custos de pesquisas e demanda um tempo exagerado (NEMEROW e DASGUPTA, 1991).

No caso das metas de enquadramento, as principais desvantagens dos padrões estão na permissão de uma quantidade de cargas de poluentes bem próximas de seus limites de concentração, abrindo a possibilidade do efeito combinado de lançamentos diversos excederem a capacidade de autodepuração do corpo de água receptor, resultando na impossibilidade de identificação e determinação exata das responsabilidades pela poluição. Esta linha de controle não se preocupa com a preservação de um rio, mas na praticidade econômica de tratamento. Outro problema reside no fato de que uma atividade situada a montante pode realizar lançamentos que se aproximem dos limites de padrões, prejudicando atividades situadas à jusante da primeira (NASCIMENTO, 1998).

Outros problemas relacionados às metas de enquadramento estão relacionados à sua execução. BRANDÃO *et al.* (2006), em levantamento de experiências nacionais e internacionais de enquadramento de cursos de água, destacam que no Brasil ainda são necessários avanços significativos que resultem efetivamente em melhoras na qualidade das águas do país. Os entraves se relacionam à falta de levantamento das classes de usos preponderantes, bem como das classificações para a grande maioria dos rios, ou pelo fato de que naqueles em que elas existem, não se atingem as metas estabelecidas.

No Brasil disseminou-se um enquadramento arbitrário na classe 2 para os corpos de água que não possuem estudos específicos, como apregoa a legislação (Resolução CONAMA 357/05). Tem havido discussões sobre a necessidade de metodologias que considerem aspectos técnicos como a definição de metas progressivas, vazões críticas, parâmetros de qualidade da água e a calibração de modelos de qualidade da água, pois a maioria dos rios brasileiros ainda não foi enquadrada (ALMEIDA e MENDONÇA, 2006; COELHO *et al.*, 2006; MARIN *et al.*, 2006). Os estados da federação que possuem legislação específica de enquadramento são: Rio Grande do Sul, São Paulo, Mato Grosso do Sul, Rio de Janeiro, Sergipe, Santa Catarina e Paraíba. Vale ressaltar que em todos eles a efetivação do enquadramento ainda encontra entraves de ordem operacional. Estes, muitas vezes, são relacionados às dificuldades de levantamentos dos usos da água bem como do controle da emissão de efluentes (BRANDÃO *et al.*, 2006).

Segundo BRANDÃO *et al.* (2006), em Minas Gerais o enquadramento de cursos de água está sendo desenvolvido em 3 fases: normativa, qualitativa e operacional. A fase normativa se caracteriza pelo zoneamento das águas que consiste no levantamento, identificação e localização dos usos preponderantes. Nesta fase, são feitos o cadastro de

usuários e os levantamentos de uso da água. Estes dependem de consultas às instituições públicas e privadas, que muitas vezes não possuem informações suficientes, fazendo-se necessários exaustivos trabalhos de campo. A classificação deve ser feita visitando cada usuário, fundamental para uma hierarquização dos usos, e para a divisão do rio em trechos conforme os usos da sua respectiva área de drenagem.

Na fase qualitativa, identifica-se a qualidade atual do trecho pela análise de parâmetros fora de limites legais, suas causas e a situação frente à classe pretendida para o trecho. Nesta fase, é importante o dimensionamento adequado da rede de monitoramento, que deve ser reavaliada periodicamente (de 4 em 4 anos), com intuito de revisar o enquadramento. De igual importância é o controle da emissão de efluentes para verificação das causas de problemas identificados na rede de monitoramento. A fase operacional é aquela na qual se aplicam medidas necessárias para atingir e manter a classe de uso estipulada. Ela deve contar com investimentos na bacia, como em estações de tratamento que possibilitem a melhora da qualidade dos efluentes lançados.

No Brasil, alguns estudos atuais sobre as metas de enquadramento retratam a realidade do processo. COELHO *et al.* (2006) fizeram diagnóstico de uso da água na bacia da Pampulha em Belo Horizonte e identificaram usos mais restritivos que os da classe 2, atualmente vigente para as suas águas, propondo o reenquadramento para classe especial e classe 1, com aumento significativo dos pontos de amostragem e de parâmetros amostrais. MARIN *et al.* (2006) ressaltam a importância de associar o enquadramento a uma vazão de referência conforme estipulado na resolução 357. Os autores realizaram estudo de caso nas bacias hidrográficas do rio Barigui e do Miringuava, afluentes do rio Iguaçu na Região Metropolitana de Curitiba, e avaliaram preliminarmente os riscos do não atendimento das metas de enquadramento para os rios. A remoção de 80 a 90% da carga de esgoto dos rios seria suficiente para atingir o enquadramento proposto. Porém, os custos são elevados havendo a necessidade de que a despoluição seja feita paulatinamente em etapas para se obter os objetivos propostos de acordo com a realidade orçamentária. Finalmente, cabe citar que ALMEIDA e MENDONÇA (2006) realizaram estudo com sistema de suporte à decisão visando ordenar a outorga na emissão de efluentes e enquadramento de águas em bacia de manancial de abastecimento da Região Metropolitana de Vitória.

3.6 Monitoramento, parâmetros de qualidade e IQA

O monitoramento de qualidade da água é um levantamento de dados de forma sistemática em pontos de amostragem selecionados que permite acompanhar a evolução temporal de variáveis, subsidiando com informações de quando e onde há mudanças e variações nas características das águas (SILVA, 2003).

Os aspectos quantitativos e qualitativos da água podem ser acompanhados continuamente através de um plano de monitoramento. A realização do monitoramento exige a definição dos parâmetros a serem monitorados, da localização de pontos amostrais, do período e da duração. Não há uniformização de procedimento, que depende de cada caso específico, subordinando-o ao objetivo que se pretende (MAGALHÃES Jr., 2000).

Os dados gerados devem receber um tratamento estatístico para a geração de informações, porém alguns fatores podem dificultar este tratamento, dentre eles: erros de medidas, perda de dados ou dados não confiáveis, variações de medidas que dificultam o estabelecimento de tendências e comportamentos em relação ao tempo e espaço, além das complexas relações de causa e efeito entre as variáveis (SOARES, 2001).

O conhecimento das concentrações naturais dos parâmetros que se pretende monitorar é desejável para detectar significativas alterações de suas concentrações nos pontos amostrais. O monitoramento pode servir para detectar violações nos padrões de concentrações e qualidade da água de tendências temporais (SOARES, 2001).

O monitoramento constitui parte do sistema de informações sobre os fenômenos físicos, químicos e biológicos que irão compor um quadro geral do estado das águas num determinado ponto e num determinado momento. Ele resulta num conjunto de dados que possibilita o conhecimento da qualidade e da disponibilidade de água. Estas informações influirão nas decisões sobre a destinação dos usos múltiplos, por vezes conflitantes, consubstanciadas em metas de enquadramentos, da utilização racional da água minimizando desperdícios, controle de poluição e os impactos no ambiente (SOARES, 2001).

A importância do monitoramento reside na necessidade de sua realização para efeito de qualquer implementação de Política de Recursos Hídricos. Para qualquer sistema de gestão das águas é imprescindível um plano de monitoramento adequado que componha um banco de dados, subsidiando a geração de informações. Desta forma, é possível que a direção das decisões seja otimizada no sentido de viabilizar projetos de investimentos e gerenciamento dos recursos hídricos. Sem um monitoramento adequado das águas, o gerenciamento dos

recursos hídricos fica comprometido, pois não se pode gerenciar algo sobre o qual não se tem informação.

MAGALHÃES Jr. (2000) realizou um levantamento sobre a situação do monitoramento das águas no Brasil e concluiu que um dos principais problemas refere-se à falta de aplicação efetiva dos instrumentos legais existentes, de sua operacionalização em estratégias permanentes e independentes em relação aos contextos políticos.

Em Minas Gerais, o Instituto Mineiro de Gestão das Águas - IGAM - em parceria com a Fundação Estadual do Meio Ambiente - FEAM – monitora a qualidade das águas superficiais no Estado com o Projeto Águas de Minas (iniciado em 1997). Atualmente, são 244 estações monitoradas em 8 bacias hidrográficas abrangendo 98% da área do Estado. As campanhas são realizadas trimestralmente (4 campanhas anuais) sendo 2 denominadas completas, contemplando 50 parâmetros, e 2 denominadas intermediárias, quando são analisados 18 parâmetros. A coleta e a análise das amostras são feitas pela Fundação Centro Tecnológico de Minas Gerais - CETEC – e os dados são utilizados para elaborar o Índice de Qualidade das Águas - IQA – e o índice de Contaminação por Tóxicos – CT.

3.6.1 Parâmetros de qualidade de água

Os elementos variáveis que elaboram um conjunto podem ser denominados parâmetros¹⁹. Eles foram definidos na resolução 357 como: “substâncias ou outros indicadores representativos da qualidade da água” (CONAMA, 2005). Os parâmetros de qualidade da água são numerosos e o conhecimento sobre o estado da qualidade de uma determinada água normalmente é realizado com análises de suas presenças e concentrações. A grande quantidade de parâmetros de qualidade da água impossibilita na prática a utilização de todos eles, sendo o tempo consumido e o custo financeiro para realização das análises os maiores impeditivos.

Na Resolução 357 são listados mais de 100 parâmetros de qualidade de água, sendo 11 nas condições de qualidade²⁰ e o restante nos padrões de qualidade, englobando 34 elementos inorgânicos e 54 orgânicos (CONAMA, 2005).

A presença de elementos e substâncias, que por vezes evidenciam diferenças específicas de cada atividade, muitas vezes facilita o entendimento das relações causa e efeito

¹⁹ Parâmetros. In: Dicionário Eletrônico Houaiss. Ed. Objetiva, 2001. CD –ROM.

²⁰ “Qualidade apresentada por um segmento de corpo d’água, num determinado momento, em termos dos usos possíveis com segurança adequada, frente às Classes de Qualidade” (Brasil, 2005).

na qualidade da água. Alguns parâmetros e suas concentrações podem indicar as influências de atividades humanas na qualidade da água em áreas urbanas (OD, Coliformes, DBO, DQO), agrícolas (Nitrato, Fósforo, Turbidez) e industriais (metais pesados como Cádmio, Chumbo, Zinco). Porém, nem sempre as causas das alterações podem ser atribuídas a uma ou outra categoria de uso e ocupação do solo separadamente (ex. urbano ou industrial). Outra dificuldade aparece em identificar as fontes exatas ou processos específicos de comportamento de um parâmetro, que pode ser um elemento ou substância utilizado no meio agrícola, na indústria ou em cidades. A observação de concentrações naturais de alguns parâmetros permite avaliar se houve incremento ou decréscimo nas águas derivadas da influência antrópica na qualidade da água.

Serão apresentados a seguir os parâmetros de qualidade da água utilizados no trabalho e, quando possível, as concentrações naturais bem como os seus padrões estipulados para as classes de usos e outros limites encontrados em literaturas diversas. Os valores da Organização Mundial da Saúde (OMS) se referem aos padrões recomendados aos órgãos governamentais para água potável de consumo humano (WHO, 1993). Alguns valores limites para a potabilidade também são apresentados (USEPA, 1995; 1995a citado por NASCIMENTO, 1998). Outros valores de concentrações baseados em critérios para conservação da vida aquática estipulados no Canadá e EUA também são mostrados. Os critérios canadenses baseiam-se nos estudos da Water Quality Branch of Environment Canadá, que representa a maior concentração em que não se observou nenhum efeito agudo ou crônico na preservação da biota aquática. Também se apresentam valores de estudos para concentrações na água usada para dessedentação de animais (CANADIAN COUNCIL OF RESOURCES AND ENVIRONMENTAL MINISTERS - CCCER, 1987 citado por NASCIMENTO, 1998). Alguns critérios norte-americanos baseados em estudos do Environmental Protection Agency – EPA - para a proteção da vida aquática são expressos em duas categorias: uma referente à concentração máxima para proteção contra efeitos agudos e a outra em termos de concentração média contra efeitos crônicos. Os valores se relacionam aos efeitos de intoxicação e da morte de espécies aquáticas (LAMB, 1985; NASCIMENTO, 1998).

Temperatura

Os processos físicos, químicos e biológicos são influenciados pela temperatura da água. As variações na água podem se dar em função da sazonalidade climática, variação

diurna e estratificação vertical do corpo de água. A vida aquática está condicionada a limites inferiores e superiores da temperatura da água

A elevação da temperatura aumenta as taxas de reações químicas e biológicas. A solubilidade dos gases tem comportamento inversamente proporcional às variações de temperatura, podendo gerar gases de odores desagradáveis e comprometer a potabilidade da água. O decréscimo da solubilidade do oxigênio por temperaturas elevadas pode acarretar aumento da atividade biológica e da DBO, e conseqüentemente, fazer decrescer a quantidade do OD. O aumento contínuo da temperatura da água tende a elevar a taxa de mortalidade de peixes começando por espécies mais sensíveis. Se a água é usada industrialmente para fins de resfriamento, compromete este mesmo uso imediatamente a jusante (IGAM, 2005; LAMB, 1985).

Não há valores de limites de temperatura para definição de classes de uso da água na legislação brasileira, somente para o lançamento de efluentes que não pode exceder 40°C (CONAMA, 2005).

pH (potencial hidrogeniônico)

A existência de espécies da biota aquática é dependente de faixas específicas do pH, pois alterações bruscas podem significar o desaparecimento delas.

A capacidade de reação de uma solução de ácidos e bases é medida pela sua alcalinidade ou acidez (HOUNSLOW, 1995). Se uma solução possui elevada acidez pode corroer tubulações e resultar na presença indesejada de elementos na água (p.ex. chumbo, cobre, etc). A alcalinidade pode ser responsável pela incrustação nas tubulações e equipamentos. Os valores extremos de pH podem causar irritação nos olhos, peles e membranas mucosas em humanos.

Os limites dos valores de pH para água potável estabelecido pelo USEPA são de 6,5 a 8,5 (NEMEROW e DASGUPTA, 1991). Para todas as classes de usos da água doce este valor situa-se entre 6 e 9 na resolução CONAMA 357/05, enquanto para preservação da vida aquática a concentração média situa-se entre 6,5 a 9 (CCCER, 1987; USEPA, 1995; 1995a citado por NASCIMENTO, 1998).

Condutividade

A condutividade elétrica representa a capacidade da água em transmitir corrente elétrica devido à presença de sais dissolvidos na forma de íons carregados na solução, ou seja, é o oposto da resistência elétrica (em mHos). A medida é dada em Siemens e depende da temperatura.

Existe uma correlação positiva entre a condutividade e o teor de Sólidos Totais Dissolvidos - STD (DANIEL *et al.*, 1982 in LAMB, 1985). Esta última pode ser estimada pela medição da primeira, porém não se pode determinar as concentrações relativas dos elementos separadamente. O STD correspondem ao peso total dos constituintes minerais presentes na água, por unidade de volume. Na maioria das águas, a Condutividade Elétrica – CE - multiplicada por um fator que varia entre 0.55 e 0.75 gera uma boa estimativa de STD (DANIEL *et al.*, 1982 in LAMB, 1985).

A condutividade das águas naturais varia dependendo do contexto litológico. Ela se eleva pela descarga de sais originados de atividades industriais, de despejos domésticos, e mesmo de excrementos animais (IGAM, 2005). Não há limites de tolerância pré-estabelecidos para a condutividade elétrica da água.

Oxigênio dissolvido

A concentração de oxigênio dissolvido – OD - é expressa em mg/L e os seus valores dependem de características físicas e químicas, principalmente temperatura e salinidade com as quais varia de forma inversa. Ela pode ser nula em ambientes anaeróbicos de águas subterrâneas (HOUNSLOW, 1996). Em águas superficiais naturais nas temperaturas de 5, 10, 20°C, as concentrações de saturação são 12,8, 11,3, e 9,1 mg/L respectivamente (WHO, 1993). Naturalmente, os níveis de OD oscilam devido à variação diária de temperatura, já que os aumentos se devem a aeração dos corpos d'água pelo contato água e ar e à fotossíntese. O OD é essencial para a manutenção da vida de comunidades aquáticas. (LAMB, 1985).

O lançamento de esgotos domésticos implica no aumento da carga de matéria orgânica e envolve processos respiratórios de bactérias reduzindo os níveis de OD. Este possibilita a depuração (natural ou nas estações de tratamento de esgotos) das águas, permitindo avaliar os efeitos dos resíduos oxidáveis nos corpos d'água receptores de efluentes (IGAM, 2005).

Não há efeitos diretos da redução da concentração de OD na água sobre humanos. Os problemas indiretos ocorrem com a mudança de características organolépticas relacionada à depleção de OD resultando na redução microbiana do nitrato para nitrito e sulfato para sulfeto, proporcionando odor desagradável (WHO, 1993).

Os limites de concentrações estabelecidos na resolução 354 são 6, 5, 4 e 2 mg/L para as classes de usos 1, 2, 3 e 4 respectivamente (CONAMA, 2005).

Demanda Química de Oxigênio (DQO)

A DQO se deve às reações relativamente rápidas de certos tipos de constituintes e compostos químicos principalmente inorgânicos (sulfetos, por exemplo) com o oxigênio na água. Ela é a medida da quantidade de oxigênio necessária para a oxidação da matéria orgânica por um agente químico. É chamada também de demanda imediata de oxigênio (LAMB, 1985), pois as reações ocorrem mais rapidamente, são superiores e orientam os testes de DBO.

A DQO é uma medida expressa em termos de concentração dada em mg/L, e está relacionada à detecção da presença de substâncias que resistem à degradação biológica, mas que não são discriminadas pelo teste. Seu aumento na água normalmente está associado a despejos de efluentes industriais. Não há limites estabelecidos na resolução 357.

Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO)

É uma avaliação da quantidade de OD necessário ao consumo em reações bioquímicas por organismos aeróbios ao degradar a matéria orgânica. Depende do metabolismo de organismos vivos, de constituintes e compostos químicos orgânicos. Envolve na sua avaliação um período de tempo superior ao da DQO, e uma temperatura específica de incubação para a ocorrência do processo. Normalmente, utiliza-se um tempo de 5 dias e uma temperatura de 20°C (DBO₅ 20).

Há uma relação direta entre o aumento da carga orgânica (despejos orgânicos) e da DBO e ambos estão indiretamente relacionados com a concentração de OD. O excesso de DBO pode acarretar um desequilíbrio na vida aquática com mortalidade de peixes e organismos devido à redução de OD, podendo resultar em problemas de odor e sabor desagradáveis (IGAM, 2005; LAMB, 1985). O limite da DBO 5 dias a 20°C na resolução 357 para classe 1, 2 e 3 é de 3, 5 e 10 mg/L de O₂, respectivamente (CONAMA, 2005).

Turbidez

A turbidez representa o grau de interferência por partículas, principalmente por materiais sólidos em suspensão, que atenuam por absorção e espalhamento um feixe de luz ao atravessar a água. Ela é expressa por uma medida arbitrária adotada por uma determinada unidade, sendo normalmente utilizada a Unidade Nefelométrica de Turbidez (UNT). Águas superficiais tendem a ser mais turvas que as subterrâneas (WHO, 1993).

O aumento de turbidez numa água pode alterar suas características organolépticas como aparência, cor, sabor e odor e lhe conferir rejeição para fins de potabilidade. A elevação da turbidez relaciona-se indiretamente com a fotossíntese, alterando a cadeia trófica aquática e influenciando comunidades biológicas na água, podendo levar à mortandade de peixes. Uma das causas freqüentes da elevação da turbidez é a erosão do solo nas margens dos corpos de água, muitas vezes devido às práticas agrícolas inadequadas (agricultura e pastagem).

A turbidez da água tende a mascarar a presença de possíveis organismos patogênicos, estimulando o crescimento de bactérias, pois nutrientes são absorvidos nas partículas. Além disso, elevada turbidez dificulta processos de desinfecção da água (WHO, 1993)

Na resolução 357/05 do CONAMA, para classe 1 a turbidez deve ser inferior a 40 UNT e para as classes 2, 3 e 4 o limite é de 100 UNT. Para fins de potabilidade a USEPA estipula média de unidade mensal de 1 UNT, e a OMS recomenda o menor valor possível procurando-se não deixar exceder 5 UNT.

Fósforo

A lixiviação de minerais primários de rochas da bacia de drenagem e a dissolução de compostos do solo, além da decomposição de matéria orgânica, podem resultar na presença do fósforo em águas naturais. Nelas as concentrações tendem a ser inferiores a 0,5mg/L, devido à ação de microorganismos.

O fósforo e seus compostos são usados derivados de detergentes, inseticidas e pesticidas. Alterações na concentração natural de fósforo na água se devem ao lançamento de esgotos domésticos e industriais, fertilizantes agrícolas e materiais particulados de origem industrial contido na atmosfera. Uma grande proporção da carga de fósforo em rios se dá na forma de partículas (fósforo particulado). Ele pode ser orgânico, principalmente oriundo de fontes pontuais (esgotos e efluentes industriais) ou inorgânico, proveniente de fontes não

pontuais de áreas de agricultura, principalmente devido ao escoamento de fertilizantes químicos e pesticidas, e também de excrementos de animais²¹ (OWENS e WALLING, 2002).

O limite de concentração em ambientes lóticos na resolução 357 CONAMA é de 0,1mg/L para as classes 1 e 2, e, 0,15mg/L para as classes 3 e 4. Não há limites estabelecidos pela OMS, EPA e no critério Canadense, tanto para água potável quanto para proteção da vida aquática.

Nitratos

O nitrato (NO_3^-) é a principal forma de ocorrência de Nitrogênio (N) na água, sendo possível sua presença nas águas naturais superficiais. Nelas, as concentrações se situam normalmente entre 0 e 18 mg/L, e variam com a estação do ano, podendo aumentar quando o rio é alimentado por aquíferos ricos em nitratos. Nas águas subterrâneas, sobre condições aeróbicas, são de poucas mg/L, sendo que não foram encontradas concentrações que excedessem 9mg/L nos EUA. O nitrato é fixado por plantas durante o seu crescimento, reduzindo sua concentração na água (HOUNSLOW, 1995; WHO, 1993).

Existe um amplo uso de nitratos nos fertilizantes inorgânicos utilizados em plantios, também usado como agente oxidante na produção de explosivos e de vidros. As concentrações de nitrato em águas precipitadas de regiões industriais podem ser de 5 mg/L sendo inferiores em áreas rurais. Em águas superficiais podem atingir centenas de mg/L como resultado do escoamento em áreas de agricultura, de lixões e de contaminação por dejetos humanos e de animais. O aumento do uso de fertilizantes artificiais, a disposição de lixo e mudanças no uso do solo para pastagens são os principais fatores responsáveis por um progressivo aumento nos níveis de nitrato na água.

A incapacidade de transportar oxigênio para os tecidos (metamoglobinemia) é um efeito biológico devido à reação de nitritos no organismo humano, causa cianose²² e em altas concentrações, asfixia. Crianças e gestantes são mais susceptíveis à doença. Há probabilidade de serem carcinogênicos em humanos (câncer gástrico).

²¹ Estudo em bacia hidrográfica em área rural da Inglaterra demonstrou que não há aumento do conteúdo de fósforo total de montante para jusante no rio. Diferentemente de bacia hidrográfica com densa ocupação urbana e atividades industriais em que se verificou aumento significativo de montante para jusante (OWENS e WALLING, 2002).

²² “Coloração azul violácea da pele e das mucosas devida à oxigenação insuficiente do sangue e ligada a várias causas (distúrbio de hematóse, insuficiência cardíaca etc.)”. (Cianose. In: Dicionário Eletrônico Houaiss. Ed. Objetiva, 2001. CD –ROM).

A recomendação da OMS para a concentração de nitrato na água potável é 10mg/L (WHO, 1993). Este é o valor limite para todas as classes de usos de águas doces estabelecidos pela resolução 357 (BRASIL, 2005), bem como é o padrão estabelecido pelo USEPA nos EUA. Quando superiores a 5mg/L já podem indicar condições sanitárias inadequadas por exemplo devido a dejetos de humanos e animais (IGAM, 2005). Concentrações superiores a 10 mg/L indicam contaminação por fertilizantes e águas residuárias de esgotos.

Coliformes termotolerantes

O grupo de organismos bactérias coliforme²³ fermenta a lactose a 44-45°C. Podem estar na água natural ou no solo, onde dificilmente se encontram bactérias coliformes patogênicas. Estas, de origem intestinal, abrangem a espécie *Escherichia coli* de origem fecal, estando sempre presente nas fezes de humanos, outros mamíferos e pássaros (AWWA, 1964; WHO, 1993).

Coliformes termotolerantes são aceitos como indicadores de contaminação fecal por serem abundantes em fezes humanas, aumentando a probabilidade de sua detecção. Elas não têm vida amena na água por força de alterações do suprimento alimentar, temperatura, luz, sedimentação e ataque de outros seres, porém, sua resistência no ambiente é parecida com a de bactérias patogênicas intestinais, sendo a sua presença na água um bom indicador de riscos de presença de organismos patogênicos. O uso deste indicador se deve também às técnicas rápidas, simples e econômicas que são largamente utilizadas (VON SPERLING, 1996).

O lançamento de matéria orgânica aumenta o número de bactérias na água. A contaminação microbiológica resulta, em muitos casos, do lançamento de esgotos urbanos nas águas fluviais, pois bactérias patogênicas encontram-se nos esgotos. Doenças infecciosas causadas por elas, além de vírus, protozoários e parasitas na água, constituem o maior risco à saúde por águas contaminadas. Algumas das principais doenças incluem febre tifóide, desintéria bacilar e cólera (COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL - CETESB, 2005). A grande diversidade e quantidade de organismos patogênicos exigem a eliminação de organismos coliformes termotolerantes para a água potável (WHO, 1993). Para a mesma finalidade, o USEPA recomenda não exceder o número médio das amostras de 1 coliforme para cada 100ml.

²³ “Que tem a forma de pescoço”. (Coliformes. In: Dicionário Eletrônico Houaiss. Ed. Objetiva, 2001. CD – ROM).

No Brasil, a contagem de coliformes termotolerantes (fecais) “em 80% ou mais de um conjunto de amostras obtidas em cada uma das cinco semanas anteriores, colhidas no mesmo local” determina categorias da água para fins de balneabilidade. Sendo classificadas como excelentes (até 250 coliformes), muito boa (até 500 coliformes) satisfatória (até 1.000 coliformes). Contagens superiores a 2500 coliformes termotolerantes determinam impedimento da água para banho (CONAMA, 2000).

Para as classes de uso da Resolução 357 (CONAMA, 2005) os números de “coliformes termotolerantes por 100 mililitros em 80% ou mais, de pelo menos 6 amostras, coletadas durante o período de um ano, com frequência bimestral” são listados na TABELA 1.

TABELA 1 - Quantidade de coliformes termotolerantes permitida para classe de uso (NMP/100ml)

| | |
|--------------|------------------------------------|
| Classe 1 | 200 |
| Classe 2 | 1000 |
| Classe 3 e 4 | 1000 para dessedentação de animais |
| | 2500 para balneabilidade |
| | 4000 para os demais usos |

Fonte: CONAMA (2005)

Cádmio

O cádmio pode ser encontrado nas águas naturais não poluídas, em sedimentos de fundo de leito e em partículas suspensas em concentrações inferiores a 1 µg/L. A solubilidade do cádmio na água é determinada pela acidez. O metal é usado em pigmentos em plásticos, anticorrosivos, placas elétricas, ou aço, sendo os seus compostos utilizados em baterias elétricas, componentes eletrônicos e fertilizantes.

A concentração média de cádmio dissolvido medida em 110 estações em todo o mundo é inferior a 1 µg/L²⁴. Na exposição por via oral reside o maior perigo, pois os rins são os órgãos mais afetados, uma vez que pode haver o comprometimento da reabsorção de elementos. Distúrbios renais de absorção de fósforo e cálcio podem provocar a reabsorção de minerais ósseos, podendo resultar em pedras nos rins e osteomalacia²⁵. Além disso, há

²⁴ Valor max. Rio Rimao – Peru = 100 µg/L; média dos níveis no rio Reno = 0,1 µg/L (faixa de 0,02 - 0,31 µg/L); rio Danúbio = 0,025 µg/L. Nos sedimentos do porto de Rotterdam médias na lama (1985/6) = 1 a 10 mg/kg (pesado a seco), menor que 5 –19 mg/kg em 1981 (WHO, 1993).

²⁵ “Amolecimento dos ossos que surge no adulto e em idosos devido a mineralização anormal e carência de vitamina D”. (Osteomalacia. In: Dicionário Eletrônico Houaiss. Ed. Objetiva, 2001. CD –ROM).

evidência de que o cádmio é carcinogênico pela rota da inalação, que levou a ser classificado como agente provavelmente carcinogênico em humanos (INTERNATIONAL AGENCY FOR RESEARCH ON CANCER – IARC, citado em WHO, 1993). Não há evidência de carcinogenia por via oral. A ingestão alimentar não deve exceder a 1 µg/ kg, sendo que a dose letal oral está entre 350 e 3500 mg. A ingestão de 3mg não têm efeitos imediatos em adultos. Alguns padrões de concentração são mostrados no TABELA 2.

TABELA 2 - Padrões de concentrações para o cádmio na água em mg/L

| OMS (WHO) | Res.357 | | Canadá | | EUA | | |
|-------------------------------|--------------|--------------|-------------------------------|--------------------------|------------------------------|--------------------|--------------------------------|
| | Classe 1 e 2 | Classe 3 e 4 | Preservação da vida aquática | Dessedentação de animais | Preservação da vida aquática | Concentração Média | Potabilidade EPA ²⁶ |
| Recomendado para água potável | | | | | Concentração Máxima | Concentração Média | |
| 0,003 | 0,001 | 0,01 | 0,0002 a 0,0018 ²⁷ | 0,02 | 0,0039 ²⁸ | 0,0011 | 0,01 |

Fontes: CCCER (1987) e USEPA (1995; 1995a) citado por NASCIMENTO, 1998; CONAMA (2005); WHO (1993)

Chumbo

O chumbo é um dos metais mais comuns na natureza, e pode estar presente em águas de torneiras, em alguma proporção, como resultado da dissolução de fontes naturais. É usado para produzir baterias, soldas, liga metálica e alguns compostos de chumbo (tetraetil e tetrametil) foram usados extensivamente como aditivo anti-impacto na gasolina e agentes lubrificantes de petróleo. Este uso foi reduzido na Europa e EUA, mas permanece em outros países. A queima de combustíveis fósseis também se constitui numa das principais fontes de emissão do chumbo (WHO, 1993).

Nas águas superficiais, o aumento de sua concentração causa desequilíbrio nos sistemas, pois inibe a oxidação bioquímica de substâncias orgânicas e prejudica organismos aquáticos (concentrações inferiores a 0,1mg/L), reduz a fauna (de 0,2 a 0,5 mg/L) e impede a nitrificação²⁹ (acima de 0,5mg/L) (IGAM, 2005). A preocupação também recai sobre

²⁶ Nível de contaminação máximo permitido

²⁷ Dependente da dureza

²⁸ Dureza = 100mg/L CaCO₃

²⁹ “Transformação de nitrogênio amoniacal em nitratos”. (Nitrificação. In: Dicionário Eletrônico Houaiss. Ed. Objetiva, 2001. CD –ROM).

tubulações de sistemas de abastecimento que contém chumbo, que pode se dissolver na água dependendo do pH, pois as águas ácidas são solventes de chumbo.

O chumbo pode se acumular em organismos humanos, sendo que crianças e gestantes são mais susceptíveis aos seus efeitos. É tóxico para o sistema nervoso central e periférico causando tontura, irritabilidade, dor de cabeça, perda de memória, deficiência de músculos, e pode afetar o desenvolvimento de sistema cognitivo. Sintomas de toxicidade aguda incluem sede, gosto de metal, vômito, diarreia e inflamações gastro-intestinais, o chumbo no organismo causa tumores renais, e é classificado como possivelmente carcinogênico (2B) em humanos (IARC in WHO, 1993). Em trabalhadores expostos por ocupação causa saturnismo³⁰. Alguns valores de concentração se encontram no TABELA 3.

TABELA 3 - Padrões de concentrações para o chumbo na água em mg/L

| OMS | Res. 357/05 CONAMA | | Canadá | | EUA | | |
|-------------------------------------|-----------------------|-----------------|---------------------------------|--------------|--|---------------------------------------|-----------------------------------|
| | Classe 1 e 2 | Classe 3 e 4 | Preservação da vida aquática | Potabilidade | Preservação da vida aquática Concentração Máxima | Potabilidade Concentração Média | Potabilidade EPA ³¹ |
| Recomendado para água potável | | | | | | | |
| 0,01 | 0,01 | 0,033 | 0,001 a 0,007 ³² | 0,1 | 0,0082 ³³ | 0,0032 ⁴ | 0,05 |

Fontes: CCCER (1987) e USEPA (1995; 1995a) citado por NASCIMENTO, 1998; CONAMA (2005); WHO (1993)

Zinco

Naturalmente, o zinco ocorre em rochas na forma de sulfetos e está presente em solos. Em águas superficiais, as concentrações não excedem 0,01mg/L, e nas subterrâneas são inferiores a 0,05 mg/L.

O zinco é produzido primariamente na sua mineração e está presente na combustão de madeiras, na incineração de resíduos em siderurgia, na produção de cimento, cal e gesso, além dos efluentes domésticos. Ele é usado na produção de tubulação galvanizada resistente à corrosão, em soldas e produtos de ferro. Alguns pesticidas são constituídos por compostos orgânicos de zinco (IGAM, 2005).

³⁰ “Intoxicação aguda ou crônica por chumbo ou por algum de seus sais; o mesmo que plumbismo”. (Saturnismo. In: Dicionário Eletrônico Houaiss. Ed. Objetiva, 2001. CD-ROM).

³¹ Nível de contaminação máxima aconselhável

³² Dependente da dureza

³³ Dureza = 100mg/L CaCO₃

O zinco é um elemento traço essencial presente em alimentos e água potável na forma de sais e complexos orgânicos. É necessário o consumo de 15-20mg na dieta alimentar diária para o homem adulto, sendo tóxico quando ingerido em elevadas concentrações (mais de 500mg de sulfato de zinco) e causa náusea, vômitos, febre e perturbações gastro-intestinais.

Não há limite derivado de estudos de efeitos na saúde humana. Porém, recomenda-se para águas potáveis o limite de 3mg/L (TABELA 4), acima dos quais a água se torna opalescente, desenvolve película, e adquire sabor adstringente (WHO, 1993).

TABELA 4 - Padrões de concentrações para o zinco na água em mg/L

| OMS | Res. 357/05 CONAMA | | Canadá | | EUA | | |
|-------------------------------|-----------------------|--------------|------------------------------|--------------------------|------------------------------|--------------------|-------------------|
| | Classe 1 e 2 | Classe 3 e 4 | Preservação da vida aquática | Dessedentação de animais | Preservação da vida aquática | Potabilidade | EPA ³⁴ |
| Recomendado para água potável | | | | | Concentração Máxima | Concentração Média | |
| 3 | 0,18 | 5 | 0,03 | 50,0 | 0,120 ³⁵ | 0,110 ² | 5 |

Fontes: CCCER (1987) e USEPA (1995; 1995a) citado por NASCIMENTO, 1998; CONAMA (2005); WHO (1993)

3.6.2 Índice de qualidade de água

O IQA é um instrumento de avaliação da qualidade da água que expressa resultados com um valor numérico simples, e beneficia não só especialistas, mas principalmente usuários, administradores de recursos hídricos, e cidadãos em geral. Ele pode ser aplicado para elaborar mapas de qualidade da água transmitindo informações importantes de forma simples, direta e de fácil compreensão.

A elaboração do IQA demanda a seleção de parâmetros para a sua composição, um peso para cada um deles de acordo com sua importância relativa, uma escala de avaliação para cada parâmetro relacionando valores de campo com a qualidade, e a escolha de uma forma de agregação (reunindo num só índice as qualidades individuais). Segundo HORTON (1965) citado por MATTOS (1998), o IQA é uma avaliação que reflete a influência completa na qualidade global de diversas características individuais.

O primeiro IQA foi desenvolvido em 1965 no vale do rio Ohio – Estados Unidos por Horton. Ele selecionou 10 características básicas para o índice e posteriormente estabeleceu escalas de avaliação para cada uma delas. O índice visava reduzir a poluição comparando as

³⁴ Nível de contaminação máxima aconselhável

³⁵ Dureza = 100mg/L CaCO₃

condições numa certa época do ano com as condições desejadas, e o próprio autor sugeriu que ele fosse aberto a refinamentos posteriores. O sistema não permite dicotomias do tipo poluído e não poluído, e a toxicidade é tratada à parte (em nenhuma circunstância os rios devem conter substâncias tóxicas). São atribuídos pesos aos parâmetros que possuem importância relativa, as avaliações individuais de cada parâmetro variam de 0 a 100, bem como a avaliação final que sempre se situa dentro desta faixa. Desde então vêm sendo desenvolvidos 2 tipos básicos de IQA: elaborados pela opinião de especialistas ou em métodos estatísticos.

Em 1970 nos EUA, BROWN *et al.* (1970) citado por MATTOS (1998) apresentaram um IQA elaborado a partir de uma pesquisa de opinião sistemática junto a um quadro grande e diversificado de especialistas, na tentativa de minimizar pontos de vistas pessoais e diferenças geográficas. O procedimento incorporou aspectos da técnica DELPHI de pesquisa de opinião para extrair informações de um grupo de pessoas consultadas. Foram eleitos 9 parâmetros principais para compor o índice. Em função de suas concentrações, foi traçada para cada parâmetro uma curva média da variação de sua qualidade, e cada parâmetro recebeu um peso de acordo com o grau de importância relativa no cálculo do índice.

O desenvolvimento do IQA, desde 1965, é um processo dinâmico e exhibe em todo mundo uma variedade de parâmetros, com ou sem pesos, além de fórmulas aritméticas (aditivo) e geométricas (multiplicativo) (MAGALHÃES Jr., 2003; MATTOS, 1998). Há uma constante evolução com a criação de novas metodologias e de métodos estatísticos, todos possuindo vantagens e limites inerentes em determinados aspectos. Muitas vezes são necessárias adaptações regionais que considerem aspectos físicos e humanos de cada local. Curiosamente, há uma constatação de que alguns dos parâmetros mais importantes são coincidentes em diversos IQA's (MATTOS, 1998).

Alguns ajustes foram realizados pela mesma equipe da National Standard Foundation - NSF no IQA aritmético original, como redefinição dos 9 parâmetros e a mudança da técnica do cálculo resultando em um IQA multiplicativo com pesos (APÊNDICE B). Este índice é amplamente difundido e foi utilizado pela NSF (EUA), na Nigéria, no Instituto de Saneamento Ambiental da PUC no Paraná, SEAMA do Espírito Santo, FEEMA do Rio de Janeiro, no Rio Grande do Norte, no Rio Grande do Sul, pela CETESB em São Paulo, e, em Minas Gerais pelo CETEC, pela FEAM e COPASA (MATTOS, 1998). Atualmente, a qualidade das águas superficiais do Estado de Minas Gerais é avaliada por este índice (IGAM, 2005; MMA, 2005).

No Brasil, podem ser citados alguns estudos desenvolvidos como o de CARVALHO *et al.* (2000) que utilizaram IQA em 2 córregos em São Carlos (SP), TOLEDO e

NICOLELLA (2002), que usaram IQA em Guaíra SP e BILLICH e LACERDA (2005), que avaliaram a qualidade da água em 30 pontos no Distrito Federal. Em Minas Gerais, MATTOS (1998) desenvolveu com pesquisa de opinião de especialistas um IQA multiplicativo específico para a bacia do alto rio das Velhas, índice utilizado atualmente no Estado.

4 CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA

A bacia hidrográfica do rio São Miguel está situada no sudoeste do Estado de Minas Gerais na região do Alto São Francisco, entre os paralelos 20°10' e 20°29' de latitude sul, e os meridianos de 45°30' e 45°45' de longitude oeste. Ela está acerca de 220km de Belo Horizonte sendo o acesso rodoviário feito pela BR 262 até a rodovia MG 050, e desta para a rodovia BR 354. A área de drenagem da bacia perfaz aproximadamente 525km². Ela abrange parte dos municípios de Pains, Arcos, em sua maior parte, seguida por áreas dos municípios de Iguatama, Formiga e Córrego Fundo (FIGURA 1).

4.1 Aspectos físicos

Apesar de situado em área cárstica o curso principal do rio São Miguel drena perenemente em superfície na sua maior parte, possuindo direção geral S/N e tem cerca de 40km de extensão. O seu padrão morfológico é meandrante e o curso atinge a 5ª ordem de hierarquização de canais, segundo o método de STRAHLER (1964), até sua confluência com o rio São Francisco, a 630m de altitude. As principais sub-bacias da margem oeste, seguindo de montante para a jusante, são: ribeirão das Moendas, córrego da Mina (próximo e a montante do centro urbano de Pains), córrego do Mandengo (próximo e a jusante do centro urbano de Pains) e córrego do Fundão. Na margem leste, as principais sub-bacias são: córrego da Barra (cuja confluência com o ribeirão das Moendas forma o rio São Miguel) e rio Candongas, que abrange a sub-bacia do córrego Santo Antônio, ambos inseridos em boa parte no município de Arcos (FIGURA 1).

4.1.1 Geologia da região e da bacia hidrográfica

A região situa-se na borda sudoeste do Cráton do São Francisco, núcleo estabilizado no final do Ciclo Transamazônico, onde é margeado pelas faixas de dobramentos do proterozóico superior Brasília a oeste e Alto Rio Grande a sul (ALMEIDA, 1977). O quadro geológico compreende a parte meridional dos afloramentos das rochas do Grupo Bambuí, que

a leste está em contato com embasamento granito-gnáissico e a oeste com filitos e quartzitos do Grupo Canastra (MADALOSSO e VERONESE, 1978).

Um modelo de evolução tectônica pré-cambriana sugere duas fases principais. A primeira caracterizada por esforço extensional e pela ativação de falhas SW/NE e WNW/ESE, quando se depositou a base do Grupo Bambuí. A segunda fase, de caráter compressional, está relacionada com as faixas de dobramentos supracitadas e com a seqüência de deposição do Grupo Bambuí, que demonstra crescimento de metamorfismo e intensidade de deformação do centro da bacia em direção às bordas (MUZZI-MAGALHÃES, 1989).

O Grupo Bambuí é formado por um conglomerado basal, uma seqüência argilo-carbonatada, siltitos e arcóseos e foi dividido em quatro fácies: conglomerática, pelítica, carbonática e psamo-pelítica (MUZZI-MAGALHÃES, 1989). A fácies pelítica é constituída por siltitos e argilitos micáceos, se apresentando nas cores verde amarelada e rosa avermelhado. A outra fácies carbonatada é formada por calcários, dolomitos e margas (MADALOSSO e VERONESE, 1978).

O grau de deformação e de metamorfismo cresce de leste para oeste devido a movimentos de compressão neste sentido (DARDENNE, 1978). Isto possibilitou a divisão em dois domínios estruturais separados por uma zona de transição. No domínio leste, as rochas se apresentam horizontalizadas e indeformadas. No domínio oeste, os sedimentos foram deformados apresentando falhas inversas e falhas transcorrentes de direção N60W na parte mais ao sul, sendo a porção norte marcada também por falhas inversas, pela diminuição das falhas transcorrentes e preservação da orientação norte-sul das estruturas (MUZZI-MAGALHÃES, 1989).

As litologias presentes na bacia hidrográfica do Rio São Miguel são as rochas do Complexo Granito-Gnáissico arqueano e do Grupo Bambuí neoproterozóico (FIGURA 4). As primeiras ocorrem na parte leste da bacia e se apresentam bastante alteradas (saproilitizadas), como os gnaisses com bandamentos incipientes muito intemperizados de composição granítica, e gnaisses milonitizados com bandamento evidente próximo ao *graben* de Arcos que sofreram influência de falhas normais e transcorrentes. Elas formam a base da seqüência metassedimentar do Grupo Bambuí (FÉLIX e FREITAS Jr., 2000).

A fácies pelítica do Grupo Bambuí foi mapeada na base e constitui-se de rochas terrígenas com granulometria argila e silte, apresentando diagênese avançada ou metamorfismo incipiente. Na parte norte da bacia, os metapelitos estão deformados e fraturados. A fácies carbonática apresenta litofácies calcárias e dolomíticas, é a unidade de

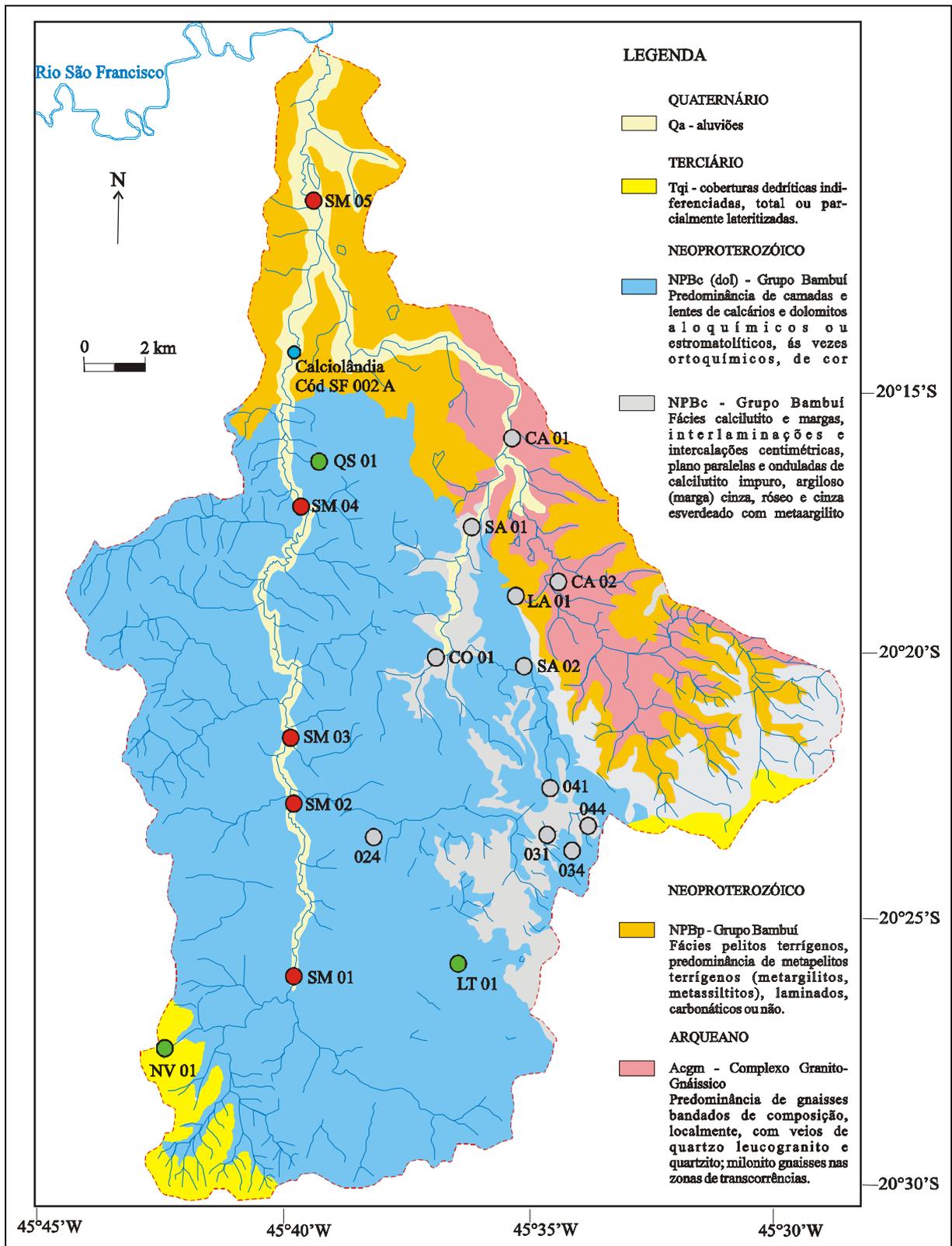


FIGURA 4 - Mapa litológico da bacia hidrográfica do rio São Miguel
 Fonte: adaptado de FÉLIX e FREITAS Jr. (2000a)

maior distribuição e espessura dentro da bacia hidrográfica. A proporção entre calcita, dolomita e terrígenos varia, o que resulta na ocorrência de calcário, calcário dolomítico, dolomito calcítico, calcário impuro e margas (borda leste da bacia). As texturas variam em cristalina, clástica e bioconstruções (FÉLIX e FREITAS Jr., 2000).

4.1.2 Hidrogeologia da bacia hidrográfica

Na bacia do rio São Miguel inicialmente foram identificados dois tipos de aquíferos: um cárstico no domínio das rochas pelito-carbonáticas, e outro cristalino no domínio das rochas do complexo granito-gnáissico do embasamento (FÉLIX e FREITAS Jr., 2000). Esses dois aquíferos estão em meio anisotrópicos³⁶ (DIAS, 2002). Posteriormente, foi identificado mais um aquífero do tipo granular, formado por camadas inconsolidadas e muito alteradas que recobrem outras formações. A sua distribuição é localizada em apenas algumas áreas como, por exemplo, no centro-norte da bacia na localidade de Calciolândia (DIAS, 2002).

O aquífero cárstico ocupa cerca de 80% da área da bacia hidrográfica. As litologias da base para o topo são: calcários impuros (margas) no contato com o embasamento granito-gnáissico, calcários puros (calclutitos, calcarenitos e calcirruditos), dolomitos (doloarenitos, dolomicrítico, doloarenito estromatolítico) e metapelitos que atinge dezenas de metros. Superficialmente, as rochas podem apresentar solos residuais de espessura média de 17m podendo atingir 28m. Os calcários dispostos em planos horizontais ocorrem na maior parte da bacia e podem ter espessuras de até 160m. Na parte ocidental da bacia, onde o calcário se apresenta deformado e dobrado, estes planos podem apresentar inclinações de até 45°, favorecendo a infiltração de águas pluviais no aquífero (FÉLIX e FREITAS Jr., 2000).

Além das fraturas, a recarga de água no sistema ocorre através de feições de absorção típicas do carste como abismos, dolinas (uvalas e poliés), simas e sumidouros, pois elas retêm e conduzem as águas pluviais para o aquífero (LLADÓ, 1970). A maior concentração de dolinas é na parte sudeste da bacia. A descarga natural das águas do aquífero ocorre nas surgências e ressurgências que podem alimentar canais de ordens variadas e mesmo diretamente o curso principal do rio São Miguel, sendo que este representa o nível de base atual do aquífero. Nas bordas W, S e SE da bacia se localizam os níveis

³⁶Característica própria de certos minerais que se manifesta de modo diferente, conforme a direção cristalográfica considerada.

potenciométricos mais elevados, que tendem a diminuir quanto mais próximo do curso principal do rio São Miguel (DIAS, 2002).

O aquífero cristalino se localiza na parte NE da bacia, onde há predomínio de rochas granito-gnáissicas. Esta parte é estruturalmente marcada pela presença de fissuras, juntas e falhas distensivas que promovem infiltração de água no aquífero. As falhas distensivas de direção N50W correspondem ao *graben* de Arcos que controla a dinâmica dos fluxos superficial do rio Candongas, e este é alimentado por águas armazenada no manto de intemperismo (FÉLIX e FREITAS Jr., 2000).

4.1.3 Aspectos do clima

Segundo NIMER (1979), uma característica marcante do clima regional do sudeste brasileiro é a estacionalidade, definida por uma estação seca de maio a agosto, em que as temperaturas tendem a ser amenas, e outra muito chuvosa de setembro a março, em que 50 a 55% das chuvas anuais se concentram de dezembro a fevereiro, época mais quente onde predominam temperaturas médias e elevadas. Deve-se considerar ainda que existem fortes desvios pluviométricos anuais não periódicos em relação às normais climatológicas, relacionados principalmente às correntes perturbadas de sul. Aproveitando-se de princípios da classificação climática de Köppen e de Gaussen e Bagnouls, porém adaptando-se os critérios, a partir dos dados da estação pluviométrica de Bambuí, o clima foi classificado como tropical subquente semi-úmido com 4 a 5 meses secos³⁷.

MENEGASSE *et al.* (2002) realizaram uma caracterização hidroclimática somente para a bacia do rio São Miguel utilizando as áreas de influência das estações de Arcos, Iguatama e Fazenda Olhos D'Água, com dados de 1975 a 1989. Na bacia do rio São Miguel, a média mensal da temperatura mínima é 16,4°C em julho, e da temperatura máxima, 22,6°C em fevereiro. Foram encontradas as seguintes médias climáticas: pluviométrica - 1.325mm; evapotranspiração potencial - 937,0mm, evapotranspiração real - 834,0mm; deficiência hídrica - 104mm; excedente hídrico - 491mm (MENEGASSE *et al.*, 2002).

³⁷Clima subquente por ser a média do mês mais frio (junho ou julho) menor que 18°C (entre 18 e 15°C), e a média das mínimas diárias de 10 a 6°C, temperatura média anual inferior a 22°C, variando entre 18 e 20°C, e com média do mês mais quente superior a 22°C. Semi-úmido por ter anualmente de 4 a 5 meses secos.

4.1.4 Geomorfologia da região e da bacia hidrográfica

A bacia hidrográfica do rio São Miguel situa-se na Depressão do Alto São Francisco, inserida no Domínio da Bacia e Cobertura Sedimentar do São Francisco (BRASIL, 1983). A depressão é limitada pelas unidades morfológicas do Planalto do Alto Rio Grande (Planalto do Sul de Minas) a sul, Planalto do Espinhaço a leste, e Planalto de Alto Paranaíba a noroeste (PENTEADO e RANZANI, 1973 citado por SAADI, 1991). A Depressão do Alto São Francisco possui orientação geral SSW-NNE, tem aproximadamente 200 km de largura sendo limitada por escarpas de até 400m de altura, e se caracteriza por uma morfologia suavizada. O rio São Francisco é o nível de base regional (SAADI, 1991).

Há uma mudança de padrões morfológicos entre a bacia do rio São Francisco e a bacia do rio Grande ao sul, apesar do divisor hidrográfico ser pouco destacado. Uma zona de transição formada por uma descontinuidade crustal de escala continental com direção N50W, constituindo em um corredor de dissecação retilíneo com aproximadamente 50 km de largura, caracterizado por morfologia composta por cristas, escarpas e sulcos de orientação SE-NW. Esta descontinuidade, ativa no cenozóico, controla as feições cársticas desenvolvidas nas rochas carbonáticas como dolinas, uvalas e sumidouros. No centro da descontinuidade, os escapamentos delimitam o basculamento de blocos para NE, e *grabens* quaternários como o de Arcos, nas direções N50W e N30W (SAADI, 1991).

O Carste do Alto São Francisco situa-se dentro da descontinuidade e no flanco oeste do domo crustal formado entre Arcos e Bom Despacho, sendo limitado à oeste pela calha do rio São Francisco. A paisagem cárstica se destaca da monotonia das margens do rio São Francisco pelas feições morfológicas desenvolvidas sobre as rochas carbonáticas como paredões, torres, mesetas, verrugas, lapiás, dolinas, uvalas, *poliés*, vales cegos, drenagem subterrânea, sumidouros, ressurgências abismos e cavernas. Os pelitos do Grupo Bambuí exibem morfologia de colinas convexas, cujos topos podem atingir 700m de altitude (SAADI, 1991).

SAADI *et al.* (1998) fizeram uma compartimentalização que dividiu a região em 3 domínios geomorfológicos. A Crista Quartzítica da Serra da Pimenta está situada a sudoeste e possui elevações que variam de 850m de altitude na base a 1260m no topo. O Alto Vale do Rio São Francisco está situado à oeste, onde a calha do rio possui orientação geral SW-NE. No trecho a montante um *canyon* calcário exhibe paredões verticais com 60m de desnível (cotas 630 e 700m), no trecho, à jusante, o contraste se dá por uma planície larga onde aparecem sistemas de meandros.

O outro domínio está situado no centro e leste foi denominado Área de Concentração do Relevo Cárstico e subdividida em 3 unidades. A Unidade Doresópolis, a oeste e noroeste, é drenada pelo Ribeirão dos Patos que possui suas nascentes na Serra da Pimenta, tem cota de 745m no médio curso e 650m na depressão alagada de um *graben* pleistocênico de direção N40W. A bacia hidrográfica do rio São Miguel situa-se nas 2 outras unidades. Unidade Arcos, que a leste é drenada pelo rio Candongas e apresenta depressão na cota 693m correspondente ao *graben* homônimo de direção N30W. Esta é bordejada a nordeste por escarpas suaves sobre gnaisses e cobertura de pelitos e a sudoeste por escarpa contínua de calcário. Nesta unidade destacam-se feições cársticas como dolinas e lapiás. E a Unidade Pains, no centro e sul, é a unidade mais elevada com cotas variando de 965 a 730m (FIGURA 5). Ela é drenada pelo rio São Miguel e concentra a maior parte das feições cársticas exuberantes como torres, dolinas, uvalas, controladas pelas falhas N50W, além de sumidouros e drenagem subterrânea (SAADI *et. al.*, 1998).

Segundo outra compartimentalização geológico-geomorfológica realizada por PIZARRO (1998), que considerou os principais cursos d'água, a bacia do rio São Miguel situa-se no Bloco São Miguel. Este se localiza no extremo leste da província carbonática, e se caracteriza por ser o maior bloco, mais contínuo e menos deformado e engloba cerca de 80% das cavidades subterrâneas.

4.1.5 Pedologia da região

Na região da Depressão do Alto São Francisco, mapeada na escala de 1:1.000.000 (BRASIL, 1983), predominam Latossolos Vermelho³⁸ nas áreas de relevo suave ondulado e ondulado. A segunda maior ocorrência são de Cambissolos com caráter alumínico nas áreas de relevo ondulado, seguida pela ocorrência de Luvisolos (anteriormente Podzólico Eutrófico) com argila de alta atividade - Ta - e eutróficos, presentes em relevo suave ondulado e ondulado. De menor abrangência, ocorrem solos hidromórficos em relevo plano como os Gleissolos (BRASIL, 1983; EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA - EMBRAPA, 1999).

Um levantamento pedológico e de aptidão agrícola na escala de 1:60.000 estabeleceu sete unidades de mapeamento (LAGES *et al.*, 2005). Os Argissolos Vermelhos

³⁸ Os nomes foram adaptados à classificação de solos atual segundo a EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA – EMBRAPA (1999).

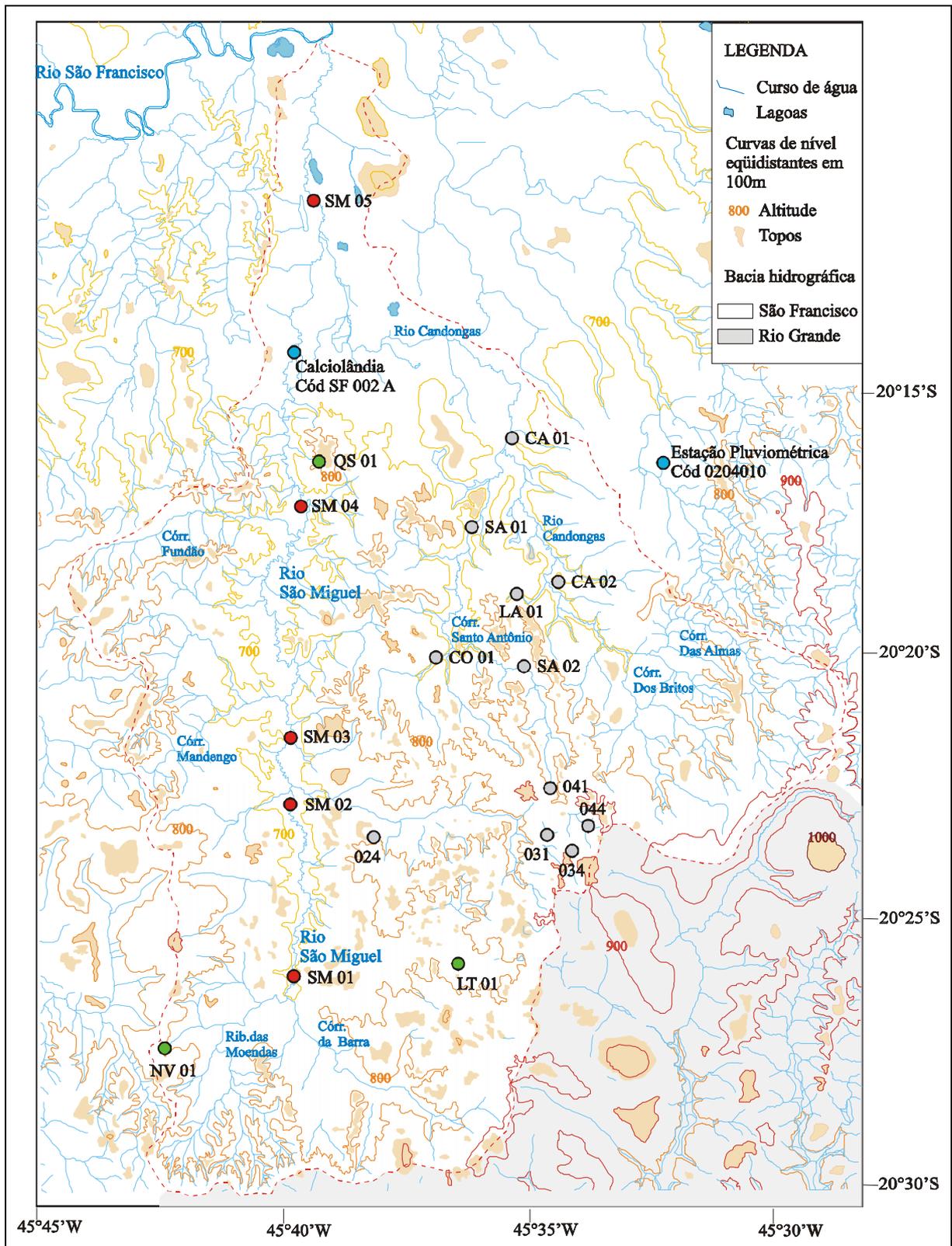


FIGURA 5 - Mapa topográfico da bacia hidrográfica do rio São Miguel
 Fonte: IBGE (1970)

(Podzólicos Vermelho Escuro) eutróficos típicos são os solos de maior abrangência e constituem a primeira unidade em termos de ocorrência, seguido dos Argissolos Vermelhos eutróficos latossólicos que formam a segunda unidade. Ambos se encontram próximo aos afloramentos rochosos, sendo que os primeiros se localizam em áreas de relevo ondulado e os segundos em relevos fortemente ondulados. Os Afloramentos Rochosos com inclusão dos solos de sua cobertura - Argissolos Vermelhos eutróficos - formam a terceira unidade de maior ocorrência. Ela é seguida pela unidade composta pela associação de Latossolos Vermelhos distróficos típicos e Latossolos Vermelho-Amarelo (junto à manchas de filito), e se localizam no contato do calcário com o embasamento cristalino em relevo suave ondulado. Os Latossolos Vermelhos distróficos típicos ocorrem nas manchas do Embasamento Cristalino e formam a quinta unidade. Os Cambissolos são os solos de menor abrangência e constituem duas unidades do mapeamento se localizando em relevo plano. Os Cambissolos Háplicos Tb eutrófico gleico com a inclusão de Gleissolos (antigo Glei pouco húmico) ocorrem nas áreas de várzea e constituem a penúltima unidade em termos de ocorrência. Esta unidade é seguida pela pouco expressiva unidade em termos de ocorrência formada por Cambissolos Háplicos alumínicos típicos com inclusão de Latossolo Vermelho-Amarelo.

4.1.6 Vegetação na região

Em mapeamento de escala exploratória (1:1.000.000), a Depressão do Alto São Francisco apresenta duas regiões delimitadas por tipos de vegetação do Cerrado (Savana) e Mata Atlântica (Floresta Estacional Decidual) (BRASIL, 1983).

Na região do Cerrado, caracterizado por vegetação xeromorfa em clima estacional com período seco de aproximadamente seis meses, predomina a formação campestre do Cerrado Gramíneo Lenhoso com floresta galeria, que apresenta como elemento característico a *Araucaria angustifolia*. A composição florística mostra elementos de larga dispersão e estreita ligação com espécies vicariantes amazônicas. Porém, são de estrutura mais simples, composta de indivíduos de menor porte (microfanerófitas entre 3 e 5m), tortuosos, esgalhados e espaçados sobre estrato herbáceo graminóide, hemicriptofítico, em tufos descontínuos (BRASIL, 1983).

A região da Mata Atlântica por causa das duas estações climáticas bem definidas, uma seca e outra chuvosa, apresenta estrato dominante macro ou mesofanerófito, predominantemente caducifólio, em que mais de 50% dos indivíduos perdem a folhagem

durante o período desfavorável. Os elementos arbóreos dominantes possuem adaptação fisiológica à deficiência hídrica durante um certo tempo.

No carste, sobre a litologia do calcário, o sistema de drenagem com presença de sumidouros e circulação de água subterrânea, e período de seca, acentuam o baixo teor de água que percola no solo e imprime o caráter estacional, representado por pequenos agrupamentos da formação Florestal Montana. Esta é conhecida como Mata de Seca, e localmente chamada de “Mata de Pains”. Ela se localiza em altitudes entre 500 e 800m revestindo os terrenos calcários. A fisionomia é sempre verde nos meses chuvosos, e completamente seca com queda quase total das folhas do estrato dominante nos períodos de estiagem, de junho a outubro. As espécies que mais caracterizam o estrato arbóreo são Angico, Jequitibá Rosa, Óleo de Copaíba, Aroeira, Angico Vermelho e Canelas (BRASIL, 1983).

4.2 Aspectos sócio econômicos

A parte meridional da bacia hidrográfica do rio São Miguel, que compreende áreas da margem leste do córrego das Moendas e margem oeste do Córrego da Barra até a confluência entre ambos, pertence ao município de Formiga. Este município também abrange pequena área do extremo leste da bacia. A área ao norte dos cursos principais dos córregos das Moendas e da Barra está no município de Pains. Ela é limitada a oeste pelo divisor hidrográfico com ribeirão dos Patos até o córrego do Fundão, constitui o limite com o município de Iguatama. A área deste município dentro da bacia hidrográfica é uma estreita faixa longitudinal na margem oeste do rio São Miguel, até a sua confluência com o rio São Francisco. O limite leste, inserido no município de Pains, é o divisor hidrográfico com a bacia do rio Formiga, e depois com o divisor hidrográfico da sub-bacia do rio Candongas. Esta sub-bacia está inserida quase³⁹ inteiramente no município de Arcos, abrangendo toda a margem leste do rio São Miguel (FIGURA 1).

³⁹ A exceção se dá no alto curso do Córrego Santo Antônio, afluente da margem oeste do rio Candongas, que possui algumas partes inseridas no município de Pains.

4.2.1 Pains

O município de Pains possui uma área de 417,1km². A população residente estimada em 2005 é de 7.631 pessoas, tendo decrescido cerca de 20% no período de 1970 a 2005. A população urbana cresceu menos de 30% no período de 1970 a 2000, enquanto a população rural teve um decréscimo vertiginoso, próximo de 60%, no mesmo período (IBGE, 2005).

A população de Pains ocupada por setor econômico no ano de 2.000 era pouco inferior a 50% da população total. O número de trabalhadores no setor industrial era cerca 30% do total, e seguido pelo setor de serviços (27%), e depois pelo setor agropecuário, extração vegetal e pesca (25%).

As principais empresas industriais classificadas segundo o número de empregados⁴⁰ pelo censo de 2000 foram: indústrias de confecção de artigos de vestuário e acessórios, extração de minerais não metálicos e fabricação de produtos de minerais não metálicos.(IBGE, 2005).

A produção agrícola se baseia no milho, produto com maior rendimento médio, cuja área destinada a sua produção ocupa cerca de 35km² (8% da área total do município), seguida pelo cultivo do feijão, arroz e soja que perfazem juntos área de 2,1km². A produção do milho em toneladas é superior em mais de 200 vezes à do arroz, e mais de 100 vezes de todo o feijão. Os principais efetivos da pecuária no município em 2003 são galináceos com 41.873 cabeças e bovinos com 20.079 cabeças. O número de eqüinos é 1.596 cabeças e seguido por outros que não chegam a atingir uma centena de cabeças, à exceção de ovinos com 106 cabeças. As reservas minerais existentes no município de Pains são argila, calcário e dolomito. O município conta com um hospital com 22 leitos e uma agência bancária (IBGE, 2005).

4.2.2 Arcos

O município de Arcos possui uma área de 509,79m². No período de 1970 a 2005, a população residente total quase duplicou e totalizou 36.000 habitantes. A população urbana era 29.334 habitantes em 2000, e a população rural decresceu aproximadamente até a metade no período de 1970 a 2000 quando totalizou 3.334 habitantes.

⁴⁰ Inclui apenas empresas com 10 ou mais empregados

A população total ocupada em 2002 era cerca de 40%. O predomínio dessa população é no setor de serviços, com cerca de 40%, seguido pelo setor industrial com 30% aproximadamente, e por fim, do setor de comércio e mercadorias com 18%.

A classificação das principais indústrias no ano de 2000, segundo o número de empregados, foi liderada pela confecção de artigos do vestuário e acessórios seguidos pelas indústrias de edição, impressão e reprodução de gravações, extração de minerais não metálicos, artigos de borracha e plástico, máquinas e equipamento, móveis, produtos alimentícios e bebidas, produtos de minerais não metálicos, produtos químicos e produtos de metal excluindo máquinas e equipamentos.

O produto agrícola que teve maior produção no ano de 2003 foi a cana-de-açúcar. Ela apresenta maior rendimento médio, seguido pela produção de tomates. Esta, por sua vez, exige a menor área de todos os cultivos, ao contrário do milho, que demanda a maior área para produção, equivalente a cerca de 5% da área do município (27,5km²). O principal efetivo da pecuária em 2003 está na criação de galináceos com 41.706 cabeças, seguido por 27.834 cabeças de bovinos, suínos com 3.078 cabeças e outros. As reservas minerais do município de Arcos são argila, calcário, dolomita e grafita. O município conta com dois hospitais com 152 leitos, 5 bancos, 5 hotéis, uma universidade, um aeroporto particular e rede ferroviária (IBGE, 2005).

5 RESULTADOS E DISCUSSÕES

A apresentação e a discussão dos resultados foi estruturada em 4 partes. Primeiro foram analisados o uso e a ocupação do solo na bacia hidrográfica, com a quantificação de áreas das classes identificadas e sua distribuição. Este tópico foi subdividido em abordagens da ocupação urbana, rural e da indústria da mineração na bacia. O segundo tópico apresenta os resultados das bases de interesse, que são informações sobre a pluviometria e vazão, os dados de qualidade das águas nas nascentes e na estação Calciolândia. O terceiro tópico trata da apresentação e discussão sobre as influências antrópicas nos parâmetros de qualidade da água. No quarto tópico, foi feita uma síntese dos resultados primeiramente com a classificação dos usos da água em cada trecho do rio, segundo os padrões da Resolução 357 (CONAMA, 2005). Em seguida, são apresentados os resultados e interpretação das variações temporais e espaciais do IQA no rio, bem como a comparação com a série do IQA do monitoramento do IGAM (2005).

5.1 Uso e ocupação do solo na bacia hidrográfica do rio São Miguel

O mapa de uso e ocupação do solo da bacia hidrográfica do rio São Miguel foi elaborado no trabalho realizado por CHEREM (2006). A área total da bacia mapeada é de 524,6km², e inicialmente ele foi composto de 13 classes de usos, algumas foram agrupadas posteriormente totalizando 9 classes de usos (FIGURA 6). O desempenho médio foi de 89% na classificação dos usos na imagem com a metodologia adotada, a confusão média de 10% (ANEXO A). Esta se deu em algumas partes entre as classes maciço e vegetação, o erro foi reduzido pela constatação em trabalhos de campo que a maioria das áreas corresponde a maciços. A legenda branca representa nuvens e sombras presentes no dia do sensoriamento da imagem, 10 de abril de 2006, portanto, adquirida bem proximamente ao período do monitoramento.

Os campos não utilizados para pasto representam pequena fração da área pouco identificada nos trabalhos de campo na região. Esta classe foi agrupada à classe pastagem, e juntas perfazem cerca de 40% da área, o maior percentual de uso do solo na bacia. Os solos

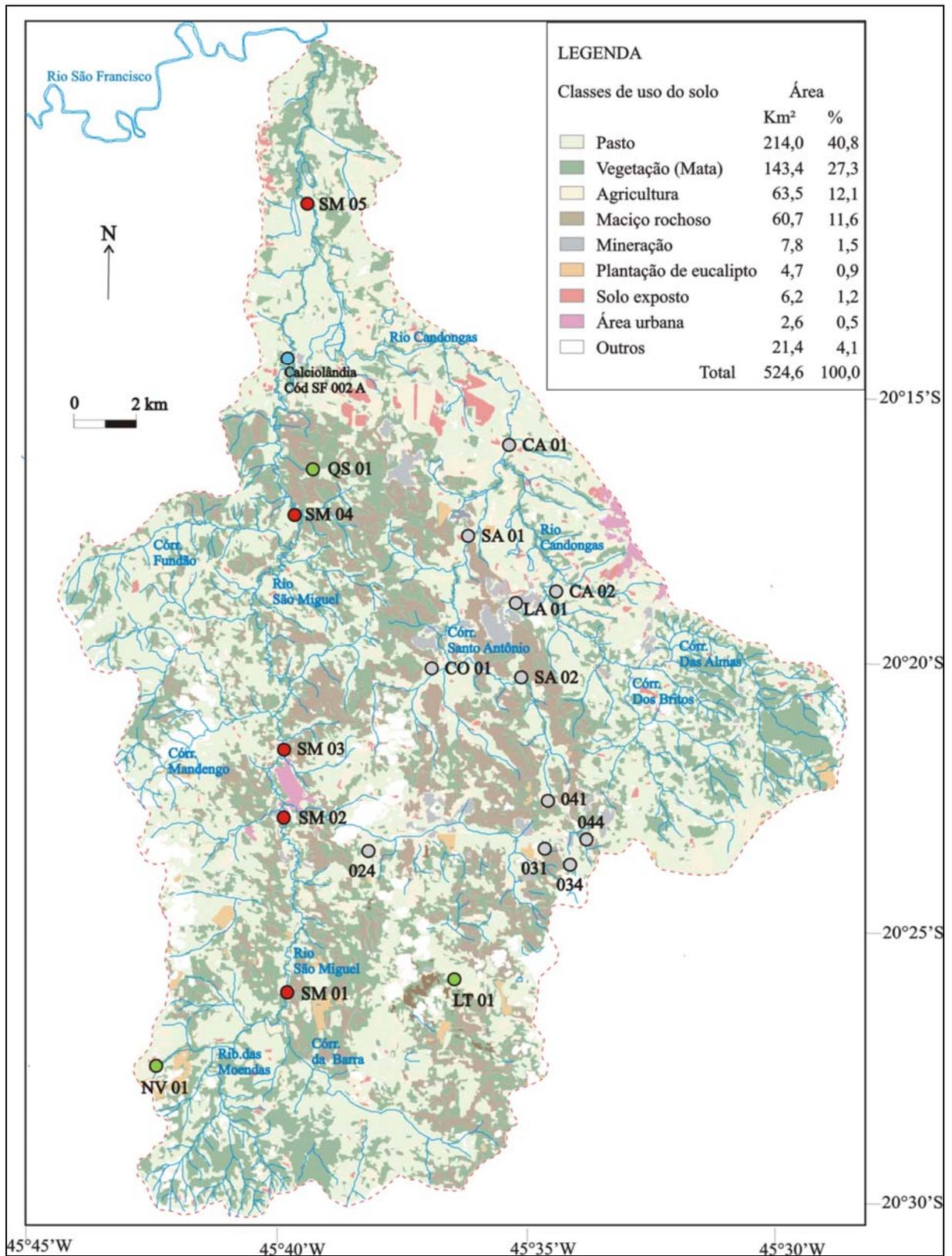


FIGURA 6 - Mapa de uso do solo da bacia hidrográfica do rio São Miguel
 Fonte: CHEREM (2006)

plantados, em pousio, preparados foram agrupados para compor a classe agricultura que ocupa aproximadamente 12% da área. Os campos de pastagens, a agricultura e o solo exposto são as principais fontes de poluição difusa das águas distribuídas por toda bacia (FIGURA 6).

A mineração e a ocupação urbana têm baixos valores percentuais na área, menos de 2% juntos, e representam as principais fontes de poluição pontual, devido aos lançamentos de esgotos e efluentes urbanos e industriais na região. A mineração, com cerca de 1,5% da área da bacia, também pode ser considerada como fonte não pontual por causa da exploração das rochas e da calcinação, que provocam poluição atmosférica, podendo poluir posteriormente solos e corpos d'água.

O percentual da área ocupada por maciços e vegetação em conjunto é de quase 39%, representados por áreas que não se caracterizam como fontes poluidoras. O mapa não permite visualizar claramente a presença de matas ribeirinhas e essa foi identificada em detalhe juntos aos pontos do monitoramento somente quando necessário. O plantio de eucalipto ocupa 2%, os corpos d'água, nuvens, sombras e os polígonos não classificados foram agrupados na classe outros e somam aproximadamente 4% do total.

O mapa da FIGURA 6 contém a localização dos pontos de monitoramento de água no curso principal do rio São Miguel. As áreas de contribuição à montante de cada ponto até o limite com as áreas do ponto de monitoramento imediatamente a montante foram quantificadas. A área mais extensa é do ponto SM 05 (42% da área da bacia), seguida pelos pontos SM 01 (20%), SM 04 (17%), SM 02 (14%) e SM 03 (5%), a área à jusante de SM 05 corresponde ao restante (2%).

5.1.1 Ocupação urbana

A bacia hidrográfica do rio São Miguel possui uma baixa proporção de ocupação urbana, são 2,6km² que representam 0,5% da sua área total. Uma mancha urbana se localiza a NE da bacia na área do ponto SM 05, estando muito distante deste ponto de monitoramento. Ela corresponde a uma parte do centro urbano de Arcos. A outra corresponde ao centro urbano de Pains, localizado na área do ponto SM 03, ponto que dista 1,5km da cidade (FIGURA 6).

O abastecimento no município de Pains é feito com água captada em mina situada na margem esquerda do rio São Miguel, próximo ao centro urbano, onde a vazão é de 80m³/hora (MENEGASSE *et. al.*, 2002). O consumo total de água tratada na cidade no ano de 2004 foi de 658.831m³, sendo o volume mensal aduzido, tratado e distribuído de aproximadamente

55.000m³ por mês. Isto significou um consumo por habitante de 290L/hab/dia (SAAE, 2004). Do total da população urbana do município, cerca de 5.600 habitantes em 2000 (IBGE, 2005), 77% é abastecida pela rede geral, 21% por poços artesianos e menos de 2% por outras formas de abastecimento. Cerca de 70% dos domicílios possuíam rede geral de esgoto em 2000 (IBGE, 2005). Os efluentes são lançados diretamente nos corpos d'água e nos sumidouros, e não há estação de tratamento de esgoto (SAAE, 2004).

O desconhecimento de conexões e fluxos subterrâneos, comuns no carste, significa uma predisposição e vulnerabilidade à contaminação do manancial de abastecimento. FÉLIX e FREITAS Jr. (2000) detectaram presença de traçador⁴¹ injetado em sumidouro em área de pastagem e que ressurgiu na mina São Miguel, no entanto não foram quantificadas as concentrações. Persistem ainda lacunas de estudos detalhados destas rotas, relevantes do ponto de vista do abastecimento do local.

5.1.2 Agricultura e Pecuária

A substituição da vegetação natural de campo cerrado por campos utilizados para pecuária e para agricultura expressa a alteração antrópica da paisagem. A pecuária bovina é desenvolvida na região desde o século XVIII, comprovada por cartas de sesmarias (BARBOSA, 1971). Em 2003, eram 47 mil cabeças contabilizadas nos municípios de Arcos e Pains⁴² (IBGE, 2005). Esta atividade demanda ampla extensão areal pela forma extensiva da criação e os campos de pastagem se distribuem entres as áreas dos pontos nos seguintes percentuais em relação à área total da bacia: 18% no SM 05, 8% no ponto SM 01 e o mesmo percentual no SM 04, 4% no SM 02 e 2% no SM 03, totalizando 40% da área total.

LAGES *et. al* (2005) realizaram um mapeamento de potencial agrícola contemplando parte da bacia e classificaram como aptas para lavoura com algum tipo de manejo aproximadamente 80% da área mapeada. Foi considerado que os solos se encontram relativamente pouco utilizados, comparando-se o potencial agrícola com o aproveitamento dos mesmos. A área na bacia efetivamente utilizada para a agricultura é de aproximadamente 70 km² (13%), cujos percentuais em relação a esta área nas áreas dos pontos são: 57% no ponto SM 05, 14% nos pontos SM 01 e 04 (cada), 10% no SM 02 e 5% no SM 03.

⁴¹ Substância utilizada em técnica para conhecimento da dinâmica de fluxos de águas subterrâneas.

⁴² Pains possui cerca de 60% da área de seu município inserido na bacia do rio São Miguel e Arcos cerca de 40% (CHEREM, 2006)

Na FIGURA 6 é possível visualizar a predominância dos campos de pastagens (legenda verde claro) e das áreas para agricultura (legenda amarela) nas porções norte, leste (áreas do SM 05) e sul (áreas do SM 01). Na parte leste, o contexto geológico, geomorfológico e pedológico predispõe estas atividades econômicas. Conforme relatado na caracterização da área, as rochas do Complexo granito-gnáissico arqueano se apresentam bastante alteradas (saprolitizadas) e formam a base da seqüência metassedimentar do Grupo Bambuí (FÉLIX e FREITAS Jr., 2000). É nesta parte, que o rio Candongas drena em uma depressão correspondente ao graben pleistocênico, bordejado a nordeste por escarpas suaves sobre gnaisses e cobertura de pelitos, e a sudoeste por escarpa contínua de calcário (SAADI *et al.*, 1998). Os Latossolos - Vermelho Escuro, Vermelho Amarelo - predominam nesta sub-bacia do rio São Miguel em fases de relevo suave ondulado e ondulado, sendo considerados aptos para lavoura, somente tendo a acidez do solo como fator limitante, dependendo exclusivamente do uso de corretivos agrícolas para sua utilização (LAGES *et al.*, 2005). Na parte norte da bacia, a fácies pelítica do Grupo Bambuí foi mapeada na base e constitui-se de rochas terrígenas com granulometria argila e silte, apresentando diagênese avançada ou metamorfismo incipiente (FÉLIX e FREITAS Jr., 2000). Os pelitos de fraca resistência ao intemperismo resultaram numa morfologia de relevo com as mais significativas extensões de áreas planas da bacia, entremeadas por colinas de encostas suaves. Nestas áreas predominam a agropecuária e a agricultura, que inclui culturas diversas e cultivo de arroz nas planícies aluviais do baixo rio Candongas e baixo rio São Miguel (SOARES, 2004), que são visualizadas na FIG.6 e estão na região do ponto SM 05.

Nos pontos SM 02, 03 e 04 a vegetação ribeirinha está presente nas margens do rio, nos trechos próximos e a jusante dos pontos SM 01 e 05, ela foi retirada por força do uso agrícola ou das pastagens.

No carste, na parte centro sul do mapa (áreas dos pontos SM 01, 02, 03, 04), as dimensões das áreas de agricultura são inferiores às observadas na bacia do rio Candongas (SM 05). Entremeadas aos afloramentos rochosos cársticos, a agricultura e o pasto muitas vezes se restringem ao fundo de dolinas.

Os dados do IBGE (2005) para os municípios de Arcos e Pains mostram que a produção agrícola se baseia no milho, além de feijão, arroz, cana e tomate (os dois últimos em Arcos). No período de 1970 a 2000, em ambos os municípios, a população rural teve um decréscimo vertiginoso, respectivamente 60% e 50%, devido principalmente à modernização das técnicas de plantio (IBGE, 2005).

O incremento da silvicultura de eucalipto ocorrida na região nos últimos anos se verifica em toda a bacia e destaca-se na porção sul desta (FIGURA 6). Boa parte da produção é utilizada como material comburente na calcinação das rochas carbonáticas.

5.1.3 Indústria e Mineração

A distribuição espacial dos maciços rochosos é visualizada numa faixa de orientação SE/NW, localizada na porção central da bacia (legenda marrom na FIGURA 6). A fácies carbonática, com litofácies calcárias e dolomíticas, é a unidade litológica de maior distribuição e espessura dentro da bacia hidrográfica (FÉLIX e FREITAS Jr., 2000). Elas concentram as feições cársticas exuberantes como torres, dolinas, uvalas, sumidouros, drenagem subterrânea, além da maioria das cavidades subterrâneas (SAADI *et al.*, 1998; PIZARRO, 1998). Os maciços rochosos do carste ocupam uma área de aproximadamente 60km² (11% do total da bacia), desta área 40% estão nas áreas do ponto SM 05, 22% no SM 02, 18% no SM 04, 15% no SM 01 e 5% no ponto SM 03.

Localizados nas proximidades destes afloramentos rochosos carbonáticos, os argissolos (antigo podzólicos) são os solos de maior abrangência. A aptidão agrícola é regular, pois tem como fator limitante a morfologia de relevo ondulado nos Argissolos Vermelhos Eutróficos típicos, tornando-os mais susceptíveis à erosão que os Argissolos Vermelhos Eutróficos latossólicos, localizados em relevos moderadamente ondulados (LAGES *et al.*, 2005). A exploração agrícola nestas áreas é baixa, se comparada aos latossolos, devido à morfologia do relevo em que ocorrem normalmente, o que não lhes confere atividade econômica agrícola expressiva.

Também associada aos afloramentos rochosos, ocorre a vegetação de Floresta Estacional Decidual conhecida como Mata de Seca, e localmente denominada “Mata de Pains”⁴³. Ela não está diferenciada da legenda vegetação, porém é possível associar as manchas verdes escuras da legenda com as manchas marrons no mapa da FIGURA 6. O sistema de drenagem com presença de sumidouros e circulação de água subterrânea aliado ao período de seca, acentuam o baixo teor de água que percola no solo e lhe imprime o caráter estacional das árvores neste tipo de vegetação, que reveste os terrenos calcários. A fisionomia é sempre verde nos meses chuvosos e completamente seca com queda total das folhas do

⁴³ Na FIGURA 6 não foi possível separar claramente vegetação e mata seca, porém estas estão normalmente associadas à presença dos afloramentos.

estrato dominante nos períodos de estiagem, de junho a outubro (BRASIL, 1983). A presença da mata seca em áreas contíguas representa porções onde a mineração não conseguiu avançar.

A classe da vegetação no mapa é um agrupamento da mata seca com a mata de cerrado e ocupa 135 km² de área na bacia (27% do total), e se distribui com 40% desta área no ponto SM 05, 25% no SM 01, 15% no SM 04 e SM 02 (cada) e 5% no ponto SM 03.

Junto dos maciços e sua vegetação associada (mata seca), áreas de mineração sobressaem como atividade econômica expressiva nestes locais (legenda cinza na FIGURA 6). A extração de rochas carbonáticas (calcário e dolomito) promove a destruição dos maciços e devastação das matas. A pequena extensão areal da mineração representa 1,5% da área da bacia, que se concentra em grande parte no ponto SM 05, seguido pelo ponto SM 02. Nos outros pontos ela é mais resumida, onde ocorrem pequenas extrações e calcinadoras, cujo mapeamento é dificultado nesta escala de análise.

Os principais processos envolvidos na mineração, além da extração das rochas são: britagem, moagem, calcinação (queima) e hidratação do calcário. A extração, britagem e a moagem são responsáveis pela emissão de poeiras e particulados na atmosfera. A calcinação implica em tratamento térmico da rocha e elimina substâncias voláteis, a ação intensa do fogo e do calor converte o material rochoso em partículas e causa poluição atmosférica.

O poço artesiano é o tipo mais comum de captação de água pelas indústrias mineradoras, que também é feita em cisternas, dolinas, tanques de captação de águas pluviais, lagoas represadas e nos próprios rios (São Miguel e Candongas) para os usos menos exigentes.

Os usos da água pelas mineradoras se dão para o consumo humano, higiene, irrigação de plantas, limpeza de instalações e dessedentação de animais. No processo produtivo, utiliza-se a água para extração e britagem da rocha, redução de poeira no ar, resfriamento de caldeiras e fornos de calcinação, hidratação do calcário, lavagem de equipamentos e de veículos. Os usos que demandam maior quantidade de água são a aspersão de água nas áreas de tráfego de veículos (estradas) e a aspersão em instalações, sendo utilizados dezenas de milhares de litros por dia.

Em algumas mineradoras de maior porte, a água é reutilizada para lavagem de veículos, o que é prática ainda pouco comum na região. Perdas por evaporação ocorrem no processo de britagem e em tanques de decantação ou tanques utilizados para secagem de carbonato de cálcio. Os sistemas de tratamento de efluentes são poucos e constituem tanques de decantação ou apenas reaproveitamento direto da água. Os destinos dos efluentes são esgotos, fossa séptica e sumidouros.

O impacto ambiental da mineração nas águas pode se dar pela remoção de solo e conseqüente erosão, na qual os sedimentos são carregados para os corpos d'água, podendo resultar no assoreamento de dolinas e no aumento da dureza da água.

Outra forma de poluição das águas pode decorrer de forma indireta, com a presença de elementos na água provenientes da queima de combustíveis para calcinar a rocha, feita com materiais diversos, que podem deixar resíduos indesejáveis na água. BORGHETTI (2002) estudou a distribuição e concentração de metais pesados em área que abrange uma parte da bacia hidrográfica do rio São Miguel nos municípios de Pains e Córrego Fundo. A área concentra 4 pedreiras de exploração de matéria-prima para calcinação, 16 fornos artesanais (fornos de barranco) e 10 indústrias calcinadoras. Os materiais comburentes usados incluem madeiras (árvores nativas de cerrado e eucaliptos), resíduos de plástico, aparatos de borracha, óleos residuais, papéis aluminados e pneus. A ausência de filtros na maioria das calcinadoras implica em poluição atmosférica por causa da volatilização de elementos que podem atingir os corpos d'água de forma direta ou indireta, que pode acontecer com a lixiviação e transporte destes elementos dos solos e altos topográficos.

BORGHETTI (2002) identificou concentração acima do nível natural ("background") de Cd nos solos. Além deste elemento, Co, Cr, Ni, Pb, próximo às calcinadoras indicaram proveniência devida à atividade antrópica (calcinação). O Cu, Pb e Zn refletiram influência na sua distribuição do estrato rochoso, os 2 últimos se devem às concentrações primárias da mineralização do calcário.

Os metais pesados Cd, Pb e Zn foram aqueles nos quais a preocupação recaiu nas análises de amostras do monitoramento regular nos 5 pontos no rio São Miguel. Foram feitas coletas em ambientes hídricos cársticos como dolinas com água e também em lagos para verificar as suas presenças bem como de outros elementos⁴⁴ na água. A localização destes pontos se deu nas proximidades das empresas calcinadoras junto às áreas de mineração (legenda cinza na FIGURA 6).

⁴⁴ Al, Ba, Co, Cr, Cu, Fe, Mg, Mn, Ni, Ti.

5.2 Informações hidrológicas da bacia

Neste tópico são apresentados os resultados relativos ao tratamento dos dados hidrológicos de pluviometria na bacia, vazões nos pontos de monitoramento e parâmetros de qualidade da água nas nascentes e na estação Calciolândia. Estas informações foram utilizadas nas interpretações dos resultados do monitoramento no rio São Miguel.

5.2.1 Pluviometria e vazões

A alta bacia hidrográfica do rio São Francisco se insere na Unidade de Planejamento e Gestão dos Recursos Hídricos – UPGRH (segundo a classificação do IGAM) denominada São Francisco Sul (SF01) da rede de monitoramento hidrometeorológica nacional. A estação pluviométrica de Arcos (Código 02045010) é operada pela CPRM e está próxima da bacia hidrográfica do rio São Miguel. A precipitação total nos 12 meses no período do monitoramento foi de 1307mm, inferior à média anual da série histórica (1975 – 2005), que é de 1373mm⁴⁵. O período foi caracterizado por verão mais seco que da série histórica e nos meses de novembro a fevereiro choveu menos que a média, e em janeiro se deu a maior diferença (115mm). Os meses que choveram acima da média foram setembro e março, com aproximadamente 60mm cada.

Foi contabilizada a precipitação total compreendida entre duas campanhas de campo e não o volume total de cada mês, pois as coletas ocorreram em dias diferentes (entre os dias 11 e 23 de cada mês). O GRÁFICO 1 apresenta a precipitação no dia da coleta (números), a precipitação no mês (coluna cinza clara), a precipitação acumulada (coluna cinza escura) e as vazões médias mensais (eixo das ordenadas à direita). As informações foram utilizadas para verificar a influência da precipitação e da vazão nas variações dos parâmetros de qualidade de água monitorados no rio.

A média mensal das vazões, somando-se os valores dos 5 pontos, decresceu a partir de maio e atingiu o menor valor em outubro. Os aumentos mais significativos da precipitação acumulada se deram a partir de novembro, estendendo-se até março. As maiores vazões ocorreram em dezembro e março (próximas a 6m³/s), em dias que as precipitações

⁴⁵ Os dados ainda não foram publicados.

coincidiram com os momentos das coletas, porém com totais diários diferentes (GRÁFICO 1).

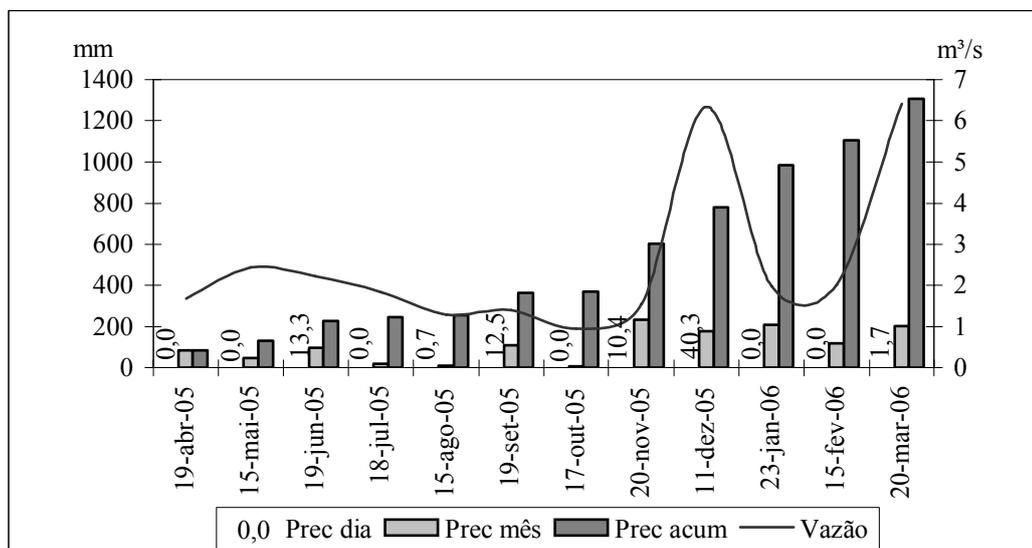


GRÁFICO 1 - Pluviometria e média das vazões mensais

Prec dia – precipitação no dia; Prec mês – precipitação no mês;

Prec acum – precipitação acumulada

Fonte: CPRM⁴⁷

As vazões médias em cada ponto do monitoramento aumentam de montante para jusante, do SM 01 ao SM 05, respectivamente, a saber (em m³/s): 0,45; 1,31; 1,73; 2,24 e 6,35. A proporção do incremento foi de quase 3 vezes entre os pontos SM 01 e 02, e entre SM 04 e 05. Entre os pontos SM 02 e 03 e SM 03 e 04 o aumento proporcional foi de 1,3 vezes (cada).

5.2.2 Reconhecimento do estado “natural” das águas

A coleta de amostras em 3 surgências perenes (nascentes) se deu em locais com baixa presença de pressão antrópica. Houve dificuldade de escolha destes pontos, uma vez que as surgências mais acessíveis normalmente estão sujeitas à contaminação, principalmente por ausência de vegetação no entorno, pastagens ao redor e acesso livre do gado à água. Surgências que supostamente sofrem pouca ou nenhuma pressão antrópica são de difícil acesso e se localizam no interior de maciços calcários, dificultando a coleta e a entrega para análises em tempo hábil.

O ponto NV é o mais preservado, uma vez que o proprietário cercou a nascente e plantou espécies nativas ao redor. O ponto LT se encontrava em boas condições de

preservação, possuindo vegetação no entorno (a cerca foi feita posteriormente à coleta da amostra). O ponto QS não possui cerca, porém situa-se no interior de maciço em condições de acesso mais restritas o que dificulta a frequência de pessoas no local.

Os trabalhos de campo foram realizados após o final da estação de chuvas (23-04-2006) e na estação seca (14-09-2006). Foram analisados 11 parâmetros da campanha do monitoramento regular ao longo do curso principal do rio São Miguel. O objetivo destas análises foi de servir como referência à condição de qualidade “natural” das águas na bacia. Os resultados são apresentados na TABELA 5.

TABELA 5 - Resultado das análises nas surgências

| Parâmetro | NV | | LT | | QS | |
|------------------|-------------|-------------|-------------|-------------|---------|----------|
| | abril | setembro | abril | setembro | abril | setembro |
| CE (mS) | 3,2 μ S | 2,8 μ S | 6,1 μ S | 6,8 μ S | 0,338mS | 0,353mS |
| Turbidez (NTU) | 1,96 | 1,1 | 2,15 | 6,19 | 1,31 | 1,86 |
| Cd Total (mg/L) | <0,0005 | <0,0005 | <0,0005 | <0,0005 | <0,0005 | <0,0005 |
| Pb Total (mg/l) | <0,005 | <0,005 | <0,005 | <0,005 | <0,005 | <0,005 |
| CT (NMP/100ml) | <2 | 20 | <2 | <2 | 80 | <2 |
| DBO (mg/L) | <2 | <2 | <2 | 2 | 3 | 2 |
| DQO (mg/L) | <5 | <5 | <5 | 18 | <5 | <5 |
| P Total (mg/L P) | 0,03 | 0,03 | 0,02 | 0,08 | 0,27 | 0,05 |
| Nitrato (mg N/L) | 0,03 | 0,13 | 0,04 | 0,02 | 0,3 | 0,02 |
| Zn Total (mg/L) | 0,03 | 0,02 | 0,16 | 0,02 | 0,09 | 0,05 |

Nota-se a diferença na ordem de grandeza da condutividade elétrica entre os pontos NV e LT em relação ao QS. Isto se explica principalmente pelo contexto litológico distinto, já que o primeiro (NV) se localiza em cobertura detrítica terciária (total ou parcialmente lateritizada), o segundo (LT) nos metapelitos terrígenos do Grupo Bambuí e o terceiro (QS) no dolomito estromatolítico do Grupo Bambuí (FÉLIX e FREITAS Jr., 2000). Neste caso, NV e LT se encontram em locais onde o substrato rochoso é mais resistente ao intemperismo que no ponto QS, onde as rochas apresentam maior solubilidade e baixa resistência ao intemperismo, resultando em concentrações superiores de íons na água.

Alguns resultados sugerem alterações das condições naturais. O inesperado número de CT (80 NMP/100ml) e do PT (0,27mg/L P) no ponto QS na primeira coleta, pode indicar que se trata de uma ressurgência, não sendo conhecido o seu sumidouro ou que as águas recebem contribuições da zona vadosa, por onde a água superficial (escoada de campos de pastagens p.ex.) infiltra, reforçando a idéia da vulnerabilidade das águas subterrâneas cársticas à contaminação, uma vez que estas rotas não são conhecidas.

O número de CT (20 NMP/100ml) na segunda coleta no ponto NV provavelmente se deve às causas naturais, possivelmente a excrementos de animais como pássaros (WHO,

1993), pois a nascente é cercada, o que impede a presença de gado e o acesso de pessoas é restrito. A turbidez na segunda coleta em LT (6,19 NTU) pode ser devida à sua proximidade ao campo de pastagem.

Os parâmetros pH e OD não foram obtidos nestas nascentes devido a problemas de funcionamento dos aparelhos nas etapas de campo⁴⁶. Além destas surgências, os valores obtidos por FÉLIX e FREITAS Jr. (2000) nas minas de São Miguel, no bairro Alvorada e na Vila Costina, todas no contexto litológico de rochas carbonáticas auxiliam na composição do quadro natural das águas. A média aritmética dos valores de parâmetros de qualidade da água de 10 amostras dessas nascentes medidas de 1997 a 2000 foi: pH – 7,68, CE – 0,418 mS e turbidez – 2,361 UNT. Não foi encontrado um valor de base de concentração de OD em águas de nascentes na bacia. Um sugestivo valor é dado por JACOBSON e LANGMUIR (1970) que obtiveram média de 7,7 mg/L de OD para águas de surgências (nascentes) cársticas na Pennsylvania - EUA.

Para otimizar as análises dos resultados, foram enfocados para comparação, quando necessário, os parâmetros que constam na TABELA 5 e se apresentaram fora dos padrões legais nos 5 pontos do curso principal durante o monitoramento.

5.2.3 Qualidade das águas na Estação Calciolândia

No rio São Miguel, o início do monitoramento da qualidade das águas realizado pelo IGAM com o Projeto Águas de Minas se deu no ano de 2000 na estação Calciolândia - código SF 002A (mesmo local da estação fluviométrica). Até o momento se encontram disponibilizados os dados até o ano de 2004. São realizadas 4 campanhas trimestrais a cada ano para análise de parâmetros de qualidade de água. As campanhas chamadas de completas se dão no verão e inverno e contemplam análises de 50 parâmetros e nas campanhas intermediárias 18 parâmetros são analisados (IGAM, 2005). A TABELA 6 apresenta uma estatística descritiva das medidas de tendências centrais de parâmetros utilizados no trabalho.

Elevados valores de condutividade elétrica, alcalinidade, dureza e sais dissolvidos (cálcio principalmente), característicos das águas no carste de rochas carbonáticas, destacam as águas do rio São Miguel regionalmente. Somente o primeiro destes parâmetros foi contemplado na pesquisa. As informações da TABELA 6 também foram utilizadas quando

⁴⁶ Os problemas ocorreram nas sondas do oxímetro e do peagâmetro. Após sucessivos contatos com a empresa fornecedora não foi obtido nenhum sucesso no conserto dos equipamentos, que permaneceram defeituosos e impossibilitaram uma volta aos locais para conseguir as medidas destes parâmetros.

necessário como base comparativa para interpretação dos resultados do monitoramento nos 5 pontos.

Os usos da água levantados no rio São Miguel são para abastecimento doméstico e industrial, dessedentação de animais, irrigação, pesca e recreação de contato primário. Os parâmetros com maior frequência de desconformidade legal⁴⁷ foram coliformes fecais, índice de fenóis, fosfato total. Eles estão muitas vezes relacionados à descarga de esgotos sanitários do centro urbano de Pains, sem tratamento prévio. Foram detectadas as presenças de cádmio (em 2000), óleos e graxas (2002) e de mercúrio (2004, relacionado à garimpos e extrações de areia).

O pH sempre esteve entre 6 e 9, portanto, dentro dos padrões aceitáveis, o Oxigênio Dissolvido –OD- esteve inferior para o limite da classe 1 por 2 vezes (janeiro e outubro de 2003) e a turbidez excedeu o limite para classe 1 em janeiro de 2002.

O Índice de Qualidade das Águas (IQA) sempre esteve em nível médio (60 a 80%) com tendência a piorar com o aumento da vazão média no rio (cargas difusas de poluição), a contaminação por tóxicos se manteve normalmente no nível médio, esteve no nível alto em 2000 por causa do cádmio, e em 2004 por causa de mercúrio.

TABELA 6 - Estatística de parâmetros de qualidade de água na Estação SF 002A – Calciolândia – 2000 a 2004

| | OD | Turbidez | Colif Fecal ⁴⁸ | P total | Zn Total |
|--------------------------|------|----------|---------------------------|---------|----------|
| Unidade | mg/L | UNT | NMP/100ml | mg/L | mg/L |
| n | 20 | 20 | 20 | 20 | 20 |
| Média Aritmética | 6,58 | 8,56 | 3753,0 | 0,05 | 0,06 |
| Média Geométrica | 6,55 | 5,71 | 1486,85 | 0,04 | 0,05 |
| Mediana | 6,5 | 5,8 | 1500,0 | 0,0 | 0,06 |
| Mínima. | 5,5 | 1,2 | 30,0 | 0,0 | 0,02 |
| Máxima | 8,1 | 49,4 | 30.000,0 | 0,1 | 0,17 |
| Desvio Padrão | 0,63 | 10,64 | 6687,48 | 0,02 | 0,035 |
| Coefficiente de Variação | 0,10 | 1,24 | 1,781 | 0,41 | 0,590 |

Fonte: IGAM (2005)

⁴⁷Os relatórios se baseiam ainda nos padrões para enquadramento na classe 2 da resolução 020/86 do CONAMA.

⁴⁸ Coliformes Fecais (o mesmo que Coliformes Termotolerantes).

5.3 Influências antrópicas nos parâmetros de qualidade da água na bacia

Neste tópico são demonstrados e discutidos os resultados dos parâmetros de qualidade de água que tiveram alterações relacionadas às atividades antrópicas na bacia hidrográfica do rio São Miguel. Os parâmetros que serão discutidos são: Coliformes Termotolerantes (CT), Oxigênio Dissolvido (OD), Fósforo Total (PT), Turbidez, Zinco (Zn) e Cádmio (Cd). Os resultados de todos os parâmetros utilizados no monitoramento se encontram no APÊNDICE C.

5.3.1 Coliformes termotolerantes

Os resultados das concentrações de Coliformes Termotolerantes - CT - registrados nos pontos de monitoramento atingiram valores superiores aos das nascentes. Nestas, em 4 das 6 amostras os números mais prováveis (NMP) foram inferiores a 2, nas outras 2 amostras os números foram de 20 e 80NMP/100ml, respectivamente em NV e QS (TAB. 5). Nos pontos no rio, as concentrações atingiram a ordem de magnitude de dezenas de milhares de NMP/100ml, o que denota alterações na qualidade da água natural. Os resultados de CT nos pontos e a estatística descritiva se encontram na TABELA 7.

Considerando os valores dos 5 pontos, as médias geométricas mensais⁴⁹ de CT mais elevadas ocorreram nos dias em que houve precipitação no momento da coleta, em março e dezembro (TAB. 7). Esta relação direta foi apontada no trabalho de DUSSART-BAPTISTA *et al.* (2003) e LITTLE *et al.* (2003) que observaram picos nas concentrações de CT durante eventos chuvosos. Nos meses de junho, setembro e novembro que tiveram registro de chuvas no dia (GRÁF. 2), a precipitação não ocorreu no momento da coleta não se verificando elevação de CT. A exceção se deu no ponto SM 03 em setembro, quando as concentrações atingiram o valor da máxima registrado no ponto e em todo rio, mesmo sem chuva na hora da coleta.

A precipitação em dezembro elevou a concentração de CT em todos os pontos (TAB. 7). O incremento nas águas sugere a existência de coliformes armazenados nos solos

⁴⁹ A variação ampla dos valores de CT em diversas ordens de magnitude, por vezes, demanda a utilização da média geométrica que expressa melhor a medida de tendência central que pode ser distorcida na média aritmética pelo valor máximo. Neste caso, a média geométrica expressa a média nos 5 pontos no dia da coleta, para os outros parâmetros (adiante) nesta mesma coluna foi utilizada a média aritmética.

TABELA 7 - Coliformes termotolerantes (NMP/100ml) e estatística descritiva

| | SM 01 | SM 02 | SM 03 | SM 04 | SM 05 | Média ⁵¹ |
|--------------------------|---------|--------|----------|---------|--------|---------------------|
| 19/abr | 130 | 130 | 5000 | 2200 | 110 | 459 |
| 15/mai | 800 | 500 | 16000 | 110 | 230 | 695 |
| 19/jun | 280 | 70 | 170 | 1100 | 350 | 264 |
| 18/jul | 1700 | 1100 | 21 | 19 | 140 | 160 |
| 15/ago | 140 | 350 | 11 | 170 | 110 | 100 |
| 19/set | 230 | 220 | 90000 | 1300 | 80 | 861 |
| 18/out | 220 | 170 | 17000 | 50 | 500 | 437 |
| 20/nov | 11 | 170 | 1600 | 110 | 220 | 149 |
| 11/dez | 1600 | 1600 | 1600 | 1600 | 1600 | 1600 |
| 23/jan | 230 | 170 | 13000 | 130 | 700 | 541 |
| 15/fev | 500 | 230 | 90000 | 280 | 220 | 914 |
| 20/mar | 30000 | 500 | 50000 | 3000 | 1100 | 4772 |
| Estatística descritiva | | | | | | |
| n | 12 | 12 | 12 | 12 | 12 | |
| Média Aritmética | 3113 | 311 | 24089 | 547 | 266 | |
| Média Geométrica | 408 | 290 | 3077 | 318 | 288 | |
| Mediana | 230 | 195 | 5000 | 150 | 220 | |
| Mínima. | 11 | 70 | 11 | 19 | 80 | |
| Máxima | 30000 | 1600 | 90000 | 3000 | 1600 | |
| Desvio Padrão | 8930,08 | 292,84 | 36617,03 | 1018,38 | 314,19 | |
| Coefficiente de Variação | 2,87 | 0,94 | 1,52 | 1,86 | 1,18 | |

associada à capacidade de movimentação destes organismos por mecanismos de transporte hidrológicos (HUNTER *et. al.*, 1999). Apesar de não ter sido feita a contagem de *streptococcus* fecais, impossibilitando a separação da origem humana ou animal, é possível sugerir fontes não pontuais de poluição do meio rural ao longo dos trechos fluviais nos pontos SM 01, 02 e 05, uma vez que estes pontos estão distantes do centro urbano de Pains. As fontes de poluição podem ser devidas à pecuária bovina e a conseqüente presença de CT nos solos oriundo material fecal animal. Reforça esta idéia o fato da maior freqüência de valores até 1000 NMP/100ml de CT ter ocorrido nos pontos SM 01 (75%), SM 02 (84%) e SM 05 (84%). Nestes pontos, nos dias sem precipitação no momento de coleta, os valores não ultrapassaram esta ordem de grandeza, com exceção em julho no SM 01 e 02 (TAB. 7).

A diminuição nas concentrações de CT nos meses mais secos e aumento na época das chuvas foi constatada por HUNTER *et. al.* (1999) e KAY *et. al.* (2005) em bacias hidrográficas na Inglaterra. Porém, isto não pode ser aplicado no caso do rio São Miguel, onde os resultados das médias geométricas de cada mês não permitiram o estabelecimento de nenhum padrão temporal para o comportamento da variável na água.

Nos meses de julho e agosto, houve um decréscimo dos valores de CT no ponto SM 03 em relação aos pontos SM 01 e 02. Não se verificou em nenhum outro parâmetro monitorado uma relação aparente com este acontecimento. Uma possibilidade para explicar a

diminuição de coliformes no ponto SM 03, se refere à dificuldade de sobrevivência e conseqüente morte de organismos CT devido ao lançamento no rio de resíduos industriais. Existem empresas de mineração (calcinação) situadas entre a cidade de Pains e o ponto SM03, representadas no mapa da FIG. 6. Porém, não foi possível identificar qualquer lançamento de resíduos industriais no dia⁵⁰.

A distribuição dos valores de CT nos pontos de montante para jusante do rio, ao contrário do padrão temporal, pode ser definida e representada no GRÁFICO 2⁵¹. Os valores estatísticos à montante e à jusante nos pontos são inferiores aos do ponto SM 03, somente a mínima é exceção. Os valores das medianas demonstram um pequeno decréscimo entre os pontos SM 01 e SM 02 e pequeno acréscimo entre os pontos SM 04 e SM 05. Nestes 4 pontos, as médias geométricas de cada um deles não ultrapassam 500 NMP/100ml (TAB. 7). As diferenças abruptas estão no aumento da mediana entre os pontos SM 02 e SM 03 e no decréscimo também acentuado desta medida para o ponto SM 04.

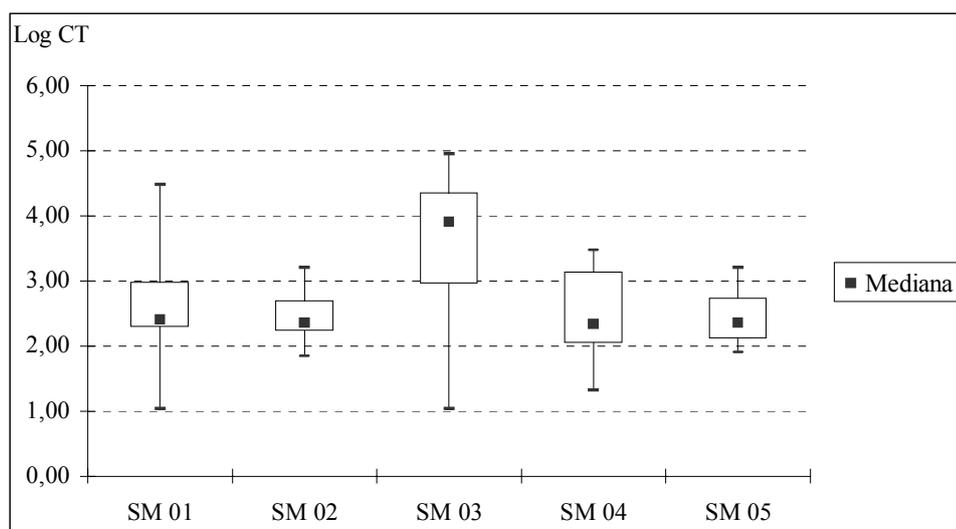


GRÁFICO 2 - Distribuição dos valores de CT nos pontos

A representação do ponto SM 03 indica que há uma deteriorização na qualidade da água no trecho, pois a faixa entre os percentis de 25% a 75% além de mais larga está mais elevada que dos outros pontos (GRÁF. 2). Cerca de 60% das amostras neste ponto tiveram

⁵⁰ Em entrevista com proprietário de empresa localizada na margem esquerda do rio, a jusante da cidade e a montante do ponto SM 03 também não foi possível determinar que tipo de substância é lançada no rio.

⁵¹ Os valores de CT estão em escala log para permitir a visualização de forma adequada. A base e o topo das linhas verticais representam os valores mínimos e máximos, respectivamente. O ponto dentro do retângulo é o valor da mediana. A extremidade inferior e superior dos retângulos representam, respectivamente, o percentil de 25% e 75%, constituindo os valores mais próximos da mediana e indicando onde se situa a medida de tendência central do parâmetro.

contagens acima de 2500 NMP/100ml. Em setembro e fevereiro as concentrações foram de 90.000 NMP/100ml e constituíram os valores máximos registrados (TAB. 7). Em relação a Calciolândia estes números foram superiores ao valor da máxima de 30.000 NMP/100ml, registrada em abril de 2002 (IGAM, 2005).

Dentre os outros pontos do monitoramento, esta ordem de grandeza de dezenas de milhares de CT só foi registrada em março no ponto SM 01, quando a precipitação no dia elevou a contagem de CT a 30.000 NMP/100ml. A fonte de poluição está relacionada à erosão desencadeada pela chuva e ao aumento da turbidez na água, e será discutida no tópico da turbidez adiante.

O ponto SM 04 segue ao SM 03 como o segundo ponto em que a qualidade da água se degrada considerando as medidas de centrais de CT, visualizado pela segunda maior faixa entre os mesmos de 25 % e 75% (GRÁFICO 2). Presume-se que ele ainda sofre influência da deterioração da qualidade da água pelos CT observada no ponto SM 03.

O lançamento de esgotos sanitários e dejetos urbanos de Pains representa a mais significativa fonte de poluição pontual localizada bem proximamente do rio São Miguel, e explica por que os valores de CT são elevados no ponto SM 03. Este padrão espacial de elevação de CT de montante para jusante de centros urbanos é bastante comum. Ele foi o mesmo na cidade de Pardinho verificado por SILVA e SACOMANI (2001), no rio Pardo, em São Paulo, por CARVALHO *et. al.* (2004) no rio Ubá, na cidade homônima em Minas Gerais, e VASCONCELOS *et. al.* (2006) em São Lourenço do Sul, no Rio Grande do Sul.

A presença dos CT nas águas do rio está associada a fontes difusas do meio rural representadas principalmente pela pecuária bovina e a fontes pontuais de lançamento de esgotos da ocupação urbana. FRANCY *et. al.* (2000) ressaltaram, após estudo de contaminação por coliformes realizado em programa nacional de ampla abrangência nos EUA, que áreas urbanas e de agropecuária respondem pelas presenças mais significantes e discerníveis de CT nas águas fluviais. As dificuldades de identificação exata da origem urbana ou agropecuária destas presenças foram apontadas no trabalho de BRION e LINGIREDDY (1999), que desenvolveram modelo para verificar a origem destas fontes, porém há necessidade de quantidade superior de dados e inclusão dos exames de *streptococcus* fecais.

O mapa da FIGURA 7 representa a influência da contaminação bacteriológica do centro urbano de Pains, as classes foram divididas pelas ordens de grandeza da média geométrica dos valores por pontos.

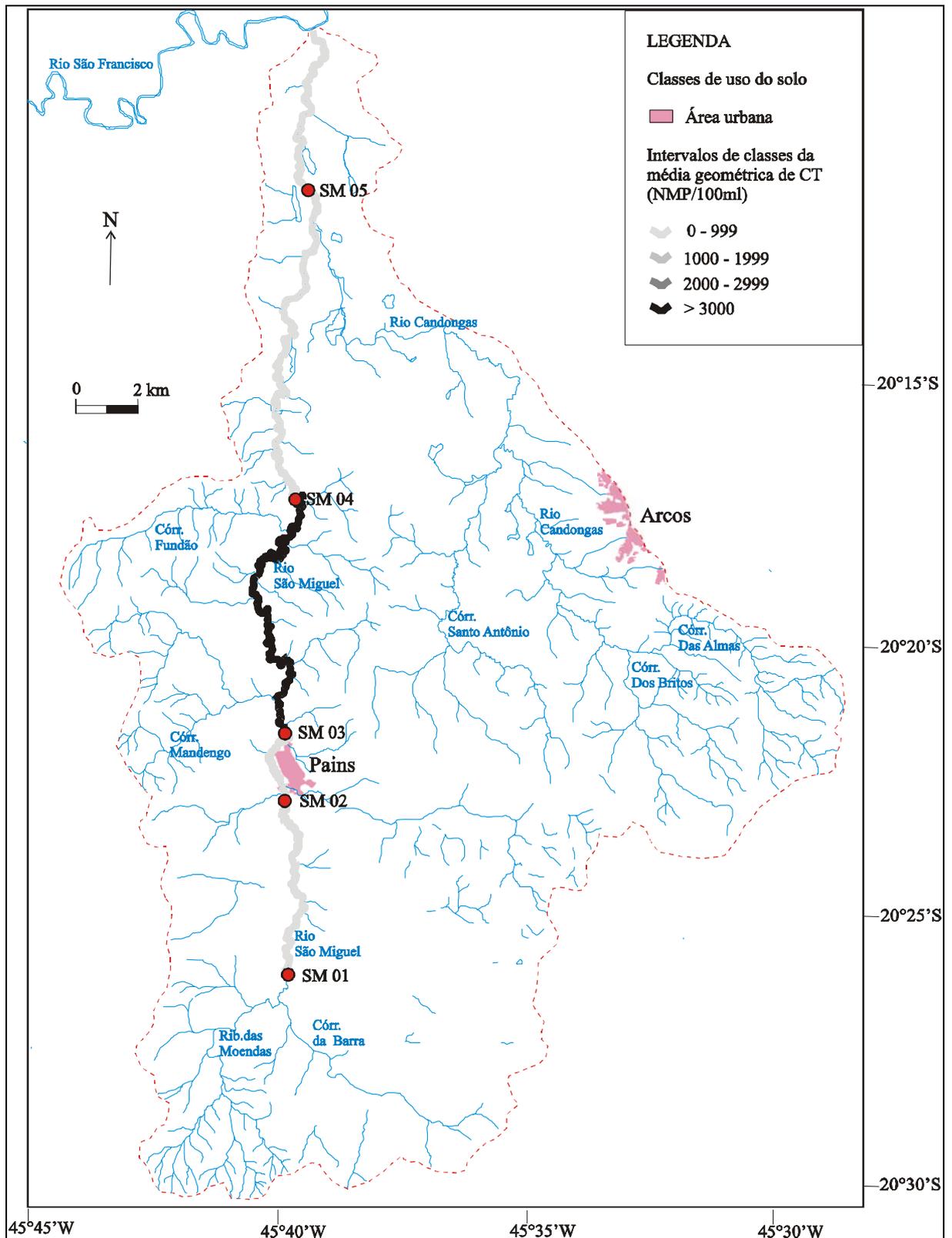


FIGURA 7 - Mapa da distribuição das médias geométricas de CT nos pontos

No rio São Miguel os usos dos solos próximos aos pontos e os valores de CT nas águas permitiram apenas indicar fontes difusas provenientes de pastagens e fonte pontual de centro urbano. As fontes de poluição dos CT nos pontos SM 01, 02 e 05 podem ser relacionadas a atividades agropecuária à montante destes pontos. No ponto SM 03, o rio recebe os despejos de esgotos do centro urbano de Pains, e refletiu neste trecho com os maiores valores de CT.

5.3.2 Fósforo Total

Os resultados das concentrações de Fósforo Total (PT) nos pontos do monitoramento e a estatística descritiva dos mesmos se encontram em TABELA 8. Nas amostras das nascentes, o valor mínimo foi de 0,02mg/l P no ponto LT em abril (TAB. 5) e o máximo foi 0,08mg/l P em setembro no mesmo ponto⁵². A lixiviação de minerais primários, dissolução de compostos do solo e a decomposição de matéria orgânica podem ser a origem da presença do elemento nestas águas (VON SPERLING, 2005). Estes resultados foram superiores aos dos pontos de monitoramento nos meses de maio e abril (exceto do ponto SM 03). Em relação às nascentes, os resultados nos 5 pontos no rio nos outros meses indicam alteração nos níveis de PT das águas naturais (TABELA 8).

Os valores máximos de PT em todos os 5 pontos ocorreram em junho e situaram-se entre 0,30 e 0,50 mg/L (TAB. 8). A explicação para este pico em conjunto pode estar no fato de que grande proporção do transporte de PT no solo ocorre durante algumas precipitações, conforme relataram ELLISON e BRETT (2006), em bacias hidrográficas nos EUA. Apesar de não ter chovido no momento da coleta das amostras no rio São Miguel, a situação se assemelha ao verificado por LITTLE *et al.* (2003). Eles relacionaram as maiores elevações de PT nos rios em áreas agrícolas no Canadá ao escoamento superficial provocado por eventos de chuvas após épocas secas. A variável PT foi correlacionada às fontes não pontuais de agricultura, onde há uso de inseticidas, pesticidas e também à presença de excrementos de animais nos campos de pecuária.

A elevação conjunta, observada em junho nos 5 pontos, se deu após período de seca. A última chuva ocorrera dia 27 de maio, a chuva seguinte somente ocorreu após um intervalo de 23 dias (ANEXO B), quando choveu 13,3mm no dia 19 de junho (dia da coleta). Esta

⁵² Os resultados de PT e CT na nascente QS 01 em abril (TAB. 5) não serão utilizados como base. Eles apresentam valores superiores ao esperado sugerindo presença de material fecal na amostra.

TABELA 8 - Fósforo total em mg/L nos pontos e estatística descritiva

| | SM 01 | SM 02 | SM 03 | SM 04 | SM 05 | Média ⁵³ |
|--------------------------|-------|-------|-------|-------|-------|---------------------|
| 19/abr | 0,01 | 0,02 | 0,14 | 0,04 | 0,02 | 0,05 |
| 15/mai | 0,01 | 0,01 | 0,01 | 0,01 | 0,01 | 0,01 |
| 19/jun | 0,32 | 0,34 | 0,46 | 0,44 | 0,39 | 0,39 |
| 18/jul | 0,13 | 0,15 | 0,09 | 0,18 | 0,14 | 0,14 |
| 15/ago | 0,23 | 0,18 | 0,25 | 0,16 | 0,18 | 0,20 |
| 19/set | 0,08 | 0,08 | 0,15 | 0,08 | 0,08 | 0,09 |
| 18/out | 0,09 | 0,06 | 0,14 | 0,10 | 0,06 | 0,09 |
| 20/nov | 0,15 | 0,13 | 0,10 | 0,12 | 0,11 | 0,12 |
| 11/dez | 0,10 | 0,09 | 0,14 | 0,15 | 0,14 | 0,12 |
| 23/jan | 0,11 | 0,05 | 0,04 | 0,07 | 0,03 | 0,06 |
| 15/fev | 0,10 | 0,10 | 0,11 | 0,08 | 0,05 | 0,09 |
| 20/mar | 0,08 | 0,08 | 0,06 | 0,10 | 0,10 | 0,08 |
| Estatística Descritiva | | | | | | |
| | n | 12 | 12 | 12 | 12 | 12 |
| Média Aritmética | | 0,12 | 0,11 | 0,15 | 0,13 | 0,11 |
| Média Geométrica | | 0,08 | 0,08 | 0,10 | 0,09 | 0,07 |
| Mediana | | 0,10 | 0,09 | 0,14 | 0,10 | 0,08 |
| Mínima. | | 0,01 | 0,01 | 0,01 | 0,01 | 0,01 |
| Máxima | | 0,32 | 0,34 | 0,46 | 0,44 | 0,39 |
| Desvio Padrão | | 0,09 | 0,09 | 0,12 | 0,11 | 0,10 |
| Coefficiente de Variação | | 0,74 | 0,80 | 0,80 | 0,85 | 0,94 |

precipitação possivelmente desencadeou a lixiviação e remoção do elemento do solo e o transporte por escoamento superficial, que segundo NASH e HALLIWELL (2000), é processo principal da entrada de P dissolvido na água,. Este parece ter sido o processo ocorrido na bacia do rio São Miguel em junho, caracterizando a entrada de PT no rio por fontes não pontuais da agricultura, possivelmente devido ao uso de inseticidas, pesticidas, e também por causa de excrementos de animais. A máxima registrada no dia (19 de junho) foi no ponto SM 03, sugerindo que além do escoamento difuso neste ponto, fontes pontuais de lançamento de esgoto do centro urbano de Pains contribuíram com este valor superior aos outros pontos.

De junho a março, da estação seca para a chuvosa, houve tendência de diminuição das concentrações médias de PT obtidas com os 5 valores de cada ponto nos dias de coleta no rio (GRÁFICO 3). Não houve relação significativa de incremento de PT com a vazão, que aumentou na época das chuvas. Dentre as variáveis hidrológicas observadas (precipitação no dia da coleta, entre os dias de coleta e acumulada), o decréscimo da concentração média de PT na água se deu de forma direta com a precipitação acumulada, corroborando a idéia de que o incremento das concentrações de PT na água se deve a lixiviação imposta pelas chuvas apenas no primeiro momento em que elas ocorrem (outubro, novembro e dezembro), e depois

⁵³ Média aritmética.

decrecem por causa da diluição do elemento nas águas com o aumento da vazão (janeiro, fevereiro e março).

Na época seca (de maio a setembro) ocorreram as maiores variações das concentrações médias por pontos nos dias de coleta. Este resultado é concordante com os obtidos por ELLISON e BRETT (2006), que relataram enorme variação de concentrações de PT durante os fluxos de base e a diminuição das concentrações nas chuvas (GRÁFICO 3).

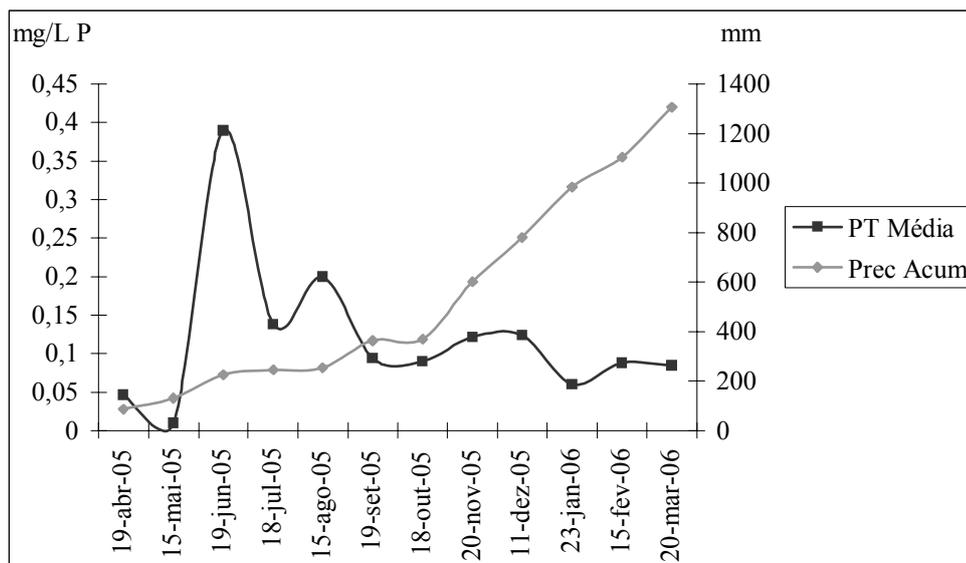


GRÁFICO 3 - Variação mensal da média de PT nos pontos e precipitação acumulada entre os dias de coleta

A distribuição de PT nos pontos de monitoramento no rio foi representada no GRÁFICO 4. Ele exhibe um decréscimo do valor mediano do ponto SM 01 para SM 02, deste ponto para o SM 03 se verifica a única elevação em direção jusante, pois há um decréscimo nesta direção nos valores medianos até o SM 05. Este mesmo padrão é observado no percentil de 25% e nos valores máximos, sendo similar ao padrão espacial de CT. OWENS e WALLING (2002) verificaram em bacia hidrográfica com ocupação urbana elevação significativa de PT de montante assim como observado entre SM 02 e SM03. Os mesmos autores não constatarem o mesmo padrão em bacia hidrográfica em área rural, onde as fontes de poluição difusas contribuem para o aumento de PT em teores de concentrações menores.

O ponto que teve os valores do percentil de 25% a 75% mais elevados foi o SM 04, superior mesmo ao do ponto SM 03, indicando cargas provenientes de áreas de agropecuária, possivelmente de excrementos de animais. O ponto SM 05 teve o maior coeficiente de variação (TAB. 9) e a faixa horizontal mais larga do retângulo percentil de 25% a 75%. Presume-se que a proveniência do PT na água neste ponto se relaciona as atividades agropecuárias (excrementos de animais). Além disto, a maior quantidade das as concentrações

na faixa mediana, indica a possibilidade da influência do uso de fertilizantes nas áreas agrícolas de maiores extensões presentes à montante deste ponto. Devendo-se considerar ainda que estas concentrações (em maior quantidade próximas do valor mediano) são em termos absolutos inferiores às do ponto SM 04, fato que pode estar relacionado a maior vazão no ponto SM 05.

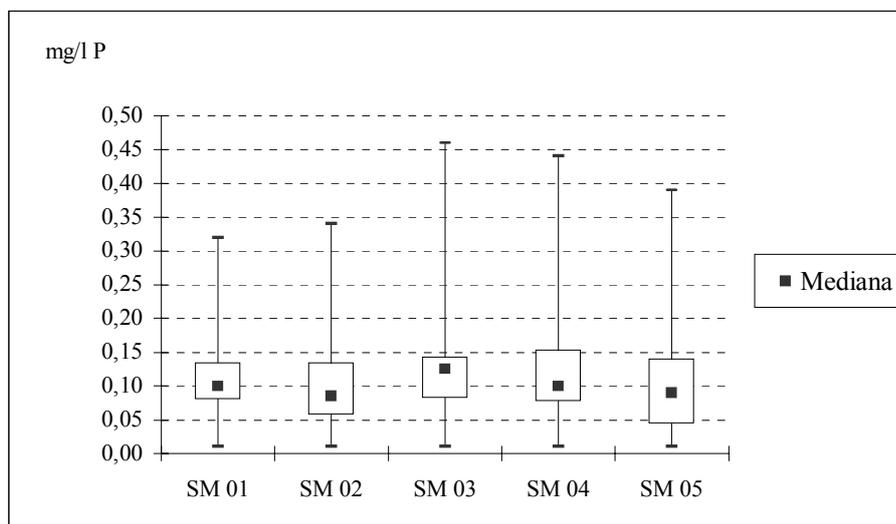


GRÁFICO 4 - Distribuição das concentrações de PT nos pontos

O lançamento de esgotos domésticos, detergentes centro urbano de Pains contribui de forma mais constante e regular em relação aos outros pontos durante todo o ano para entrada de PT no rio. Porém, os valores absolutos observados em junho em todos os pontos do escoamento superficial de fontes difusas da agricultura, representaram as fontes mais significativas para a poluição do curso d'água por este parâmetro.

5.3.3 Oxigênio Dissolvido

Os resultados das medições de OD mensalmente em todos os pontos se encontram na TABELA 9. Os valores dos meses de maio e junho não foram computados devido a erros de leituras do equipamento em campo. Este problema aconteceu novamente nos trabalhos de campo das nascentes e não permitiram estabelecer uma idéia da concentração natural dos níveis de OD. CHAPMAN e KIMSTACH (1996) relatam que em águas não poluídas as concentrações atingem próximo de 10mg/L de OD. HOUSLOW (1995) atribui o valor de 9,1mg/L a concentração de OD em águas naturais a uma temperatura de 20°C. O valor máximo obtido em campo foi de 8,8mg/L no ponto SM 01 em novembro à temperatura de 22°C (APÊNDICE C), superior aos 7,7mg/L obtido por JACOBSON e LANGMUIR (1970)

em nascentes cársticas na Pennsylvania – EUA. Portanto, o dado da máxima no ponto SM 01 serve como a melhor referência para o valor de OD de águas naturais na bacia do rio São Miguel. Os valores na TABELA 9 mostram que há um decréscimo do valor de 8,8mg/L em todos os pontos, indicando mudanças nas condições do parâmetro OD nas águas do rio.

TABELA 9 - Oxigênio dissolvido em mg/L nos pontos e estatística descritiva

| | SM01 | SM02 | SM03 | SM04 | SM05 | Média |
|-------------------------|------|-------|-------|-------|-------|-------|
| 19/abr | 4,4 | 4,2 | 5 | 5,4 | 4 | 4,6 |
| 18/jul | 8,4 | 7,5 | 6,2 | 5,8 | 5,5 | 6,7 |
| 15/ago | 6,8 | 6,4 | 3,7 | 5,7 | 6,2 | 5,8 |
| 19/set | 5,6 | 5,5 | 3 | 5,6 | 5,1 | 5,0 |
| 18/out | 5,5 | 4,9 | 3,9 | 4,9 | 4,8 | 4,8 |
| 20/nov | 8,8 | 7,5 | 6 | 4,6 | 6,5 | 6,7 |
| 11/dez | 6,2 | 6,3 | 6,2 | 7,3 | 7,6 | 6,7 |
| 23/jan | 8,2 | 8,1 | 7,1 | 6,9 | 6,1 | 7,3 |
| 15/fev | 5,6 | 5,2 | 3,4 | 5,5 | 5,5 | 5,0 |
| 20/mar | 7,8 | 7,7 | 5,5 | 6,4 | 6,9 | 6,9 |
| Estatística descritiva | | | | | | |
| | n | 10 | 10 | 10 | 10 | 10 |
| Média Aritmética | | 6,7 | 6,2 | 4,9 | 5,7 | 5,7 |
| Média Geométrica | | 6,6 | 6,2 | 4,8 | 5,8 | 5,7 |
| Mediana | | 6,5 | 6,3 | 5,0 | 5,6 | 5,5 |
| Mínima. | | 4,4 | 4,2 | 3,0 | 4,6 | 4,0 |
| Máxima | | 8,8 | 8,1 | 7,1 | 7,3 | 7,6 |
| Desvio Padrão | | 1,497 | 1,346 | 1,414 | 0,841 | 1,059 |
| Coeficiente de Variação | | 0,222 | 0,218 | 0,286 | 0,146 | 0,186 |

A declividade do canal principal do rio São Miguel exerce pouca influência na variação nos níveis de OD em cada ponto. Ela foi desconsiderada como fator que pudesse proporcionar elevadas velocidades de fluxos e condições de turbulência, que aumentam a condição de aeração por transferência e difusão do oxigênio atmosférico na água, elevando o OD (BROWN, 1988 citado por ARCOVA e CICCIO, 1999).

A média de OD somando os valores dos 5 pontos no dia da coleta variou de acordo com a média das vazões dos pontos, configurando a variação temporal mostrada no GRÁFICO 5. A diminuição da vazão no final da estação seca seguiu de julho a outubro e foi acompanhada pelo decréscimo da concentração de OD. Os meses críticos foram setembro e outubro. A partir de novembro, com o início das chuvas, os valores se elevaram, com exceção do mês de fevereiro, por causa dos elevados valores de CT no ponto SM 03 neste dia.

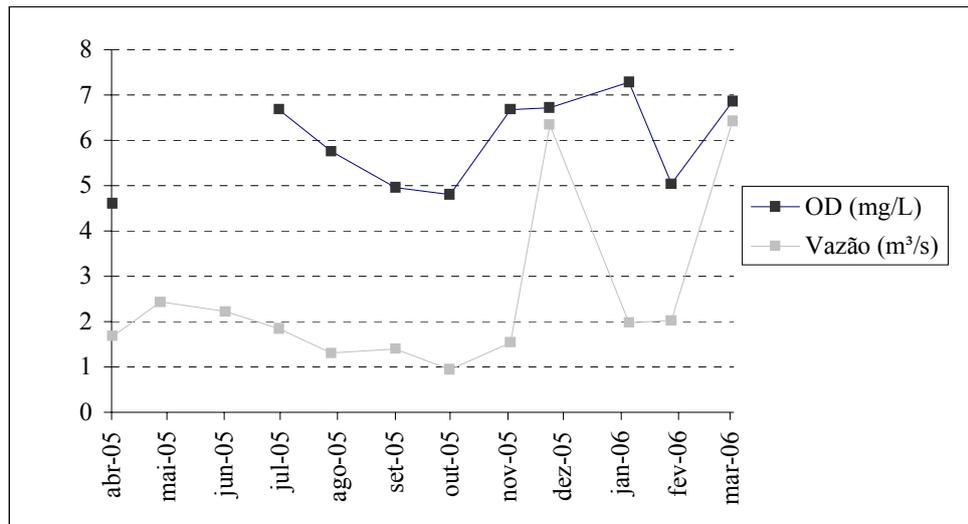


GRÁFICO 5 - Variação mensal da média de OD e da média da vazão nos pontos

Em nenhum momento, a água apresentou odor desagradável devido à depleção de OD. Nenhum valor foi inferior a 2,0mg/L, que ocasionaria a morte de peixes. Os valores das mínimas de cada ponto (TAB. 9) foram inferiores a 5mg/L, concentrações que podem alterar o funcionamento e a sobrevivência de comunidades aquáticas (CHAPMAN e KIMSTACH, 1996). Este é o limite mínimo adotado no Canadá para a proteção da vida aquática no primeiro estágio. Eles ocorreram em outubro nos pontos, a exceção do ponto SM 01, sendo particularmente relevante ressaltar que no ponto SM 03 a frequência destes valores foi de 40%. Em setembro, outubro e fevereiro os valores em todos os pontos foram inferiores a 6mg/L, limite mínimo permitido ao desenvolvimento da vida aquática em estágios superiores ao primeiro no Canadá (CCCER, 1987 citado por NASCIMENTO, 1998).

O padrão de distribuição espacial dos valores de concentração de OD nos pontos pode ser visualizado no GRÁFICO 6. Os valores estatísticos decrescem do ponto SM 01 para o ponto SM 02, onde os valores da máxima e do percentil de 75% revelam este decaimento. Nestes 2 trechos, o OD apresenta os valores mais elevados caracterizando melhores condições de qualidade água por este parâmetro. A queda mais acentuada ocorre do ponto SM 02 para o ponto SM 03, que demonstra as piores condições de oxigenação da água no rio e constitui o trecho de pior qualidade da água.

A jusante do ponto SM 03 os valores superiores às medianas dos pontos SM 04 e 05 mostram que não há uma melhora significativa na qualidade da água, pois nesta faixa de valores permanecem próximos aos verificados no ponto SM 03. No entanto, os valores inferiores às medianas nos pontos SM 04 e 05 denotam que o rio recupera as condições observadas para esta faixa de valores nos pontos SM 01 e 02. No ponto SM 04 este aumento

pode estar relacionado às contribuições dos córregos do Mandengo e do Fundão na margem esquerda do rio São Miguel (FIG.1). No ponto SM 05, os valores de medidas de tendência central de OD variaram um pouco mais valores que do SM 04.

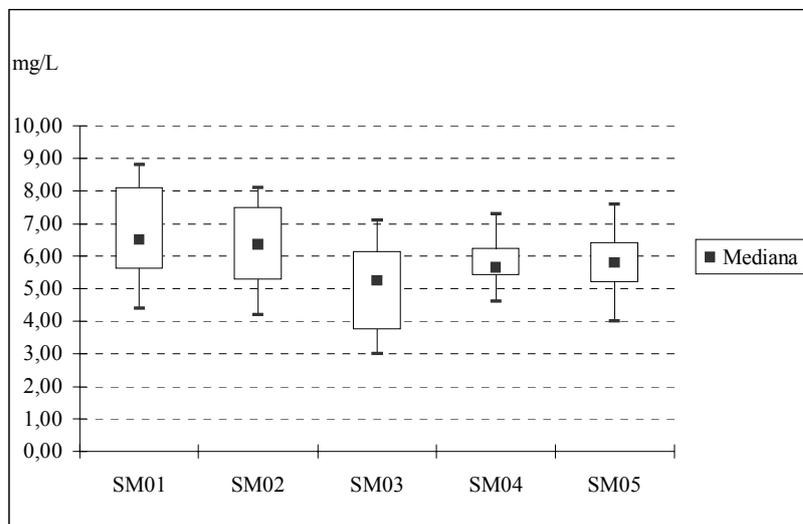


GRÁFICO 6 - Distribuição das concentrações de OD nos pontos

O rebaixamento na concentração de OD no ponto SM 03 se deve à poluição orgânica nesta parte do rio, que se relaciona às fontes pontuais de lançamentos de esgotos e efluentes domésticos urbanos de Pains. O excesso de cargas orgânicas se dá com elevadas contagens de CT bem como as maiores concentrações de PT que na sua forma orgânica resulta no decréscimo de OD (TOLEDO e NICOLELLA, 2002). O ponto SM 03 foi o único que apresentou correlação negativa entre CT e OD (-0,23). Pontualmente, a relação indireta entre ambos parâmetros se deu em novembro nos pontos SM 01 e 02, e em janeiro neste último, revelando que a relação entre estes parâmetros se evidenciou somente com elevadas contagens de CT. Corroborando esta idéia, a variação temporal entre OD e CT no ponto SM 03 é mostrada no GRÁFICO 7 (CT em escala logarítmica). Ele mostra que os picos de CT (90.000 NMP/100mg/L) resultaram nos menores valores de OD registrados em todo o monitoramento, em setembro (3,0mg/L) e em fevereiro (3,4mg/L).

Eles são os menores valores dentre todos os pontos monitoramento e inferiores à concentração mínima registrado na estação Calciolândia⁵⁴ (5,5mg/L em outubro de 2003). O maior coeficiente de variação de CT também se deu no ponto SM 03 (TAB. 4) sugerindo que alterações de decréscimo nos níveis de OD são indicativas de entradas de cargas de matéria orgânica de origem antrópica, provenientes do lançamento de esgotos e efluentes domésticos no curso d'água.

⁵⁴ Deve-se considerar métodos diferentes de medição de OD.

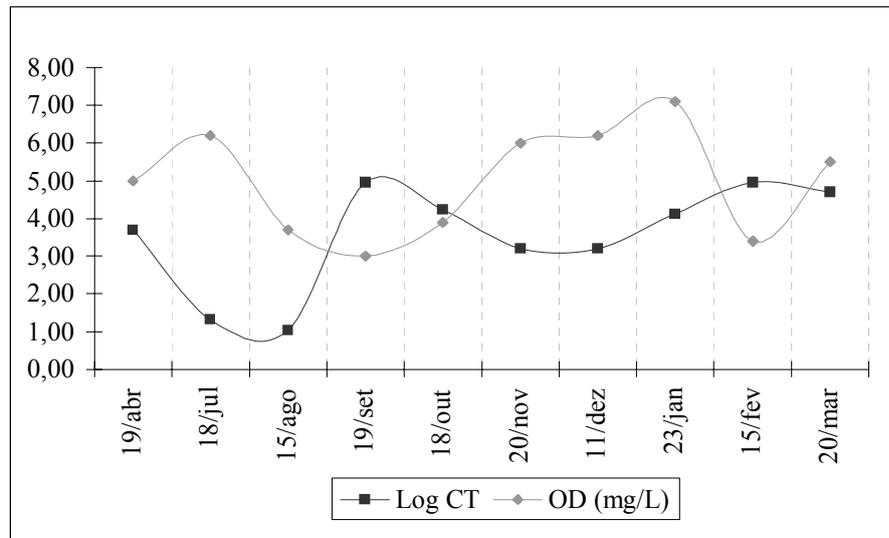


GRÁFICO 7 - Picos de CT e decréscimo de OD no ponto SM 03

O decréscimo de OD em águas fluviais de centros urbanos foi verificado por ARIENZO *et. al.* (2001) em área de calcário no sudeste da Itália, no estudo de CARVALHO *et. al.* (2004) na cidade de Ubá em Minas Gerais com valores inferiores a 1mg/l OD, e em Piracicaba (São Paulo) por TOLEDO *et. al.* (2003).

5.3.4 Turbidez

Os resultados da turbidez e a estatística descritiva dos 5 pontos se encontram na TABELA 10⁵⁵. Os valores mínimos dos pontos estão próximos da faixa entre 1,1 a 2,15 UNT obtidas nas nascentes⁵⁶ (TAB. 5). Os valores das máximas nos pontos indicam alterações na qualidade da água natural provenientes de atividades antrópicas (TAB. 10).

As variações temporais mais significativas durante o ano do monitoramento se deveram às precipitações no momento das coletas em dezembro e março, ocasionando elevação conjunta da turbidez nos 5 pontos (TAB. 10). A precipitação de dezembro determinou os valores máximos de SM 02, 03 e 04, a de março, nos pontos SM 01 e SM 05. Nas campanhas de setembro e novembro não choveu no momento da coleta, porém a precipitação diária, respectivamente, 12,5mm e 10,4mm (GRÁF. 1), implicaram no aumento da turbidez média (aritmética), considerando os 5 pontos. Estes aumentos foram de menor intensidade se comparadas aos de dezembro e março.

⁵⁵ Os dados abrangem o período de julho a março, devido ao atraso na entrega do turbidímetro pelo fornecedor responsável. A amostra de julho do ponto SM 04 foi extraviada, o recipiente furou e não suportou o conteúdo da amostra até a sua devida leitura.

⁵⁶ O resultado da nascente QS em setembro (TAB.5) foi descartado por não refletir condições naturais esperadas.

TABELA 10 - Turbidez em UNT nos pontos e estatística descritiva

| | SM 01 | SM 02 | SM 03 | SM 04 | SM 05 | Média |
|--------------------------|---------|-------|--------|--------|--------|-------|
| 18/jul | 5,29 | 3,89 | 1,96 | ... | 4,57 | 3,93 |
| 15/ago | 2,98 | 4,66 | 1,83 | 3,25 | 5,11 | 3,57 |
| 19/set | 8,49 | 2,66 | 2,41 | 2,71 | 10,65 | 5,38 |
| 18/out | 3,4 | 2,04 | 3,30 | 1,39 | 5,10 | 3,05 |
| 20/nov | 5,92 | 4,92 | 4,36 | 3,06 | 22,90 | 8,23 |
| 11/dez | 42,53 | 23,06 | 36,58 | 44,57 | 63,06 | 41,96 |
| 23/jan | 7,46 | 5,7 | 5,38 | 4,92 | 9,24 | 6,54 |
| 15/fev | 7,39 | 7 | 2,79 | 3,93 | 8,46 | 5,91 |
| 20/mar | 350 | 28,68 | 9,30 | 8,00 | 56,31 | 90,46 |
| | n | 9 | 9 | 9 | 9 | |
| Média Aritmética | 48,2 | 9,2 | 7,5 | 9,0 | 20,6 | |
| Média Geométrica | 10,92 | 6,16 | 4,41 | 4,75 | 12,61 | |
| Mediana | 7,39 | 4,92 | 3,3 | 3,59 | 9,24 | |
| Mínima. | 2,98 | 2,04 | 1,83 | 1,39 | 4,57 | |
| Máxima | 350 | 28,68 | 36,58 | 44,57 | 63,06 | |
| Desvio Padrão | 113,852 | 9,681 | 11,134 | 14,513 | 22,902 | |
| Coefficiente de Variação | 2,364 | 1,055 | 1,476 | 1,616 | 1,112 | |

O aumento da turbidez em eventos chuvosos se deve ao impacto e remoção de partículas de solos expostos pela ausência de cobertura vegetal, e o posterior transporte por escoamento superficial para os corpos d'água (DUSSART-BAPTISTA *et al.*, 2003; SILVA *et al.*, 2003; VALDES *et al.*, 2005).

Especialmente, a distribuição da turbidez observada de montante para a jusante nos pontos é diferente da distribuição espacial verificada para CT e PT (GRÁF. 4 e 6), conforme é mostrado no GRÁFICO 8⁵⁷. Enquanto as concentrações de CT e PT aumentam entre os pontos SM 02 e SM 03, a turbidez decresce no mesmo trecho. A jusante do ponto SM 03 a turbidez aumenta. Destaca-se o incremento significativo nos valores da mínima, mediana e do percentil de 25% a 75% entre os pontos SM 04 e SM 05, onde somente a máxima tem aumento pouco acentuado. O padrão espacial mostra que as áreas críticas que influem na turbidez das águas do rio estão nos pontos SM 01 e SM 05, pois todos os valores estatísticos dos pontos SM 02, 03 e 04 (TAB. 10) estiveram próximos aos valores obtidos na Estação Calciolândia (TAB. 6), sendo todos eles inferiores aos valores obtidos para os pontos extremos.

⁵⁷ Os valores foram marcados em escala logarítmica, pois no ponto SM 01 a variação entre a mínima e a máxima foi muito ampla (TAB. 10).

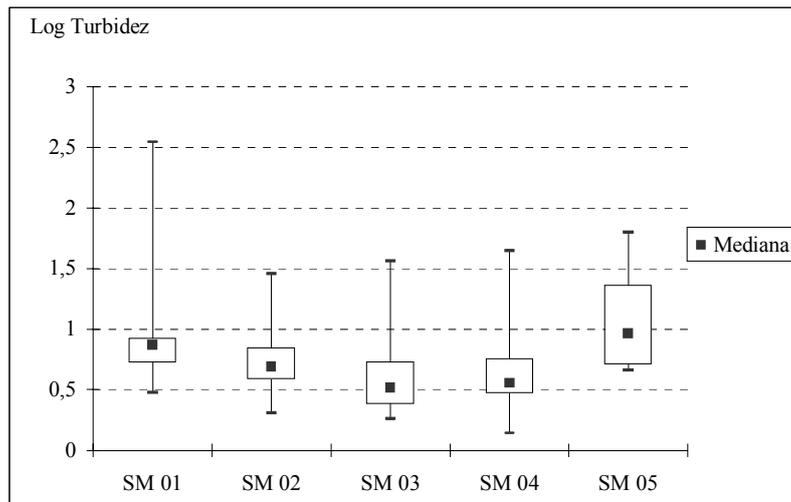


GRÁFICO 8 - Distribuição dos valores da turbidez nos pontos

A presença de vegetação ripária junto aos pontos SM 02, 03 e 04 contribui para os valores de turbidez relativamente inferiores aos dos pontos SM 01 e 05.

O ponto SM 01 apresentou a maior média aritmética, coeficiente de variação e desvio padrão dentre os outros (TAB. 10), que se devem à maior máxima, registrada durante a precipitação em março (350 UTN). Este valor é discrepante a qualquer outro registrado no rio. A desproporção elevada atesta foco de erosão concentrada e acelerada (voçorocamento). O problema se relaciona a fatores como o manejo inadequado do solo para a atividade agropecuária, aliado à ausência de vegetação nas margens do curso d'água próximo ao ponto, conforme demonstra a FIGURA 8.

O ponto mais a jusante, SM 05, apresentou os mais elevados valores de mínima, média geométrica e mediana de turbidez dentre os outros pontos (TAB. 10), relacionados a maior vazão deste trecho no rio onde se ressalta a contribuição do rio Candongas. Porém, deve se relacionar o comportamento deste parâmetro no ponto à influência do uso do solo a montante. Os eventos de precipitação de dezembro e março resultaram no aumento da turbidez em todos os pontos, indicando que há um problema regional comum de erosão laminar acelerada em toda a bacia, em resposta às chuvas. Isto sugere que o uso e manejo do solo são realizados de forma inadequada.

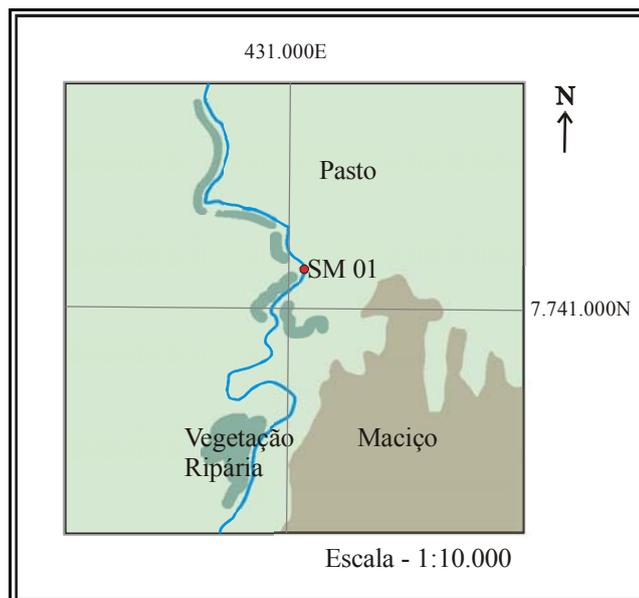


FIGURA 8 - Ausência de vegetação ripária nas proximidades no ponto SM 01

Fonte: Base cartográfica retirada de ortofoto CEMIG (1988)

Os valores da turbidez elevada (em dezembro e março) no ponto SM 05 mostram que a erosão laminar acelerada é mais intensa neste ponto que nos outros, razão pela qual os valores estatísticos citados são mais elevados. As causas deste comportamento estão na concentração de amplas áreas a montante do ponto, caracterizadas pela predominância de atividades agrícolas e da agropecuária visualizada na FIGURA 9, presentes no baixo curso do rio Candongas e São Miguel. Foram utilizados os intervalos de classe da mediana da turbidez em que situam os resultados obtidos nos pontos para demonstrar a influência das áreas de domínio da agropecuária e agricultura no padrão espacial configurado pelo parâmetro (FIG. 9).

Estas áreas agrícolas submetidas a aragem periódica e ao uso e manejo inadequados do solo, bem como de pastagens mal conservadas, resultam em áreas de solo exposto, que representam zonas potenciais de erosão laminar. São áreas fornecedoras de matérias em solução e suspensão e definem a deteriorização da qualidade da água no ponto SM 05, onde, assim como no ponto SM 01, foi verificado a ausência de vegetação ripária em alguns trechos do rio São Miguel a montante do ponto de monitoramento. Estes mesmos problemas foram observados nos solos expostos de terras usadas para agricultura por ARCOVA e CICCO (1999), DETENBECK *et al.* (2002), GANG *et al.* (2005).

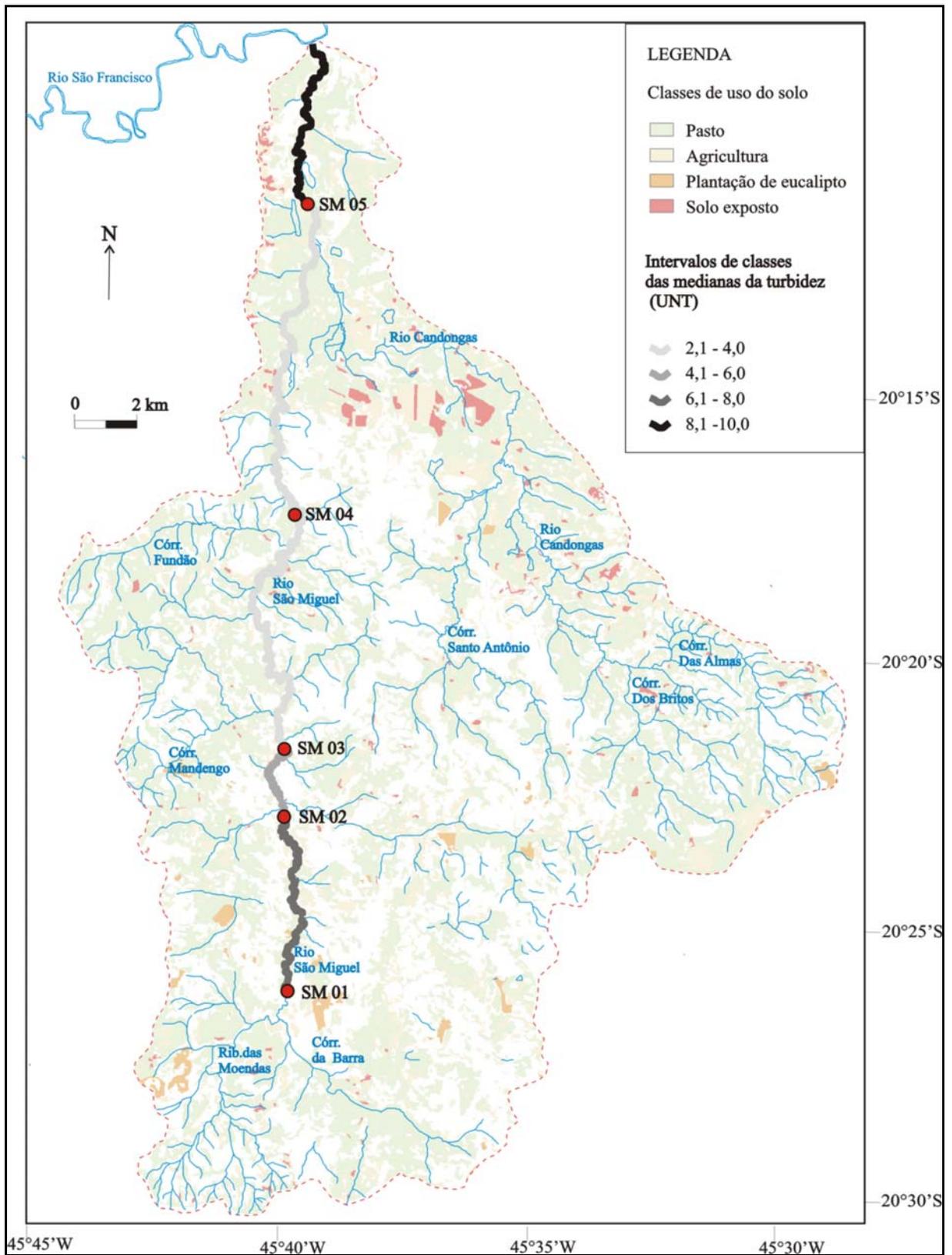


FIGURA 9 - Intervalos de classe das medianas da turbidez nos trechos

Outro problema observado foi uma relação direta do aumento da turbidez e do número de coliformes (GRÁFICO 9). Este fato indica a influência direta do escoamento superficial, laminar e concentrado na remoção de partículas do solo e de fezes de animais no meio rural, principalmente nos períodos de chuvas.

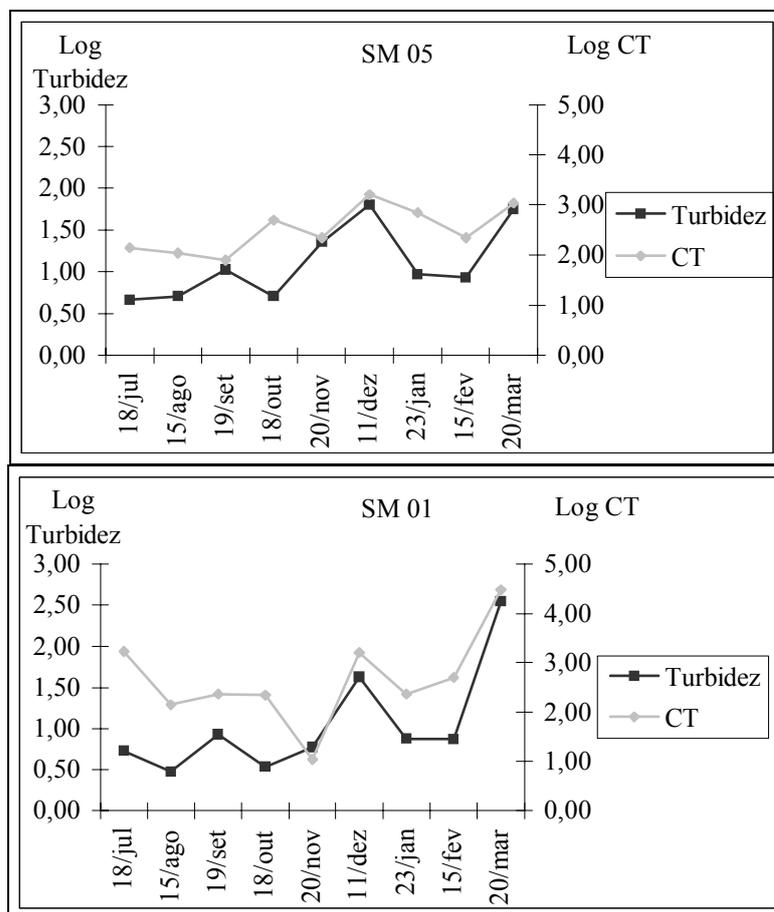


GRÁFICO 9 - Associação entre turbidez e CT nos pontos SM 01 e SM 05

Nos pontos SM 01 e SM 05, nos dias das chuvas de dezembro e março, os picos de turbidez coincidiram com os maiores valores de concentrações de coliformes registrados em cada ponto. Esta relação foi evidenciada com maior intensidade no ponto a montante, e não foi claramente identificada na estiagem em outros meses. Fontes difusas da agropecuária desenvolvidas nos campos de pastagens e ausência de matas ripárias nos pontos são a origem da influência destes parâmetros na deteriorização da qualidade da água.

Segundo DUSSART-BAPTISTA *et al.* (2003), baixos valores de turbidez não significam ausência do risco de contaminação das águas por bactérias, porém nas situações de alta turbidez a presença delas na águas fica potencializada. Assim como para SILVA *et al.* (2003), a associação da turbidez elevada com o número mais provável de coliformes

termotolerantes é indicadora de uma perigosa combinação que tende a mascarar a possível presença de organismos patogênicos nas águas.

5.3.5 Metais pesados e as análises junto as calcinadoras

Este subtópico foi composto das análises sobre os 3 metais pesados: Zinco, Chumbo e Cádmio, seguido dos resultados das amostras coletadas junto a empresas calcinadoras que foram analisadas no Espectrômetro ICP – AES no Laboratório de Geoquímica Ambiental do Instituto de Geociências da UFMG.

Zinco Total

Os resultados das concentrações de Zinco Total nos 5 pontos do monitoramento e a estatística descritiva dos valores se encontram na TABELA 11. Os valores das mínimas nos pontos estão dentro do intervalo dos valores nas nascentes que variaram de 0,02 a 0,16. Porém, os valores das máximas nos pontos mostram que há um acréscimo nas concentrações do elemento no rio em até 8,5 vezes no ponto SM 02 (valor máximo registrado dentre todos os pontos), se comparado com o maior valor máximo obtido nas nascentes, no ponto LT 01 em abril (TAB.5).

TABELA 11 - Zinco total em mg/L nos pontos e estatística descritiva

| | SM 01 | SM 02 | SM 03 | SM 04 | SM 05 | Média |
|--------------------------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|
| 19/abr | 1,18 | 1,36 | 1,06 | 0,97 | 0,92 | 1,10 |
| 15/mai | 1,02 | 1,13 | 1,11 | 1,29 | 1,11 | 1,13 |
| 19/jun | 0,06 | 0,06 | 0,08 | 0,13 | 0,09 | 0,08 |
| 18/jul | 0,07 | 0,12 | 0,12 | 0,17 | 0,13 | 0,12 |
| 15/ago | 0,12 | 0,092 | 0,228 | 0,89 | 0,073 | 0,28 |
| 19/set | 0,12 | 0,14 | 0,15 | 0,09 | 0,12 | 0,12 |
| 18/out | 0,08 | 0,08 | 0,1 | 0,09 | 0,09 | 0,09 |
| 20/nov | 0,11 | 0,1 | 0,21 | 0,15 | 0,14 | 0,14 |
| 11/dez | 0,08 | 0,03 | 0,05 | 0,04 | 0,12 | 0,06 |
| 23/jan | 0,06 | 0,06 | 0,05 | 0,06 | 0,06 | 0,06 |
| 15/fev | 0,21 | 0,19 | 0,15 | 0,1 | 0,09 | 0,15 |
| 20/mar | 0,09 | 0,07 | 0,08 | 0,15 | 0,19 | 0,12 |
| | n | 12 | 12 | 12 | 12 | 12 |
| Média Aritmética | 0,27 | 0,29 | 0,28 | 0,34 | 0,26 | |
| Média Geométrica | 0,14 | 0,13 | 0,16 | 0,18 | 0,15 | |
| Mediana | 0,10 | 0,10 | 0,14 | 0,14 | 0,12 | |
| Mínima. | 0,06 | 0,03 | 0,05 | 0,04 | 0,06 | |
| Máxima | 1,18 | 1,36 | 1,11 | 1,29 | 1,11 | |
| Desvio Padrão | 0,393 | 0,453 | 0,379 | 0,437 | 0,356 | |
| Coefficiente de Variação | 1,473 | 1,582 | 1,343 | 1,269 | 1,364 | |

A concentração média (aritmética) de Zn, considerando os resultados dos 5 pontos nos dias do monitoramento, foi mais elevada em abril e maio, quando estiveram acima de 1,0mg/L, que nos meses subseqüentes (GRÁFICO 10). Em agosto uma elevação atingiu 0,28mg/L, e depois se manteve no intervalo de 0,06 a 0,15, portanto, dentro do intervalo de concentração encontrado nas nascentes (TABELA 5).

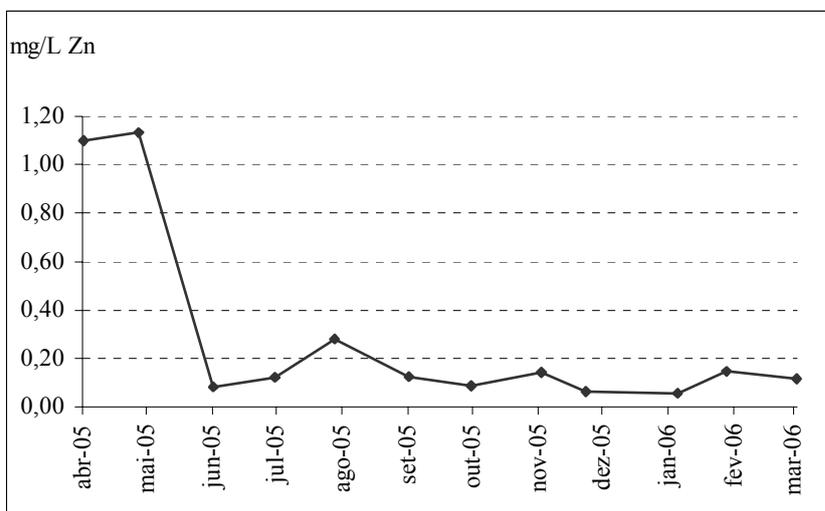


GRÁFICO 10 - Variação mensal da média de Zn dos pontos

Não foi verificada nenhuma relação com a vazão ou com a precipitação no período para esta variação temporal do Zn nas águas do rio.

As medidas estatísticas das concentrações de Zn nos pontos são mostradas no GRÁFICO 11. Os valores das mínimas em todos os pontos estiveram próximos dos valores máximos dos percentis de 25%. No ponto SM 01 ele está muito próximo da mediana. De montante para jusante, observa-se aumento dos valores das medianas dos pontos SM 01 ao SM 03, onde a mediana deste ponto é a mesma do ponto SM 04 (TAB. 11), e decresce no ponto SM 05. O ponto SM 04 apresenta o percentil de 25% a 75% mais largo na vertical em relação aos outros, que se deve a maior concentração média de Zn, conforme mostram suas médias aritmética e geométrica (TAB. 11). Os valores das máximas (TAB. 11) se deram nos meses de abril no SM 01 e 02 (maior valor máximo entre os pontos) e em maio no SM 03, 04 e 05.

Observando a TABELA 11, os dados do monitoramento estão dentro dos padrões permitidos para as concentrações recomendadas para água potável pela OMS (3mg/L) e EPA (5mg/L) e para dessedentação de animais no Canadá (50mg/L). Porém, os valores máximos em todos os pontos estão acima do recomendado para preservação da vida aquática nos EUA (0,120mg/L) e das concentrações médias para o mesmo objetivo no Canadá e nos EUA

(respectivamente 0,03 e 0,120mg/L). Para as classes de usos no Brasil será apresentado no tópico seguinte (5.4 – Classificação dos trechos fluviais).

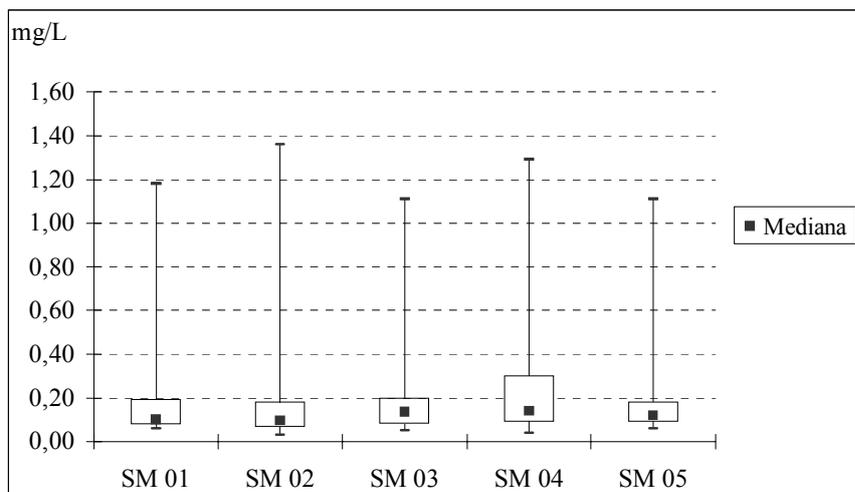


GRÁFICO 11 - Distribuição das concentrações de Zn nos pontos

O mapeamento do uso do solo é insuficiente para identificar as origens da presença do Zn na água no monitoramento do rio. Pode-se sugerir as fontes de proveniência do Zn na região com base no trabalho desenvolvido por BORGHETTI (2002). Ele identificou a presença homogênea do elemento nos solos relacionado ao intemperismo das rochas, principalmente em solos derivados de calcário. As concentrações mais elevadas se distribuem pontualmente e aleatoriamente, com leve tendência de valores mais altos nas proximidades das rochas do Grupo Bambui. A concentração natural do elemento no solo se deve a sua mineralização em fraturas do calcário. Além disso, foram observadas concentrações pontuais em propriedades rurais, próximo a usinas e aos fornos de calcinação.

Dentre as possíveis causas antrópicas da presença do elemento na água, deve ser destacada a combustão de madeira, a incineração de resíduos, a *produção de cimento*, a *produção de cal*, atividades relacionadas à mineração (beneficiamento) de calcário, e devem ser consideradas como fontes potenciais. Outras possibilidades são a emissão de efluentes domésticos no rio e o uso de compostos orgânicos de zinco aplicados como pesticidas. (IGAM, 2005).

Chumbo Total

As concentrações de Pb no 5 pontos do monitoramento se encontram no APÊNDICE C. As amostras do mês de março ficaram sob suspeita de contaminação durante as análises no CETEC, alterando os resultados em todos os pontos e conferindo valores discrepantes em

relação aos outros meses e não serão comentadas. Os valores dos outros meses quase sempre foram inferiores a 0,005mg/L, mesmo valores encontrados nos resultados das nascentes (TAB. 5). Algumas exceções ocorreram: no SM 02 em agosto (0,009mg/L), no SM 03 em abril (<0,008mg/L) e dezembro (0,006mg/L), e no SM 04 em julho (0,007mg/L). Seria necessário conhecer os valores da dureza da água para saber se excedem o limite para preservação da vida aquática no Canadá, e da concentração máxima nos EUA (TAB. 3). Todas elas se encontram dentro dos limites estabelecidos para água potável da OMS e do EPA e das classes de usos da Resolução 357 (TAB. 3).

Cádmio total

A concentrações de Cd nos 5 pontos do monitoramento se encontram no APÊNDICE C. Elas foram inferiores a 0,005mg/L, assim como nas nascentes (TAB. 5). As exceções que se deram nos pontos, ocorreram no ponto SM 01 em julho (0,001mg/L), e no ponto SM 02 em julho (<0,0082mg/L). O primeiro valor não excede os padrões de concentração das classes de usos da água da Resolução 357, nem para água potável estabelecido pela OMS e EPA (TAB. 2). O desconhecimento da dureza da água não permite avaliar se ele se encontra fora dos padrões para preservação da vida aquática.

No monitoramento realizado pelo IGAM, na estação Calciolândia, em abril de 2000, o valor da concentração do Cd foi de 0,0015mg/L e excede todos os padrões para potabilidade, preservação da vida aquática e para as classes de usos da Resolução 357. No ponto LA 01, localizado numa lagoa de rejeito em área de mineração e calcinação de grandes empresas na bacia do rio Candongas, o resultado da concentração do elemento foi de 0,0018mg/L Cd em setembro de 2006 (FIGURA 10).

A origem antrópica na região da presença na água pode estar ligada a causas similares identificada por BORGHETTI (2002), ou seja, volatilização do elemento com a queima de materiais diversos (materiais plásticos, aparas de borrachas, papel aluminado, óleos residuais, pneus) utilizados nos fornos e indústrias de calcinação na região. O transporte é realizado pelo vento ou pela precipitação podendo resultar na deposição direta do elemento nos corpos d'água. Outra possibilidade é da deposição do elemento pelos mesmos fatores (vento ou chuva) ocorrer primeiramente nos solos ou nos altos topográficos e posteriormente o cádmio é lixiviado e transportado pelo escoamento superficial até atingir os corpos d'água.

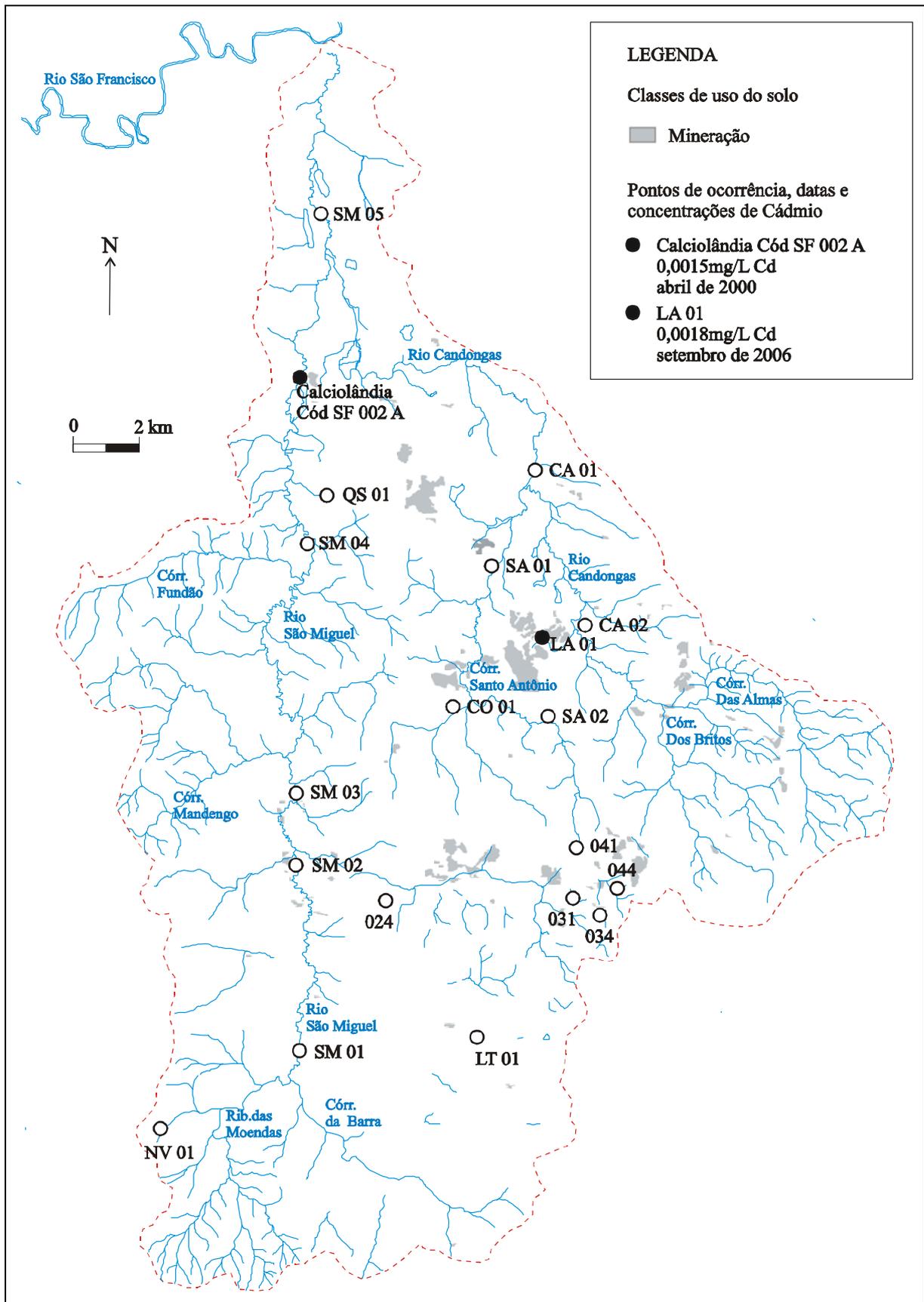


FIGURA 10 - Pontos e datas de ocorrências de concentrações de cádmio acima dos padrões

Deve-se considerar que na água, o cádmio possui mobilidade e pode entrar na cadeia alimentar de organismos aquáticos (biocumulativo) e persistir no ambiente. Neste ponto não pode ser descartada a posterior ingestão de peixes contaminados por humanos na região.

Análises junto às empresas calcinadoras

Esta parte trata das análises de concentrações de amostras de água coletadas em ambientes hídricos cársticos como lagoas e dolinas, bem como nos pontos de monitoramento do rio São Miguel e alguns de seus tributários localizados próximos a empresas de mineração (extração e calcinação de calcário). Elas foram realizadas com o Espectrômetro ICP – AES do Laboratório de Geoquímica Ambiental no Instituto de Geociências da UFMG (APÊNDICE A). Os resultados estão no APÊNDICE D, e foram organizados em 4 tabelas.

No APÊNDICE D - TABELA 1 estão os resultados nas concentrações em partes por milhão (ppm) dos seguintes parâmetros Al, Ba, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Mg, Mn, Ni, Pb, Ti e Zn. Os dados são de agosto de 2005 a dezembro de 2006 e de abril de 2006, dos 5 pontos do monitoramento no rio. Nos meses de janeiro a março de 2006, o Espectrômetro esteve em manutenção devido a problemas na emissão na fonte de calor. A verificação foi feita com base nos padrões de valores máximos permitidos, vmp's, dos elementos que constam na Resolução 357 (CONAMA, 2005). Foram assinalados em negrito os vmp's para as classes 1 e 2 de uso da água e negrito e sublinhado para classe 3. As amostras de Mg, Ca e Cd foram descartadas por suspeita de contaminação das amostras e dos padrões utilizados nas leituras. Eles foram assinalados em cinza. Os parâmetros que apresentaram desconformidade legal foram: alumínio (Al) e ferro (Fe).

O Al apresentou por 3 vezes valores em desconformidade para a classe 2, novembro (SM 05) de 2005, e em abril (SM 02 e 05). Para a classe 3, foram 7 ocorrências de desconformidade legal: em agosto (SM 03), em dezembro nos 5 pontos e em abril (SM 03). O valor da concentração de Al na nascente LT (APÊNDICE D - TABELA 4), sugere que o elemento se apresenta naturalmente em concentrações acima do vmp para a classe 3 na região. Porém, a reduzida quantidade de dados impede o prosseguimento da interpretação e demanda aprofundamento de pesquisas. No mês de dezembro, o aumento da concentração de alumínio no rio em todos os pontos pode estar relacionado à dissolução de compostos do solo e ao escoamento superficial para os cursos d'água (IGAM, 2004). Não há evidências que confirmem a origem antrópica do elemento na água, que pode ser possível quando se observa

que no ponto SM 03 foram 2 ocorrências (agosto e abril) de desconformidade em dias sem precipitação, sem que os outros pontos apresentassem valores similares.

O elemento ferro apresentou-se por 2 vezes em desconformidade legal para a classe 2 nos pontos extremos do rio em dezembro (APÊNDICE D - TABELA 1). Os valores na nascente LT (APÊNDICE D - TABELA 4) sugerem concentração natural do elemento acima desta classe. FÉLIX e FREITAS Jr. (2000) também encontraram valores acima do vmp para a classe 2 desse elemento em análises de amostras de poços e surgências na bacia do rio São Miguel, situados em locais distintos. As desconformidades se deram por 12 vezes, que teve o valor máximo registrado de 1,35mg/L e valor mínimo de 0,35mg/L. Associou-se a presença do ferro a minerais como siderita, pirita, limonita que podem ocorrer de forma natural no aquífero cárstico local.

Os parâmetros restantes não apresentaram desconformidade. O Pb apresentou valores acima do vmp em outubro e novembro, porém os resultados das análises puderam ser confrontados com o de amostras coletadas nos mesmos locais e datas que foram analisadas pelo CETEC. Além deste elemento, as comparações das concentrações Cd e Zn se encontram no APÊNDICE D - TABELA 2. Ela mostra diferenças nos resultados dos 3 elementos como, por exemplo, na concentração de Zn em agosto nos pontos SM 03, 04 e 05, dentre outros resultados, o que impossibilitou a utilização dos dados. O Espectrômetro foi reparado entre os meses de janeiro a março e apresentou posteriormente resultados mais confiáveis.

A APÊNDICE D - TABELA 3 contém os dados coletados em etapa de campo, no dia 19 de maio de 2006. Os locais de coleta foram próximos a algumas empresas calcinadoras, posicionadas a leste do centro urbano de Pains (FIGURA 1 e 10). O Al no p.44 apresentou-se pouco acima do limite da classe 1 e 2, que pode ser relacionado às considerações anteriores comentadas para os resultados do elemento na água contidos no APÊNDICE D - TABELA 1. O Mn no p.31 teve concentração acima do padrão da classe 3 e dos valores das nascentes LT e JX. Nas amostras coletadas por FÉLIX e FREITAS Jr. (2000), o manganês total excedeu os padrões legais, sendo o valor máximo de 0,29mg/L e mínimo de 0,124mg/L. Elas mostram que os valores são de concentrações naturais do elemento. O Mn na água não tem grande significância sanitária e, em altas concentrações, pode provocar sabor e odor desagradáveis, o que impede naturalmente seu consumo (VON SPERLING, 1996).

A APÊNDICE D - TABELA 4 apresenta os resultados de coletas de águas realizadas em áreas próximas de calcinadoras no dia 14 de setembro de 2006, data da segunda coleta nas nascentes. O Al apresentou novamente desconformidades legais (LA 01, AS 01, CO 01 e LT 01), assim como o Fe apresentaram desconformidades legais nos pontos (CO 01,

CA 02 e LT 01). Porém, o resultado mais significativo se deu em lagoa de rejeito próxima às maiores áreas de mineração, no ponto LA 01, que apresentou concentração de cádmio de 0,0018ppm, além do padrão para a classe 3. Este resultado foi comentado no subtópico Cádmio.

5.4 Síntese dos resultados de qualidade das águas na bacia

As principais influências antrópicas na qualidade das águas da bacia hidrográfica do rio São Miguel foram identificadas na pesquisa tanto pela ocupação urbana, pela agricultura e pecuária e por atividade relacionada à mineração (calcinação). Alguns fatores da poluição podem ser claramente identificados como as fontes pontuais de lançamento de esgoto sanitário do meio urbano. Fatores de poluição como fontes difusas do meio agropecuário e agrícola que resultam em erosão do solo já são mais difíceis de serem caracterizadas na sua origem. Outro fator de poluição, como a deposição de metais pesados na água, é ainda mais difícil de ter seu processo devidamente caracterizado. Portanto, existe uma dificuldade em apontar exatamente todas as relações entre estes fatores de poluição e o estado das águas. Como exemplo, a alteração da concentração na água por um parâmetro como fósforo total, um dos principais responsáveis pela piora da qualidade das águas, poder se relacionar ao lançamento e esgotos sanitários (urbanos), ao lançamento de efluentes industriais (não claramente identificados na pesquisa) ou mesmo a atividades agropecuárias. A forma de sua entrada na água também pode ocorrer tanto de forma pontual ou difusa em todo o rio. Na TABELA 12 é mostrada a associação entre os principais fatores da poluição devido a influências antrópicas e os parâmetros indicadores no estado da água.

TABELA 12 - Influências antrópicas e parâmetros indicativos na qualidade das águas

| Influências Antrópicas | Parâmetros indicativos | | | | |
|--------------------------------|------------------------|----|----|----------|-------|
| | CT | OD | PT | Turbidez | Cd Zn |
| Urbano | | | | | |
| Lançamento de esgoto sanitário | x | x | x | | x? |
| Rural | | | | | |
| Agricultura | | | | x | x? |
| Agropecuária | x | x | x | x | |
| Mineração | | | | | |
| Calcinação | | | | | x x? |

O reflexo das atividades humanas nas águas do rio foi evidenciado pela alteração nos níveis de concentração de parâmetros de qualidade de água: coliformes termotolerantes,

fósforo total, oxigênio dissolvido, turbidez, cádmio total e zinco total (este ainda sem uma fonte de sua presença na água claramente definida)

As influências antrópicas detectadas implicaram nas condições gerais em que as águas no rio São Miguel estiveram durante o monitoramento. Sua demonstração foi feita de 2 formas. A primeira com a classificação dos usos das águas dos trechos monitorados segundo a Resolução 357 do CONAMA, e a segunda, pela avaliação do IQA⁵⁸.

5.4.1 Classificação dos trechos fluviais

A classificação dos trechos fluviais foi realizada segundo as classes de uso da água que constam na Resolução 357/2005 (QUADRO 6). Elas são determinadas por padrões de concentrações nos quais os parâmetros de qualidade da água devem estar ou atingir, segundo o enquadramento dos trechos⁵⁹. As classes de usos representam no trabalho sobre a qualidade da água no rio São Miguel um indicativo das condições gerais das águas nos trechos. Os resultados da classificação dos trechos podem servir como base para auxiliar proposições futuras de metas de enquadramento para os usos das águas no rio.

Dentre todos os parâmetros monitorados, aqueles que estiveram fora dos padrões da Resolução 357 foram: coliformes termotolerantes (CT), fósforo total (PT), oxigênio dissolvido (OD), zinco total (Zn) e turbidez⁶⁰. Os resultados da verificação das concentrações destes parâmetros confrontados com padrões determinados por valores máximos permitidos⁶¹ (vmp's), estipulados para cada classe de uso, se encontram nas tabelas no APÊNDICE E (os números nas tabelas em negrito indicam desconformidade com o vmp). Deve-se ressaltar que apenas um parâmetro em desconformidade legal é suficiente para determinar a classificação no trecho.

O resultado da classificação dos trechos fluviais, observando-se os parâmetros analisados, foi sintetizado na FIGURA 11, que possibilita uma visualização das condições de qualidade da água no rio durante cada mês nos trechos do rio.

⁵⁸ Esta não contempla os metais Cádmio e Zinco.

⁵⁹ Este exigiria não só o levantamento detalhado dos usos da água em cada trecho da bacia e o monitoramento regular contínuo nos pontos.

⁶⁰ A classificação foi feita sem dados de OD em maio e junho, e da turbidez de abril a junho.

⁶¹ A exceção se dá para o OD que é melhor quanto maior a concentração.

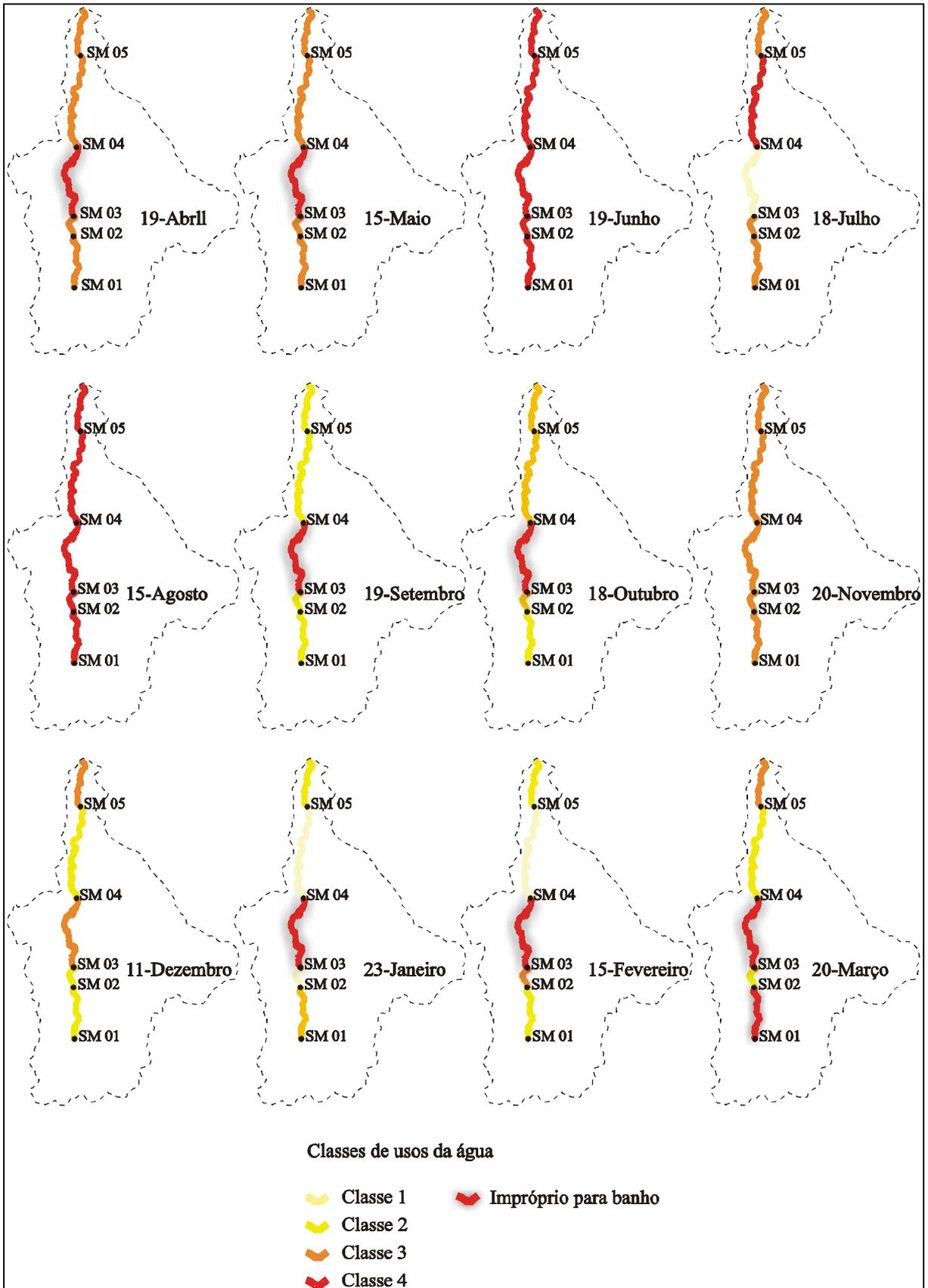


FIGURA 11 - Classificação de uso da água nos trechos

De abril a agosto, exceto no trecho SM 03 em julho, os trechos se apresentaram nas piores classes de uso (3 e 4). Ressalta-se que resultado do SM 03 na classe 1 em julho deve ser visto com ressalvas. Neste caso a ausência de um número maior de análises de parâmetros contidos na resolução 357 do CONAMA impede que os usos previstos para classe 1 sejam utilizados em nível de segurança adequado. Nos meses de junho e agosto, quando todos os trechos estiveram na classe 4, o PT foi o parâmetro que determinou a classificação. A partir de setembro, as condições dos trechos começam a melhorar por causa da diminuição das concentrações de PT e Zn. A partir de dezembro, influenciado pela estação chuvosa, o aumento da vazão e de OD possibilitam ocorrências de classes 2 e 1. Porém, o trecho SM 03 não refletiu melhoras na qualidade da água devido aos elevados níveis de CT.

A classe 4 foi determinada pelo parâmetro PT nos trechos SM 01, 02, 04 e 05, e também pela turbidez no trecho SM 01 em março (APÊNDICE E). No trecho SM 03, além do PT, foram as elevadas contagens de CT e o conseqüente rebaixamento nos níveis de OD os parâmetros que mais influenciaram para estabelecer a classe 4, a mais freqüente no trecho (GRÁFICO 12).

Na classe 4, os usos da água previstos são os menos exigentes, se restringindo à navegação e harmonia paisagística (QUADRO 6). O limite das contagens de CT para esta classe é de 2500 NMP/100ml, o mesmo limite para classificar a água imprópria para recreação de contato primário⁶², conforme a Resolução N° 274, que dispõe sobre a balneabilidade no país (CONAMA, 2000). Na FIGURA 11, onde as concentrações de CT ultrapassaram este limite no rio São Miguel, o trecho foi marcado em cinza, indicando a impropriedade para banho.

O maior problema relacionado ao estado freqüente do trecho SM 03 na classe 4 é o contato primário com a água nesta parte do rio São Miguel. Dados recentes do Programa de Controle da Esquistossomose, realizado pela Secretaria Municipal de Saúde de Pains, contabilizaram 315 casos da doença no ano de 2006 no município, deste total, 204 casos ocorreram na zona urbana⁶³, portanto, nas proximidades do trecho SM 03.

Os principais parâmetros que estiveram fora dos padrões da classe 3 foram OD, Zn e PT, e no trecho SM 04, os CT. Esta classe, exceto do trecho SM 03, foi a mais freqüente em todos os outros trechos (GRÁF. 12). Deve-se salientar que nos trechos SM 01, 04 e 05, os mais distantes da cidade de Pains, as águas na classe 3 podem ser utilizadas para a

⁶² Segundo a Resolução N° 274, o contato primário ou balneabilidade é “quando existir o contato direto do usuário com os corpos de água como, por exemplo, as atividades de natação, esqui aquático e mergulho” (CONAMA, 2000).

⁶³ Dados da Secretaria Municipal de Saúde de Pains em fevereiro de 2007.

dessedentação de animais e irrigação de culturas cerealíferas, portanto condizente com as atividades agrícolas e agropecuárias presentes nos trechos. Porém, a classe é impeditiva para a irrigação de hortaliças e frutas (QUADRO 6).

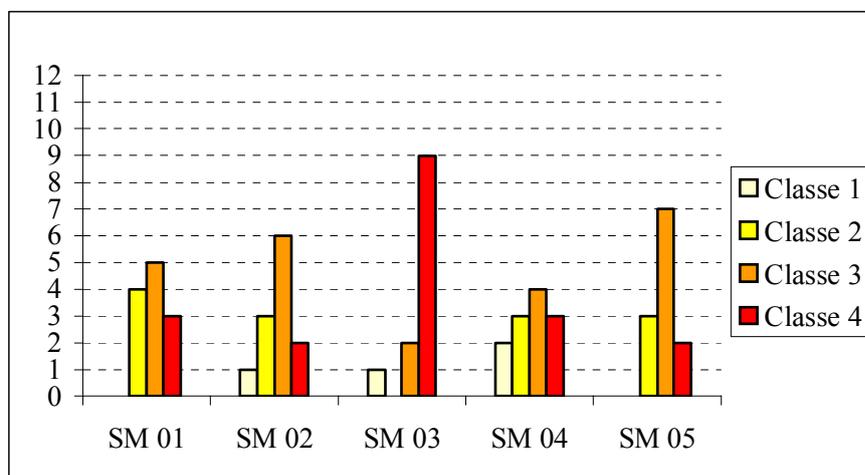


GRÁFICO 12 - Frequência simples das classes de usos nos trechos

Os 5 parâmetros (CT, PT, Zn, OD e turbidez) estiveram fora dos padrões para a classe 2 em todos os trechos, sendo os CT os mais freqüentes em desconformidades em todos os trechos (APÊNDICE E). Destaca-se que a turbidez no trecho SM 05 determinou a classe em dezembro e março nos dias de chuva. A classe 2 foi mais freqüente que a classe 4 em quase todos os trechos, exceção feita ao trecho SM 03. Nesta classe de uso, a água pode ser utilizada para a irrigação de hortaliças e plantas frutíferas nas propriedades rurais, conforme os usos previstos para esta classe (QUADRO 6).

5.4.2 IQA no rio São Miguel

O IQA transmite de forma simples informações importantes sobre a qualidade da água. Cada resultado dos 9 parâmetros monitorados foi inserido nas suas respectivas equações (que têm suas curvas correspondentes). Além disso, cada qual tem um peso que varia de acordo com sua importância relativa na composição do índice (APÊNDICE B). O produto dos resultados das qualidades de cada um deles gerou um resultado final para o trecho no mês, sendo dado em uma escala que varia de 0 a 100. Para facilitar a transmissão da informação é utilizada uma escala espectral, onde cada cor representa um intervalo de classe de qualidade, correspondente ao nível de qualidade obtido pelo valor numérico (APÊNDICE B).

O índice foi usado no trabalho para compor um quadro geral da qualidade da água no rio São Miguel no período do monitoramento (FIGURA 12). As tabelas contendo os resultados dos IQA's dos parâmetros com os pesos e os resultados do IQA de cada mês e em cada ponto se encontram no APÊNDICE F. Os dados de OD de maio e junho foram complementados utilizando-se a média aritmética simples⁶⁴ dos valores dos outros meses. Para a turbidez, nos meses de abril a junho, foi utilizada a mesma média, porém considerando somente os valores dos dias de coletas sem chuvas. Um fator de conversão de 0,63⁶⁵ foi usado para os dados de condutividade elétrica - CE, obtendo-se uma estimativa de sólidos totais dissolvidos - STD (DANIEL *et al.*, 1983 citado por LAMB, 1985).

Os resultados são mostrados na FIGURA 12. As linhas verticais coloridas em cada trecho representam o curso principal do rio São Miguel e as linhas retas horizontais demarcam os trechos monitorados. O IQA não esteve em nenhum momento em níveis de qualidade extremos (muito ruim ou excelente) e se manteve sempre entre as faixas de qualidade bom, médio ou ruim. Serão apontados os parâmetros que influenciaram significativamente na composição do IQA.

Do total de 60 avaliações (5 trechos em 12 meses), o nível Médio foi o mais freqüente com 37 ocorrências, seguido pelo nível Bom com 20 ocorrências e Ruim com apenas 3 ocorrências. O resultado é concordante com a média da avaliação do IQA nos anos de 2000 a 2004 na Estação Calciolândia, que sempre esteve neste nível (IGAM, 2005).

No monitoramento da pesquisa, os meses em que a qualidade da água esteve melhor conjuntamente em 4 trechos (exceção no ponto SM 03), classificados no nível Bom, foram maio e janeiro. Os resultados de maio devem ser vistos com ressalvas, pois o OD foi estimado, situando-se bem próximo de 70, número limite entre o nível Bom e o Médio (APÊNDICE F). Em janeiro, as concentrações de OD estiveram mais elevadas, conforme verificado na maior média mensal de OD em relação aos restantes dos meses, fato que se deve ao aumento da vazão e ausência de precipitação no dia de coleta (GRÁF. 1 e TAB.9).

Em alguns meses, é possível considerar a influência de um parâmetro em todos os trechos do rio, impondo o mesmo nível de qualidade da água. Assim, como notada na classificação dos usos da água nos trechos, em junho e agosto, as concentrações de PT impediram o nível de qualidade Bom em qualquer um dos mesmos.

⁶⁴ A média foi utilizada devido aos baixos valores do coeficiente de variação nos pontos (TAB. 8).

⁶⁵ Valor obtido pela média das razões entre STD e CE dos dados de Calciolândia de 2000 a 2004.

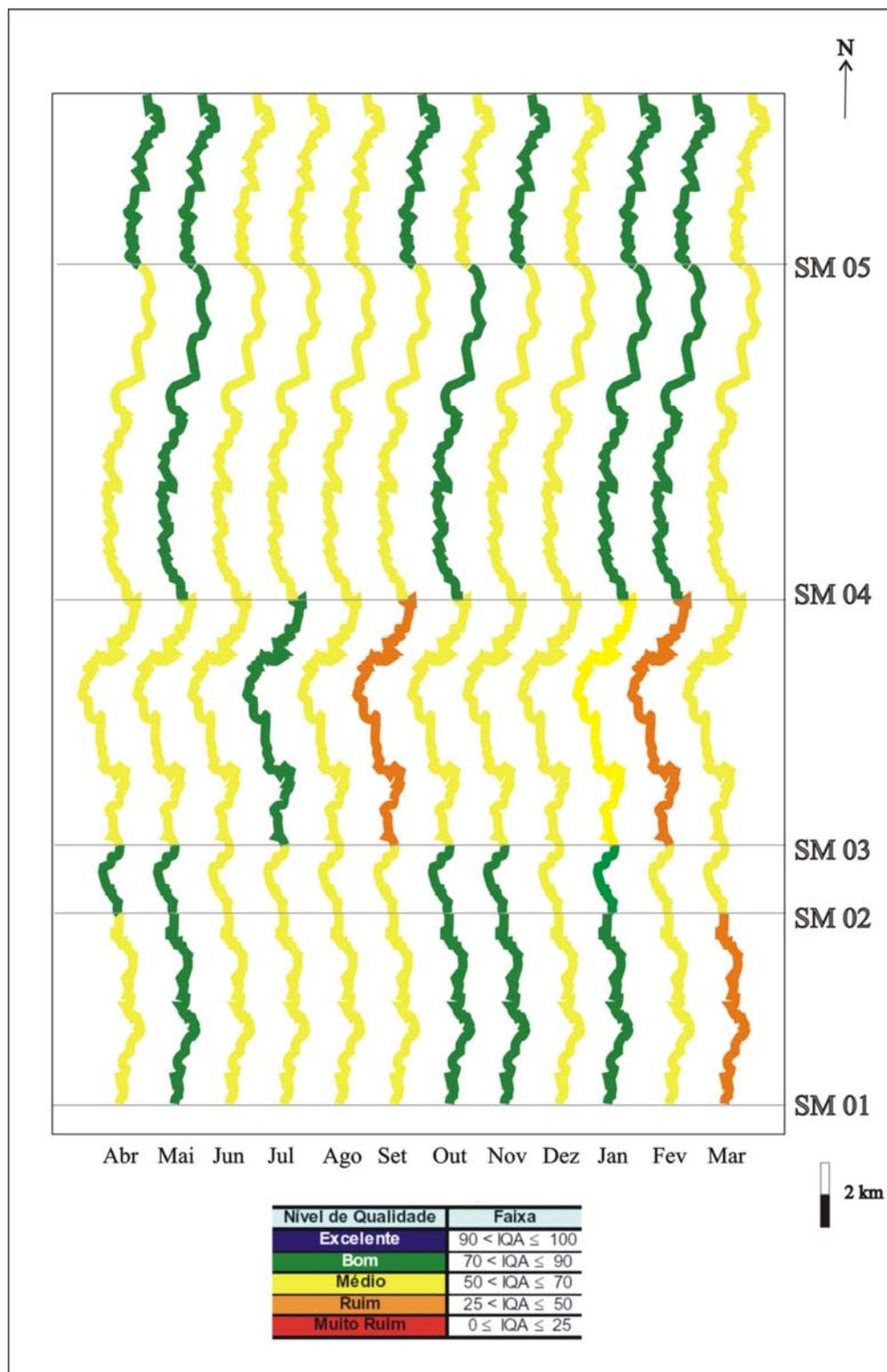


FIGURA 12 - IQA no rio São Miguel – abril de 2005 a março de 2006

Em dezembro foram 2 parâmetros que determinaram os níveis de qualidade. A influência se deveu aos resultados da turbidez e das concentrações de CT, mostrando que os resultados do IQA também refletiram piora na qualidade conjuntamente nos dias de chuva. Estes mesmos parâmetros também foram determinantes para os resultados em março, sendo

que no trecho SM 01, a turbidez determinou o nível ruim. A piora do IQA com a estação das chuvas foi constatada por BILLICH e LACERDA (2005) no Distrito Federal e CARVALHO *et al.* (2000) em São Carlos.

Nos trechos, as influências nas variações dos resultados finais do IQA quase sempre se deveram aos mesmos parâmetros já discutidos, porém eles possuem pesos diferentes na avaliação do IQA. O OD e CT possuem os maiores pesos, seguidos do PT, de peso intermediário, seguido da turbidez, de menor peso. Poucas vezes o pH, que tem peso intermediário, determinou o índice. Parâmetros como a DBO, nitratos, temperatura e a condutividade elétrica (sólidos totais dissolvidos) não influenciaram de forma relevante na avaliação final do IQA. O pH e os STD tiveram influência restrita nos resultados.

Nos trechos SM 01 e 02, a melhora na qualidade da água em novembro e janeiro (nível Bom), indica que o aumento da vazão nos trechos somados a ausência de chuvas implicaram em baixas concentrações de CT. Estes fatores conjuntamente ocasionaram condições melhores de aeração no rio provocando o aumento na concentração de OD. Em outubro, a maior influência para o mesmo nível de IQA foi notada somente no parâmetro pH. Neste mês, os valores de pH nos pontos estiveram mais próximos da neutralidade em relação aos meses anteriores (de junho a setembro) quando estiveram mais alcalinos (APÊNDICE C e F).

Entre os trechos SM 03 e 04, o nível da qualidade da água melhorou em 5 meses (maio, setembro, outubro, janeiro e fevereiro), atingindo o nível Bom, exceto em setembro (nível Médio). As melhoras se devem ao decaimento de CT e elevação de OD. Destaca-se o mês de fevereiro, quando uma queda brusca no número de CT provocou a transição direta entre os níveis Ruim e Bom (sem atingir o Médio) entre os 2 trechos.

O trecho SM 05 foi o mais freqüente no nível Bom e isto se deve às menores concentrações de CT, ao peso menor da Turbidez no cálculo do índice e ao STD. Deve-se considerar a contribuição a montante do ponto das águas do rio Candongas. Este drena em contexto litológico de embasamento cristalino, cuja maior resistência ao intemperismo quando comparada ao contexto das rochas carbonáticas dos outros trechos (FIG. 4), implica em menor quantidade de sais dissolvidos na água e resulta em valores inferiores de condutividade elétrica (menores valores de STD). Na elaboração do IQA, o STD tem relação indireta com a qualidade da água.

A avaliação pelo IQA confirmou o trecho SM 03 como aquele em que a água teve a pior qualidade. Isto se deve as avaliações dos parâmetros CT, PT e OD. Destacadamente, em setembro e fevereiro, os picos de CT e rebaixamento de OD foram superiores aos verificados

em outros meses e estabeleceu o nível Ruim de qualidade da água, poucas vezes verificado em todo o rio (apenas 5% do total). A avaliação do IQA, neste caso, confirma que o problema mais significativo de poluição do rio é o lançamento de esgotos urbanos.

6. CONCLUSÕES

A pesquisa possibilitou, como foco principal dos estudos, identificar e avaliar relações existentes entre a qualidade das águas superficiais e as atividades humanas desenvolvidas na bacia hidrográfica do rio São Miguel, denotando influências antrópicas no estado de suas águas. O Índice de Qualidade das Águas utilizado é um instrumento que facilita o entendimento deste estado, caracterizando as águas num nível intermediário de qualidade. Sugere, portanto, que as influências antrópicas detectadas na qualidade das águas da bacia não se dão de forma muito grave. Porém, a avaliação das condições de uso da água merece atenção por indicar a restrição para alguns deles, notadamente a balneabilidade no trecho médio.

A principal causa de poluição hídrica na bacia origina-se nas fontes pontuais de lançamento de esgotos domésticos da zona urbana do município de Pains, no trecho médio do curso principal do rio. A ocupação urbana se dá em pequena extensão areal da bacia e representa um baixo percentual do uso do solo, mas é responsável pelo principal foco de poluição pontual. A forma direta e *in natura* pela qual os esgotos são lançados nas águas, constituem o principal problema de poluição delas.

O reflexo da ocupação urbana na qualidade da água foi evidenciado no trecho imediatamente a jusante da cidade, onde a qualidade é pior quando comparada aos outros trechos do rio. As fontes pontuais de lançamento de esgotos provocam alterações quantitativas para mais no número de coliformes termotolerantes, elevação nos teores de fósforo total e rebaixamento significativo nos níveis de oxigênio dissolvido na água do rio São Miguel. Estes se caracterizaram como os principais parâmetros que influenciaram na piora da qualidade das águas no trecho médio do rio.

Estas considerações merecem atenção por apontar a necessidade de se avaliar medidas para reduzir a carga de lançamentos de esgotos não tratados no rio, controlando a fonte de poluição pontual, admitido-se a hipótese de construção de Estação de Tratamento de Esgoto a jusante do centro urbano de Pains.

A contaminação microbiológica implica no comprometimento do uso da água, restringindo, segundo padrões legais nacionais, ao uso para navegação e harmonia paisagística (que não constituem usos relevantes neste caso). Porém, o contato primário de pessoas com as águas contaminadas foi revelado nas ocorrências mais significativas de casos de

esquistossomose, registradas na zona urbana de Pains. Este contato deveria ser evitado principalmente no trecho médio do curso do rio.

Outro efeito da relação entre uso solo e qualidade da água na bacia hidrográfica se deve a fontes não pontuais de poluição. Os campos utilizados para agricultura e pecuária compõem a paisagem rural predominante na área na bacia. A substituição da vegetação natural por estes campos provocou a devastação de parte da vegetação de topos, de encostas e ribeirinha, facilitando a erosão do solo e o aporte de carga sedimentar ao canal fluvial. Os efeitos deletérios na água se fizeram notar durante eventos chuvosos com elevação da turbidez nos trechos do alto e do baixo curso do rio. Neste último, há um claro predomínio do uso do solo para a agricultura.

Sazonalmente deve-se considerar que o aumento da vazão no período chuvoso tende a melhorar a qualidade da água, porém os eventos chuvosos sobrepõem este fator ocasionando aumento da turbidez, acompanhada pelo aumento do número de coliformes termotolerantes na água, caracterizando uma situação de maior susceptibilidade das águas a poluição hídrica na época das chuvas, com tendências de piora da qualidade. Na pesquisa, deve-se ponderar este fato devido aos riscos de subestimação da poluição nos períodos chuvosos uma vez que o verão no período do monitoramento foi mais seco que o indicado pela média pluviométrica de longo termo para a esta estação.

Por força dos resultados da turbidez nas águas, deve-se observar mais detalhadamente o cuidado com a manutenção e recuperação vegetacional nas zonas ripárias, o que exige o mapeamento em detalhe das áreas onde esta vegetação foi retirada. A vegetação intercepta o fluxo de entrada de cargas sedimentares nos corpos d'água, reduzindo a ligação entre as fontes não pontuais e o corpo d'água receptor. A mata ripária funciona como um redutor da capacidade de transporte superficial e se constitui numa barreira física aos sedimentos que sem ela atingem a água.

A indústria da mineração de calcário na região é a maior causadora de problemas de ordem ambiental, reconhecida pela modificação das paisagens cársticas naturais, degradação do patrimônio morfológico e alteração da dinâmica hidrológica. As atividades de extração e beneficiamento das rochas podem ser apontadas como fontes potenciais de poluição das águas na bacia, porém, o conhecimento de suas influências na qualidade da água demanda um maior aprofundamento das pesquisas, pois este tipo de poluição na água é descontínuo no tempo e no espaço. O histórico da contaminação dos solos por metais pesados próximo às calcinadoras apontou o cádmio como o principal poluente. A presença do elemento na água em concentrações acima dos padrões legais foi identificada somente em uma amostra de lagoa de

rejeito de mineração, e por uma vez na estação de monitoramento da Rede Estadual no rio São Miguel. Isto mostra que ainda há carência de dados para comprovar o nível e a gravidade destes impactos, bem como a tentativa de estabelecimento de um padrão espacial da poluição na área.

O estudo demonstrou que os parâmetros de qualidade das águas fluviais não demonstram claramente os impactos da indústria da mineração, fato que pode indicar que não são elementos eficazes para refletir tais impactos no contexto estudado. Este resultado sinaliza a importância do aprofundamento do monitoramento da qualidade da água em outros pontos da bacia, principalmente nas áreas mais próximas às minerações. Igualmente, demonstra que o estudo dos impactos da mineração deve englobar o monitoramento integrado de outros elementos do quadro físico como os solos e o ar. Na água, o levantamento de dados deve ser mais abrangente, incluindo sedimentos de fundo e a biota aquática (bioindicadores). Nesta última deve se considerar a possibilidade de bioacumulação de metais em peixes, por exemplo, e o perigo de sua posterior ingestão por humanos.

Do ponto de vista do contexto atual de operacionalização da Política Nacional de Recursos Hídricos, o trabalho representa uma busca de avanços para o processo de sua implementação. A trabalho tem afinidades com preceitos preconizados na Lei 9.433/97. No que tange a adoção da bacia hidrográfica como unidade espacial de estudo, o privilégio da localização dos pontos de monitoramento no rio possibilitou avaliar a condição das águas provenientes de toda a bacia, identificando os principais problemas e indicando a necessidade do prosseguimento das pesquisas. A utilização dos parâmetros para compor o IQA, com o intuito de facilitar a transmissão das informações sobre a qualidade das águas, visa formar uma base de caráter fundamental e necessária ao subsídio de qualquer processo decisório democrático de gestão das águas no Brasil.

REFERÊNCIAS

- AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS - ANA. 2001. Superintendência de Informações Hidrológicas – SIH. **Glossário de termos hidrológicos**. (versão 1.1). Disponível em: <<http://www.ana.gov.br>> Acesso em: 20 jul 2006.
- ALMEIDA, F. F. M. O Cráton do São Francisco. In: **Revista Brasileira de Geociências**. v.7, n.4, pp.349-364, 1977.
- ALMEIDA, M. M.; MENDONÇA, A. S. F. Sistema de suporte à decisão aplicado à outorga e enquadramento de cursos d'água. In: **I Simpósio de Recursos Hídricos do Sul-Sudeste**. Curitiba, ago. 2006. CD –ROM (PAP 0110).
- AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. **Standard methods for examination of water and wastewater**. 1v. 20ed. Washington: APHA, 1998.
- AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION - AWWA. **Água tratamento e qualidade**. Trad. Missão norte americana de cooperação econômica e técnica no Brasil. Rio de Janeiro: Livro Técnico S.A.: 1964. (Original: Water quality and treatment. 2d. Ed. Lancaster Press Inc. 1951).
- ARAÚJO, I. C. P.; FREITAS, M. A. V.; RIBEIRO, E. S.; SABBAG, S. K. Monitoramento da Qualidade das Águas no Brasil. In: FREITAS, M. A. V. (Org.) **O Estado das Águas no Brasil – 1999**. Perspectivas de Gestão e Informação de Recursos Hídricos. Brasília: ANEEL. Ed. 1999, pp.175-183.
- ARCOVA, F. C. S. e CICCIO, V. Qualidade da água de microbacias com diferentes usos do solo na região de Cunha, Estado de São Paulo. In: **Scientia Forestalis**. n. 56, pp. 125-134, dez. 1999.
- ARIENZO, M.; ADAMO, P.; BIANCO, M. R.; VIOLANTE, P. Impact of land use and urban runoff on the contamination of the Sarno river basin in Southwestern Italy. In: **Water, Air, and Soil Pollution**. v. 131, pp.349–366, 2001. Disponível em: <<http://www.springerlink.com>> Acesso em: 21 mai 2006.
- BARBOSA, W. A. **Dicionário Histórico e Geográfico de Minas Gerais**. Belo Horizonte: Ed. Saterb Ltda, 1971. pp.49-50; 218-219; 335.
- BARTH, F. T. Aspectos institucionais do gerenciamento de recursos hídricos. In: A. REBOUÇAS, B. BRAGA, J.G. TUNDISI (Org.). **Águas doces no Brasil: capital ecológico, uso e conservação**. 2a Ed. São Paulo: Escrituras Editora, 2002. pp.563-597.
- BAUMANN, E. R. 2002. Water quality implications of agricultural land runoff. In: **Water Environment Research**. v. 74, n.2, pp.115-116, Mar/Apr 2002. Disponível em: <<http://www.unweb.hwwilsonsweb.com>> Acesso em: 21 mai 2006.
- BEESON, D. R.; POWELL, J. M.; LEWIS, M. C. Effects of Pollution on Freshwater Organisms. In: **Water Environment Research**. v.71, n.5, pp.1092-1100, 1999. Disponível em: <<http://www.unweb.hwwilsonsweb.com>> Acesso em: 21 mai 2006.

- BILLICH, M. R.; LACERDA, M. P. C. Avaliação da qualidade da água do Distrito Federal (DF), por meio de geoprocessamento. In: **Anais XII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto**. Goiânia, Brasil, INPE. pp.2059-2065, 16-21 abril 2005.
- BORCHARDT, J. A.; WALTON, G. Qualidade de água. In: **Control de calidad y tratamiento del agua**. Manual de abastecimiento publico de aguas. Trad. Frederico de Lora. New York; Madrid: McGraw-Hill Book Company: 1975. (Original: Water quality and treatment. The American Water Works Association Inc., 1940). pp.1-20.
- BORGHETTI, C. A. **A influência da indústria calcinadora na distribuição e na concentração de metais pesados nos solos da região de Córrego Fundo – Pains (MG)**. 2002. 71f. Dissertação (Mestrado em Geologia) - Instituto de Geociências, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2002.
- BOURLON, N; BERTHON, D. 1998. Desenvolvimento sustentável e gerenciamento das bacias hidrográficas na América Latina. In: **Água em Revista**. CPRM, Ano VI, n.10, pp. 16-22, jun 1998.
- BOTELHO, R. G. M. e SILVA, A. S. Bacia hidrográfica e qualidade ambiental. In: VITTE, A. C. e GUERRA, A. J. T. (Org.) **Reflexões sobre a Geografia Física no Brasil**. Bertrand Brasil: Rio de Janeiro, 2004. pp.153 –192.
- BRANDÃO, J. L. B.; MALTA, L. R.; MASINI, L. S.; STUART, L. C.; PORTO, M. F. A. Experiências nacional e internacional sobre o enquadramento de cursos d'água. In: **I Simpósio de Recursos Hídricos do Sul-Sudeste**. Curitiba, ago. 2006. CD –ROM (PAP 0072).
- BRASIL. **Lei nº 6.938**, de 31 de agosto de 1981. Dispõe sobre a Política Nacional do Meio Ambiente, seus fins e mecanismos de formulação e aplicação, e dá outras providências. Diário Oficial da República Federativa do Brasil, Brasília. 1981.
- BRASIL. Ministério das Minas e Energia. Secretaria Geral. **Projeto RADAMBRASIL**. Folha SF-24, Rio de Janeiro/Vitória; geologia, geomorfologia, pedologia, vegetação e uso potencial da terra. Rio de Janeiro, 1983. (780p.) il. 5mapas (Levantamento de Recursos Naturais v.32)
- BRASIL. **Lei 9.433**, de 08 de janeiro de 1997. Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, regulamenta o inciso XIX do art. 21 da Constituição Federal, e altera o art. 1º da Lei 8.001, de 13 de março de 1990, que modificou a Lei nº 7.990, de 28 de dezembro de 1989. Diário Oficial da República Federativa do Brasil, Brasília, 1997.
- BRASIL. **Lei 9.984**, de 17 de julho de 2000. Dispõe sobre a criação da Agência Nacional de Águas – ANA, entidade federal de implementação da Política Nacional de Recursos Hídricos e de coordenação do Sistema Nacional de Gerenciamento dos Recursos Hídricos e dá outras providências. Diário Oficial da República Federativa do Brasil, Brasília. 2000.
- BRION, G. M.; LINGIREDDY, S. A neural network approach to identifying non-point sources of microbial contamination. In: **Water Research**. v.33, n.14, pp.3099-3106, 1999.

- BROWN, R. H. Hydrologic factors pertinent to ground-water contamination. In: **Ground Water**. v.2, n.1, pp.5–12, 1964.
- BROWN, R. M. *et. al.* (?). A water quality index – do we dare?. In: **Water & Sewage Works**. (s/l). v.17, n.10, pp. 28-32, 1970.
- BROWN, G.W. **Forestry and water quality**. 2.ed.Oregon, 1988. 142p.
- CÂMARA, G.; SOUZA, R. C. M.; FREITAS, U. M.; GARRIDO, J. Spring: Integrating remote sensing and GIS by object-oriented data modeling. **Computers & Graphics**, v. 20, n.3, p. 395-403, May/Jun. 1996.
- CANADIAN COUNCIL OF RESOURCES AND ENVIRONMENTAL MINISTERS - CCREM. **Canadian water quality guidelines**. Ottawa, 1987.
- CARVALHO, A. R.; SCHLITTER, F. H. M.; TORNISIELO, V. R. Relações da atividade agropecuária com parâmetros físicos químicos da água. In: **Química Nova**. v.23, n.5, pp.618-622, 2000.
- CARVALHO, C. F.; FERREIRA, A. L.; STAPELFELDT, F. Qualidade das águas do ribeirão Ubá- MG. In: **Revista da Escola de Minas**. Ouro Preto, v.57, n.3, pp.165-172, jul. a set. 2004
- CHAPMAN, D.; KIMSTACH, V. Selection of water quality variables. In: CHAPMAN, D. (Org.). **Water Quality Assessments - A Guide to Use of Biota, Sediments and Water in Environmental Monitoring**. 2nd Ed. Cambridge: Chapman & Hall, 1996. (Edited by Deborah Chapman 1992, 1996 UNESCO/WHO/UNEP)
- CHEN, J.; THOMAS, G.; UPCHURCH, S. Groundwater quality reflect karst development: a case study in central-west Florida. In: **Karst geohazards: engineering and environmental problems in karst terrane**. Proc. 5th Conference, Ed B.F. Beck, (Baikema), Gatlinburg, 1995. pp 103-109.
- CHEREM, L. F. **Atlas cartográfico para a gestão ambiental de médias bacias hidrográficas**: proposição conceitual-metodológica e o estudo de caso da bacia do rio São Miguel – Alto São Francisco/MG. 2006. 85f. Monografia (Graduação em Geografia) - Instituto de Geociências, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2006.
- CHOW, V. T.; MAIDMENT, D. R. AND MAYS, L. W. **Applied Hydrology**. New York: McGraw-Hill Book Company, 1988. pp 1-12.
- COELHO, P. S.; NACIF, W. F.; VIOLA, Z. G. G.; COELHO, L. C.; ALMEIDA, M. C.; COUTINHO, W.; BARBOSA, B. M. O estabelecimento de um programa de monitoramento da qualidade das águas superficiais como ferramenta para a proposta de reenquadramento: o estudo da bacia da Pampulha/MG. In: **I Simpósio de Recursos Hídricos do Sul-Sudeste**. Curitiba, ago. 2006. CD –ROM (PAP 0095).
- COLBOURN, P; THORNTON, I. Lead Pollution in Agricultural Soils. In: **European Journal of Soil Science** v. 29, n.4, pp.513–526, 1978.

- COMPANHIA ENERGÉTICA DE MINAS GERAIS - CEMIG. **Arcos - MG**. Belo Horizonte, 1988. Ortofotos (Códigos: 41-10-02; 41-10-06; 41-10-07; 41-10-10; 41-10-11). Escala: 1: 10.000.
- COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL - CETESB -. **Qualidade ambiental no Estado de São Paulo – 2005**. (Série Relatórios). São Paulo: CETESB, 2006.
- CONSELHO NACIONAL DE MEIO AMBIENTE - CONAMA. Resolução n. 20, 18 de junho de 1986. Estabelece a classificação e o enquadramento das águas doces, salobras e salinas. **Diário Oficial da República Federativa do Brasil**. Brasília, 1986.
- _____. Resolução n. 274, de 29 de novembro 2000. Dispõe sobre a balneabilidade. **Diário Oficial da República Federativa do Brasil**. Brasília, 2000.
- _____. Resolução n. 357, de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. **Diário Oficial da República Federativa do Brasil**. Brasília, 2005.
- DANIEL, C. C., WILDER, H.B.; WEINER, M.S. Water quality of French Broad river. – North Carolina – an analysis of data collected at Marshall, 1958-77. In: **Water supply paper 2185 A-D**. U. S. Geological Survey: Government Printing Office, Washington-DC. 1982.
- DARDENNE, M. A. 1978. Síntese da Estratigrafia do Grupo Bambuí no Brasil Central. In: **Anais do XXX Congresso Brasileiro de Geologia**. v.2. Recife, nov. 1978. pp.597-610.
- DETENBECK, N. E.; ELONEN, C. M.; TAYLOR, D. L.; COTTER, A. M.; PUGLISI, F. A.; SANVILLE, W. D. Effects of agricultural activities and best management practices on water quality of seasonal prairie pothole wetlands. In: **Wetlands Ecology and Management**. n.10, pp.335–354, 2002.
- DIAS, F. S. **Hidrogeologia da bacia do rio São Miguel, Pains – MG**. 2002. 57f. Dissertação (Mestrado em Geologia) – Instituto de Geociências, Universidade Federal Minas Gerais, Belo Horizonte, 2002.
- DOMINGOS, M. D. **Limnologia do rio Betari (Iporanga, SP) e a relação com o estado de conservação de sua bacia hidrográfica** – subsídios para o desenvolvimento sustentável. 2002. Tese (Doutorado em Engenharia) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2002.
- DOTTO, C. B. S.; PAIVA, E. M. C. D.; SILVA, L. F.; MARTINS, M. B. Caracterização dos sedimentos progradados na rede de drenagem em área urbana de Santa Maria – RS. In: **I Simpósio de Recursos Hídricos do Sul-Sudeste**. Curitiba, ago. 2006. CD –ROM (PAP 0071).
- DOUROJEANNI, A. **Water management at the river basin level: challenges in Latin America**. Santiago: Natural Resources and Infrastructure Division (CEPAL): 2001.79p.

- DUSSART-BAPTISTA, L.; MASSEIA, N. DUPONTA, J.-P. ;JOUENNE, T. Transfer of bacteria-contaminated particles in a karst aquifer: evolution of contaminated materials from a sinkhole to a spring. In: **Journal of Hydrology**. v. 284, pp.285–295, 2003.
- DUTTWEILER D. W.; NICHOLSON H. P. Environmental problems and issues of agricultural nonpoint source pollution. In: **Agricultural Management and Water Quality**. Ed. W. Schaller and G. W. Bailey, pp. 3-16, Iowa State University Press, Ames, Iowa. 1983.
- EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA - EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisas de Solos (Rio de Janeiro, RJ). **Sistema brasileiro de classificação de solos**. Brasília: Embrapa Produção de Informação; Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 1999. xxvi, (412p.):il.
- ELLISON, M. E.; BRETT, M. T. Particulate phosphorus bioavailability as a function of stream flow and land cover. In: **Water Research**. n.40, pp.1258-1268, 2006.
- ESCOLERO, O. A.; MARIN, L. E.; STEINICH, B.; PACHECO, A. J.; CABRERA, S. A. AND ALCOCER, J. Development of a protection strategy of karst limestone aquifers: the Merida Yucatan, Mexico case study. In: **Water Resources Management**. v.16, pp.351-367, 2002. Disponível em: <<http://www.springerlink.com>> Acesso em: 21 mai 2006.
- FÉLIX, A. A. e FREITAS JÚNIOR, R. L. **Mapeamento geológico e hidrogeológico da bacia hidrográfica do rio São Miguel – Alto São Francisco, Estado de Minas Gerais**. 2000. 105f. (Trabalho Geológico de Graduação) Instituto de Geociências, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2000.
- FÉLIX, A. A. e FREITAS JÚNIOR, R. L. **Mapa geológico da bacia hidrográfica do rio São Miguel – Alto São Francisco -MG**. Belo Horizonte: Instituto de Geociências, Universidade Federal de Minas Gerais, 2000a. Escala 1:50.000 (CD-ROM).
- FIGUEIREDO, R. O.; OVALLE, A. R. C. Fluvial hydrogeochemistry in a subtropical coastal watershed in Brazil. In: **Water, Air and Soil Pollution**, 105, pp.399-407, 1998. Disponível em: <<http://www.springerlink.com>> Acesso em: 21 mai 2006.
- FORD, D.; WILLIAMS, P. **Karst geomorphology and hidrology**. London: Chapman & Hall: 1989. pp.1-26; 127-141; 374-412; 513-543.
- FRANCY, D. S.; HELSEL, D.R.; NALLY, R.A. Occurrence and distribution of microbiological indicators in groundwater and stream water. In: **Water Environment Research**. v.72, n.2, pp.152-161, Mar/Apr 2000. Disponível em: <<http://www.unweb.hwwilsonsweb.com>> Acesso em: 21 mai 2006.
- GANG, D.; QIANG, Z.; ZHANG, Y.; KADARI, R. K. Nonpoint sources. In: **Water Environment Research**. v.77, n. 6, pp. 2527-2575, 2005. Disponível em: <<http://www.unweb.hwwilsonsweb.com>> Acesso em: 21 mai 2006.

- HESPANHOL, I. Água e saneamento básico: uma visão realista. In: REBOUÇAS, A.; BRAGA, B.; TUNDISI, J.G (Org.). **Águas doces no Brasil: capital ecológico, uso e conservação**. 2ª Ed. São Paulo: Escrituras Editora, 2002. pp. 249-303.
- HOUNSLOW, A. **Water quality data: analysis and interpretation**. Boca Raton: Lewis Publishers: 1995. pp.1-16; 45-62.
- HUNTER, C.; PERKINS, TRANTER, J; GUNN, J. Agricultural land-use effects on the indicator bacterial quality of an upland stream in the Derbyshire Peak District in the U.K. In: **Water Research**. v. 33, n.17, pp.3577-3586, 1999.
- INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA - IBGE. Diretoria de Geodésia e Cartografia. **Arcos**. 1ª Ed., 1970. Folha SF 23-C-I-4, Carta do Brasil, Escala 1: 50.000.
- _____. **Formiga**. 1ª Ed., 1969. Folha SF 23-C-II-3, Carta do Brasil, Escala 1: 50.000.
- _____. **Lagoa da Prata**. 1ª Ed., 1969a. Folha SF 23-C-I-2, Carta do Brasil, Escala 1: 50.000.
- _____. **Piui**. 1ª Ed., 1970a. Folha SF 23-C-I-3, Carta do Brasil, Escala 1: 50.000.
- _____. **IBGE Cidades 2005**. Rio de Janeiro: IBGE, 2005. Disponível em: <<http://www.ibge.gov.br>>. Acesso em: 11 abr. 2006.
- INSTITUTO MINEIRO DE GESTÃO DAS ÁGUAS - IGAM. **Relatório de monitoramento das águas superficiais na Bacia do Rio São Francisco em 2004**: Bacia do Rio São Francisco - Sul. Belo Horizonte: IGAM, 2005.180p.
- INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS – INPE. **Software Spring**: versão 4.1.1. Brasília: INPE, 2005.
- INTERNATIONAL AGENCY FOR RESEARCH ON CANCER – IARC. **Occupational exposures to mists and vapours from strong inorganic acids and others industrial chemicals**. Lyon, 1992. (IARC Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans, v.54).
- JACOBSON, R. L.; LANGMUIR, D. 1970. The chemical history of some spring waters in carbonate rocks. In: **Ground Water**. v.8, n.3, pp.5–9.
- JAMES, A.; ELLIOT, D. J. **An introduction to water quality modeling**. 2nd. Ed. New York: John Wiley & Sons, 1996. pp.141-142.
- JENNINGS, J. N. **Karst Geomorphology**. 2nd.Ed. Oxford: Basil Blackwell Ltd., 1985. (1st. Published: 1985). pp. 1-158.
- JIN, T.; ZHANG, Z.; GAMAL EL-DIN, M. Agricultural Wastes. In: **Water Environment Research**, v.77, n.6, pp.1661-1727, 2005.

- KAÇAROĞLU, F. Review of groundwater pollution and protection in karst áreas. In: **Water, Air, and Soil Pollution**. v.113, pp:337–356, 1999. Disponível em: <<http://www.springerlink.com>> Acesso em: 21 mai 2006.
- KADDU-MULINDWA, D.; FILIP, Z; MILDE, G. Survival of some pathogenic and potential pathogenic bacteria in groundwater. In: **Ground water in water resources planning**. International Association Hydrological Sciences Pubn., 42 (Koblenz Symposium), pp. 1137-45, 1983. (Unesco).
- KAY, D.; WYER, M.; CROWTHER, J.; STAPLETON, C.; BRADFORD, M.; MCDONALD, A.; GREAVES, J.; FRANCIS, C.; WATKINS, J. Predicting faecal indicator fluxes using digital land use data in the UK's sentinel Water Framework Directive catchment: The Ribble study. In: **Water Research**. v.39, pp.3967-3981, 2005.
- LAGES, S. G.; OLIVEIRA, C. V.; SAADI, A. Levantamento Pedológico e de aptidão agrícola da Província Cárstica de Arcos Pains e Doresópolis, região entre Arcos e Pains – Minas Gerais. In: **Anais do XXX Congresso Brasileiro de Ciência do Solo**. Recife, 2005. CD-ROM.
- LAMB, J. C. **Water quality and its control**. New York: Wiley, 1985. pp.1-32; 47-89; 106-127; 142-160; 199-216.
- LANG, Y.-C.; LIU, C.-Q.; ZHAO, Z.-Q.; LI, S.-L; HAN, G.-L. Geochemistry of surface and ground water in Guiyang, China: Water/rock interaction and pollution in a karst hydrological system. In: **Applied Geochemistry**. v.21, pp.887–903, 2006.
- LAFTOUHI, N.-E.; VANCLOOSTER, M.; JALAL, M.; WITAM, O.; ABOUFIRASSI, M.; BAHIR, M.; PERSOONS, E. Groundwater nitrate pollution in the Essaouira Basin (Morocco). In: **Compters Rendus Geoscience**. v.335, pp.307–317, 2003.
- LEON, L. F.; SOULIS, E.D.; KOUWEN, N.; FARQUHAR, G. J. Non point source pollution: a distributed water quality modeling approach. In: **Water Resources**. v. 35, n. 4, pp. 997-1007, 2001.
- LIBOS, M. I. P. C. **Modelagem da poluição não pontual na bacia do rio Cuiabá baseada em geoprocessamento**. 2002. Dissertação (Mestrado em Engenharia) – Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2002.
- LIN, B-E.; SAKODA, A.; SHIBASAKI, R. AND SUZUKI, M. A modelling approach to global nitrate leaching caused by anthropogenic fertilization. In: **Water Research**. v.35, n. 8, pp.1961–1968, 2001.
- LINE, D. E.; WHITE, N. M.; OSMOND, D. L.; JENNINGS, G. D.; MOJONNIER, C. B. Pollutant Export from Various Land Uses in the Upper Neuse River Basin. In: **Water Environment Research**. v.74, n.1, pp.100-108, Jan/Feb 2002. <<http://www.unweb.hwwilsonsw.com>> Acesso em: 21 mai 2006.
- LITTLE, J. L.; SAFFRAN, K.A.; FENT, L. Land Use and Water Quality Relationships in the Lower Little Bow River Watershed, Alberta, Canada. In: **Water Quality Research**

- Journal of Canada.** v. 38, n.4, pp. 563-584, 2003. <<http://www.unweb.hwwilsonsweb.com>> Acesso em: 21 mai 2006.
- LLADÓ, N. L. **Fundamentos de hidrogeología cárstica:** Introducción a geoespeleologia. Editora Blume: Rosario, Madrid, 1970. 548p.
- LOBO, F.; WHATELY, M.; CUNHA, P. M. E DIAS, T. S. Análise Integrada da evolução do uso do solo e da qualidade da água como ferramenta de monitoramento de mananciais, bacia do Guarapiranga/SP. In: **I Simpósio de Recursos Hídricos do Sul-Sudeste.** Curitiba, ago. 2006. CD –ROM (PAP 0090).
- LUO, S. H.; QIAN, J. Z.; WU, J. F.; ZHAO, W. D.; WANG, K. L. Effect of urbanization on hydro-geochemistry and contamination of fracture-karst groundwater from Jiaozuo City, China. In: **Goldschmidt Conference Abstracts.** 2006 (resumo)
- MADALOSSO, A.; VERONESE, V. A. Considerações sobre a estratigrafia das rochas carbonatadas do Grupo Bambuí na região de Arcos, Pains e Lagoa da Prata (MG). In: **Anais do XXX Congresso de Geologia.** v.2. Recife: nov. 1978. pp.635-643.
- MAGALHÃES Jr., A. P. M. A situação do monitoramento das águas no Brasil. – instituições e iniciativas. In: **Revista Brasileira de Recursos Hídricos.** v. 5, n.3, pp.113-135, jul/set 2000.
- MAGALHÃES Jr., A. **Os indicadores como instrumentos de apoio à consolidação da gestão participativa da água no Brasil:** realidades e perspectivas no contexto dos Comitês de Bacia Hidrográfica. 2003. Tese (Doutorado no Centro de Desenvolvimento Sustentável) Universidade Nacional de Brasília, Brasília, 2003.
- MARIN, M. C. F. C. ; FERNANDES, C. V. S.; PORTO, M. F. A. Proposta preliminar de enquadramento dos corpos de água em classes e avaliação do seu risco de não atendimento: estudos de caso dos rios Barigui e Miringuava. In: **I Simpósio de Recursos Hídricos do Sul-Sudeste.** Curitiba, ago. 2006. CD –ROM (PAP 0065).
- MATTOS, A. R. **Índice de qualidade de águas para a bacia do rio das Velhas:** aspectos metodológicos e avaliação qualitativa do ambiente. 1998. Dissertação (Mestrado em Engenharia) – Escola de Engenharia, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 1998.
- MENEGASSE, L. N.; GONÇALVES, J. M.; FANTINEL, L. M. Disponibilidades hídricas na Província Cárstica de Arcos Pains e Doresópolis – Alto São Francisco, Minas Gerais, Brasil. In: **Revista Águas Subterrâneas.** n.16, maio/2002, pp.1-19.
- MEYBECK, M.; HELMER, R. An introduction to water quality. In: **CHAPMAN, D. (Org.). Water Quality Assessments - A Guide to Use of Biota, Sediments and Water in Environmental Monitoring.** 2nd Ed. Cambridge: Chapman & Hall, 1996. (Edited by Deborah Chapman 1992, 1996 UNESCO/WHO/UNEP)
- MILESI, S. V.; KÖNIG, R.; GALIANO, D.; SUZIN, C. R. H.; RESTELLO, R. M.; HEPP, L. U. Utilização de indicadores biológicos na avaliação do impacto urbano e industrial sobre

- a qualidade das águas. In: **I Simpósio de Recursos Hídricos do Sul-Sudeste**. Curitiba, ago. 2006. CD –ROM (PAP 0053).
- MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE – MMA. SECRETARIA DE ESTADO DO MEIO AMBIENTE E DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL DE MINAS GERAIS - SEMAD. **Sistema de cálculo da qualidade da água (SCQA)**: Estabelecimento das Equações do Índice de Qualidade das Águas (IQA) Relatório 1. Belo Horizonte: PNMA II, 2005. 19p.
- MOSTAGHIMI, S.; PARK, S. W.; COOKE, R. A. AND WANG, S. Y. Assessment of management alternatives on a small agricultural watershed. In: **Water Resources**. v.31, n.8, pp. 1867-1878, 1997.
- MUZZI-MAGALHÃES, P. **Análise estrutural qualitativa das rochas do Grupo Bambuí na porção sudoeste da Bacia do São Francisco**. 1989. 100f. Dissertação (Mestrado em Geologia) - Universidade Federal de Ouro Preto, Ouro Preto, 1989.
- NASCIMENTO, L. V. **Análise dos padrões de efluentes das águas e de lançamento de efluentes líquidos estabelecidos pela resolução CONAMA Nº 020/1986**: uma abordagem para águas doces. 1998 Dissertação (Mestrado em Engenharia) – Escola de Engenharia, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 1998.
- NASH, D. M.; HALLIWELL, D. J. Tracing phosphorous transferred from grazing land to water. In: **Water Research**. v.34, n.7, pp. 1975-1985, 2000.
- NEMEROW, N. L.; DASGUPTA, A. **Industrial and hazardous waste treatment**. New York: Van Nostrand Reinhold, 1991. pp.1-29; 298-299
- NICHOLSON, F. A.; SMITH, S. R.; ALLOWAY, B. J.; CARLTON-SMITH, C. AND CHAMBERS, B. J. Quantifying heavy metal inputs to agricultural soils in England and Wales. In: **Water and Environment Journal**. v. 20, n.2, pp.87-95, 2006.
- NIMER, E. **Climatologia do Brasil**. Rio de Janeiro: IBGE, 1979. pp.265-313.
- OMETO, J. P. H. B.; MARTINELLI, L. A.; BALLESTER, M. A., GESSNER, A.; KRUSCHE, A. V.; VICTORIA, R. L; WILLIAMS, M. Effects of land use on water chemistry and macroinvertebrates in two streams of the Piracicaba river basin, South-East, Brazil. In: **Freshwater Biology**. v.44, n.2, pp.327–337, 2000.
- ONGLEY, E. D. **Control of Water Pollution from Agriculture** - FAO Irrigation and Drainage Paper 55. GEMS/Water Collaborating Centre, Canada Centre for Inland Waters, Burlington, Canada, Food and Agriculture Organization of the United Nations. 1997.
- OSBORNE, L. L.; DAVIES, R. W. AND LINTON, K. J. Effects of limestone strip mining on benthic macroinvertebrate communities. In: **Water Research**. v. 13, issue 12, pp.1285-1290, 1979.
- OWENS, P. N.; WALLING, D. E. The phosphorus content of fluvial sediment in rural and industrialized river basins. In: **Water Research**. v. 36, pp.685–701, 2002.

- PATRUS, M. L. R. A (Org.). 1998. Estudos hidrológicos e qualidade das águas de superfície. In: CPRM – COMPANHIA DE PESQUISA DE RECURSOS MINERAIS / IBAMA – INSTITUTO BRASILEIRO DO MEIO AMBIENTE. **Zoneamento Ambiental da APA Carste de Lagoa Santa**. (Hidrologia). 1998. (CD-ROM).
- PENTEADO, M. M.; RANZANI, G. **Relatório de viagem ao médio vale do rio São Francisco**. Geomorfologia, Instituto de Geociências – Universidade de São Paulo. n.40, 44p.
- PERSONNÉ, J. C.; POTY, F.; VAUTE, L.; DROGUE, C. Survival, transport and dissemination of *Escherichia coli* and enterococci in a fissured environment: Study of a flood in a karstic aquifer. In: **Journal of Applied Microbiology**. v.84, n.3, pp.431–438, 1998.
- PIRES, M; RODRIGUES, M. 2000. **Uso e ocupação do solo na Província Cárstica de Arcos Pains e Doresópolis**. Belo Horizonte: Instituto de Geociências, Universidade Federal de Minas Gerais, 2000. Mapa. Escala gráfica (CD-ROM).
- PIZARRO, A. P. Compartimentação geológica-geomorfológica da Província Carbonática-Espeleológica de Arcos, Pains e Doresópolis. In: **Anais do XL Congresso Brasileiro de Geologia**. Belo Horizonte, Sociedade Brasileira de Geologia: 1998. p.421 (resumo)
- QUINLAN, J. F.; ALEXANDER JR., E. C. How often should samples be taken at relevant locations for reliable monitoring of pollutants from an agricultural, waste disposal, or spill site in karst terrane? A first approximation. In: **2nd. Multidisciplinary Conference on Sinkholes and the Environmental Impacts of Karst**. Orlando, pp.277-286, Feb (9-11), 1987.
- REBOUÇAS, A. Água doce no mundo e no Brasil. In: A. REBOUÇAS, B. BRAGA, J.G. TUNDISI (Org.). **Águas doces no Brasil: capital ecológico, uso e conservação**. 2^a Ed. São Paulo: Escrituras Editora, 2002. pp.24-40
- SAADI, A.. **Ensaio sobre a morfotectônica de Minas Gerais: tensões intraplaca, descontinuidades crustais e morfogênese**. 1991. f.131-191. Tese (Tese de Professor Titular do Departamento de Geografia). Instituto de Geociências, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 1991.
- SAADI, A.; MORAIS, M. S., CARDOSO, G. G. C. Evolução morfotectônica e carstogênese na região de Arcos Pains e Doresópolis. In: **II Simpósio Nacional de Geomorfologia**, Florianópolis, 1998.
- SERVIÇO AUTÔNOMO DE ÁGUA E ESGOTO - SAAE . **Relatório Anual de Atividades** – Pains, 2004.
- SCHOONOVER, J. E.; WILLIARD, K. W. J.; ZACZEK, J. J.; MANGUN, J. C.; CARVER, A. D. In: **Agroforestry Systems**. v.64, pp.169–180, 2005.
- SILVA, A. B. **Prevenção da poluição em águas subterrâneas**. s/c: s/e, s/d.(IGC/UFMG).

- SILVA, A. M. M.; SACOMANI, L. B. Using chemical and physical parameters to define the quality of Pardo river water (Botucatu-SP-Brazil). In: **Water Research**. v.35, n. 6, pp.1609-1616, 2001.
- SILVA, A. M., SCHULZ, H. E. E CAMARGO, P. B. **Erosão e Hidrossedimentologia em Bacias Hidrográficas**. São Carlos: RiMa, 2003. pp.11-45; 83-91.
- SILVA, Z. G. G. Amostragem, noções de estatísticas, programa de monitoramento. In: MACEDO, J.A.B. **Métodos laboratoriais de análises físico-químicas e microbiológicas**. 2ª Ed. Belo Horizonte: Conselho Regional de Química – CRQ, 2003. (450p). pp.336-376.
- SIMÕES, L. B. A importância das matas ripárias no controle da poluição difusa. In: **Ecótonos nas interfaces dos sistemas aquáticos**. R. Henry (Org.). São Carlos: RiMa, 2003. pp.339-349.
- SLIVA, L. AND WILLIAMS, D. D. Buffer zones versus whole catchment approaches to studying land use impact on river quality. In: **Water Resources**. v.35, n.14, pp. 3462–3472, 2001.
- SOARES, L. **Unidades de paisagem da bacia hidrográfica do rio São Miguel**: Província Cárstica de Arcos-Pains-Doresópolis, Minas Gerais. 72f. Monografia (Graduação em Geografia) - Instituto de Geociências, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2004.
- SOARES, P. F. **Projeto e avaliação de redes de monitoramento de água utilizando o conceito de entropia**. 2001. 211f. Tese (Doutorado em Engenharia) Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, São Paulo, 2001.
- SOLBE J. F. de L. G. (Ed.). Effects of Land Use on Fresh Waters. In: **Agriculture, Forestry, Mineral Exploitation, Urbanization**. London, Ellis Horwood Ltd., 1996. pp. 1–352
- STEPHENSON, J. B.; ZHOU, W. F.; BECK, B. F.; GREEN, T. S. Highway stormwater runoff in karst areas— preliminary results of baseline monitoring and design of a treatment system for a sinkhole in Knoxville, Tennessee. In: **Engineering Geology**. v.52, pp.51–59, 1999.
- STRAHLER, A. N. 1964. **Quantitative geomorphology of drainage basins and channel networks**, section 4 –II. In: HANDBOOK OF APPLIED HYDROLOGY. New York: McGraw-Hill Book Company. pp.4-39 – 4-76
- TCHOBANOGLIOUS, G.; SCHÖEREDER, E. D. **Water quality**: characteristics, modeling, modification. Massachussets: Addison-Wesley, 1985. 397p.
- TELLES, D. D’A. Água na agricultura e na pecuária. In: REBOUÇAS, A.; BRAGA, B.; TUNDISI, J.G. (Org.). **Águas doces no Brasil**: capital ecológico, uso e conservação. 2ª Ed. São Paulo: Escrituras Editora, 2002. pp. 305-337.
- TOLEDO, L. G.; NICOLELLA, G. Índice de qualidade de água em microbacia sob uso agrícola e urbano. In: **Scientia Agricola**. v.59, n.1, pp.181-186, jan/mar 2002.

- TOLEDO, A. M. A.; BALLESTER, M. V. R.; LISI, C. S.; CASAGRANDE, C. A.; MONTEBELO, L. A. Evolução do uso e cobertura do solo na microbacia do ribeirão dos Marins (SP) e a qualidade da água utilizada por hortifrutigranjeiros na produção de alimentos. In: **Anais do XI Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto**. Belo Horizonte, Brasil: INPE, 05 a 10 abr 2003. pp. 2625 – 2632.
- TRAUTH, R; XANTHOPOULOS, C. Non-point pollution of groundwater in urban areas. In: **Water Research**. v.31, n.11, pp. 2711-2718, 1997.
- TSEGAYE, T.; SHEPPARD; D., ISLAM, K. R.; JOHNSON; TADESSE, A. W.; ATALAY; A.; MARZEN, L. Development of chemical index as a measure of in-stream water quality in response to land-use and land cover changes. In: **Water, Air, and Soil Pollution**. 174, pp.161–179, 2006. Disponível em: <[http:// www.springerlink.com](http://www.springerlink.com) > Acesso em: 21 mai 2006.
- TUCCI, C.E.M.; HESPANHOL, I. E CORDEIRO NETTO, O.M. **Gestão da água no Brasil**. Brasília: Unesco, 2001. pp.47-74.
- TUCCI, C. E. M. Água no meio urbano. In: REBOUÇAS, A.; BRAGA, B.; TUNDISI, J.G. (Org.). **Águas doces no Brasil: capital ecológico, uso e conservação**. 2ª Ed. São Paulo: Escrituras Editora, 2002. pp. 473-506.
- UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY – USEPA. **Water quality standards handbook**. USA: Government Institute, 1995.
- _____. **Water quality standards handbook** - Code of Federal Regulations 40. Part 131. USA: Government Institute, 1995a.
- _____., “2000 National Water Quality Inventory”, Technical Report, Office of Water. U.S. Government, Washington, D.C., USA. 2002. In: <http://www.epa.gov/305b/2000report/>
- VALDES, D.; DUPONT, J. P.; MASSEI, N.; LAIGNEL, B; RODET, J. Analysis of karst hydrodynamics through comparison of dissolved and suspended solids’ transport. In: **Compter Rendus Geoscience**. v.337. pp.1365–1374, 2005.
- VASCONCELLOS, F. C. S.; IGANCI, J. R. V. ; RIBEIRO, G. A. Qualidade microbiológica da água do rio São Lourenço, São Lourenço do Sul, Rio Grande do Sul. In: **Arquivo do Instituto Biológico**. São Paulo, v.73, n.2, pp.177-181, abr/jun 2006.
- VELASCO, J.; LLORET, J.; MILLAN, A.; MARIN, A.; BARAHONA, J.; ABELLAN, P.; SANCHEZ-FERNANDEZ, D. Nutrient and particulate inputs into the Mar Menor Lagoon (SE Spain) from an intensive agricultural watershed. In: **Water, Air, and Soil Pollution**. 176, pp.37-56, 2006. Disponível em: <[http:// www.springerlink.com](http://www.springerlink.com) > Acesso em: 18 out 2006.
- VERVIER, P., PINHEIRO, A.; FABRE, A.; PINA, G.; FUSTEC, E. Spacial changes in the input modalities of N and P inputs in a rural river network. In: **Water Resources**. v.33. n.1. pp. 95-104, 1999.

- VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. v.1. 2ed. Belo Horizonte: UFMG, Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, 1996.
- VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. v.1. 3ed. Belo Horizonte: UFMG, Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2005.
- WALTER, I. **International economics of pollution**. Hasteal Press Book. New York City: John Wiley Co. 1975. (Chapter 1)
- WANIELISTA, M.; KERSTEN, R.; EAGLIN, R. **Hydrology**: water quantity and quality control. 2d. Ed. New York: John Wiley and Sons Inc. 1997. pp.169-170; 359-361.
- WHITE, W. B. **Geomorphology and hydrology in karst terrains**. Oxford, New York: Oxford University Press: 1988. pp. 1-59; 149-160; 355-405.
- WORLD HEALTH ORGANIZATION - WHO. **Guidelines for drinking-water quality**. 2nd. Ed. Geneve: WHO, 1993. v.1 – Recommendations. pp.1-15; 39-57. v.2 – Health criteria and other supporting information. pp.1-18; 82-86; 121-130; 195-201; 254-266; 325-326; 370-372; 383-385.
- YUAN DAOXIAN. **Problems of environment protection of karst areas**. Institute of Karst Geology, Guilin, Guangxi, China. 1983.
- ZUMACH, R.; MULLER, J. A.; FERNANDES, G.; MENDES, J.; CAGLIONI, E. Monitoramento da qualidade da água do ribeirão Garcia – Blumenau/SC. In: **I Simpósio de Recursos Hídricos do Sul-Sudeste**. Curitiba, ago. 2006. CD –ROM (PAP 0043).

APÊNDICES E ANEXOS

APÊNDICE A

Princípio do funcionamento do Espectrômetro ICP – AES (Spectroflame)

Espectrômetro ICP – AES (Spectroflame)

Princípio Teórico

A espectrometria da emissão atômica baseia-se nas medidas dos comprimentos de ondas das radiações emitidas por átomos e/ou íons isolados, que se encontram no estado gasoso após a excitação por fonte externa.

No ICP-AES, a fonte externa é um plasma indutivamente acoplado. O plasma resulta de processo físico onde se atinge temperaturas elevadíssimas (10000°K), que associada a atmosfera inerte resulta na dissociação molecular sem que ocorram reações químicas de chamas e oxidação, diminuindo interferências.

A amostra é solubilizada e a solução é nebulizada no interior do plasma de Argônio, onde seus átomos são excitados. Para a espectrometria, admite-se que a energia emitida é proporcional à concentração de átomos e/ou íons de um elemento. A excitação se dá por absorção de fótons. Elementos absorvem luz do mesmo comprimento de onda que emitem quando excitados. Quanto maior a absorção de luz, maior concentração de elementos no volume irradiado. Este é o princípio da absorção atômica.

A luz emitida no ICP pelos átomos ou íons é convertida por um fotomultiplicador num sinal elétrico, cuja intensidade é comparada às medidas de intensidade de concentrações previamente conhecidas de cada elemento padrão. A partir da curva de concentração versus intensidade, levando em conta a diluição, chega-se à concentração do elemento na amostra em uma análise.

Ref. Thompson, M. Walsh, J. N. *Handbook of Inductively Coupled Plasma Spectrometry*.

Norma Técnica: ISO/IEC 1702 5

APÊNDICE B

IQA - peso dos parâmetros, fórmula do índice e equações

Tabela 1 - Peso dos Parâmetros do IQA

| Parâmetro | Peso - w_i |
|-----------------------------------|--------------|
| OD (% OD) | 0,17 |
| Coliformes fécais (NMP/100 mL) | 0,15 |
| pH | 0,12 |
| DBO (mg/L) | 0,10 |
| Nitratos (mg/L NO ₃) | 0,10 |
| Fosfatos (mg/L PO ₄) | 0,10 |
| Varição na Temperatura (°C) | 0,10 |
| Turbidez (UNT) | 0,08 |
| Sólidos Totais Dissolvidos (mg/L) | 0,08 |

A fórmula do índice é dada pela expressão:

$$IQA = \prod_{i=1}^9 q_i^{w_i}$$

Onde:

IQA = Índice de qualidade da água, um número de 0 a 100.

q_i = qualidade do parâmetro individual i , um número de 0 a 100. O valor é obtido pela curva média de variação da qualidade traçada para cada parâmetro, observando as medidas obtidas para os mesmos.

w_i = peso do parâmetro i , onde: $\sum_{i=1}^n w_i = 1$

n = número de parâmetros.

A representação da qualidade da água final se dá pela utilização de uma escala espectral colorida, sendo que cada cor representa um dos 5 níveis de qualidade, conforme demonstra a FIGURA 1. abaixo:

| Nível de Qualidade | Faixa |
|--------------------|----------------------|
| Excelente | $90 < IQA \leq 100$ |
| Bom | $70 < IQA \leq 90$ |
| Médio | $50 < IQA \leq 70$ |
| Ruim | $25 < IQA \leq 50$ |
| Muito Ruim | $0 \leq IQA \leq 25$ |

FIGURA 1: Escala espectral do IQA

As equações para os cálculos de IQA para cada parâmetros se encontram a seguir.

Oxigênio Dissolvido (OD)

O primeiro passo para a determinação do índice para Oxigênio Dissolvido é a determinação da Concentração de saturação de oxigênio:

$$C_s = (14,2 \times e^{-0,0212 \times T} - (0,0016 \times C_{Cl} \times e^{-0,0264 \times T})) \times (0,994 - (0,0001042 \times H))$$

onde:

Cs – concentração de saturação de oxigênio (mg/L)

T – temperatura (°C)

CCl – Concentração de Cloreto (mg/L)

H – Altitude (m)

Depois se calcula a porcentagem de oxigênio dissolvido, dada pela fórmula:

$$\%OD = OD \times 100 / C_s$$

onde:

OD% – porcentagem de oxigênio dissolvido

OD – oxigênio dissolvido (mg/L)

Cs – concentração de saturação de oxigênio dissolvido (mg/L)

As equações para o cálculo do qs para o parâmetro Oxigênio dissolvido são:

- Para OD% saturação ≤ 100 mg/L

$$q_s = 100 \times (\text{sen}(y_1))^2 - [(2,5 \times \text{sen}(y_2) - 0,018 \times OD + 6,86) \times \text{sen}(y_3)] + \frac{12}{e^{y_4} + e^{y_5}}$$

$$y_1 = 0,01396 \times OD + 0,0873$$

$$y_2 = \frac{\pi}{56} \times (OD - 27)$$

$$y_3 = \frac{\pi}{85} \times (OD - 15)$$

$$y_4 = \frac{(OD - 65)}{10}$$

$$y_5 = \frac{(65 - OD)}{10}$$

- Para $100 < OD\%$ saturação ≤ 140 mg/L

$$q_s = - 0,00777142857142832 \cdot (OD\%)^2 + 1,27854285714278 \cdot OD\% + 49,8817148572$$

- Para OD% saturação > 140 mg/L

$$q_s = 47 \text{ mg/l}$$

Coliformes termotolerantes (Coliformes fecais)

As equações para o cálculo do q_s para o parâmetro Coliformes Fecais são:

- Para $CF \leq 10^5$ NMP/100mL

$$q_s = 98,24034 - 34,7145 \times (\log(CF)) + 2,614267 \times (\log(CF))^2 + 0,107821 \times (\log(CF))^3$$

- Para $CF > 10^5$ NMP/100mL

$$q_s = 3,0$$

pH

- Para $pH \leq 2,0$

$$q_s = 2,0$$

- Para $2,0 < pH \leq 6,9$

$$q_s = -37,1085 + 41,91277 \times pH - 15,7043 \times pH^2 + 2,417486 \times pH^3 - 0,091252 \times pH^4$$

- Para $6,9 < pH \leq 7,1$

$$q_s = -4,69365 - 21,4593 \times pH - 68,4561 \times pH^2 + 21,638886 \times pH^3 - 1,59165 \times pH^4$$

- Para $7,1 < pH \leq 12$

$$q_s = -7,698,19 + 3,262,031 \times pH - 499,494 \times pH^2 + 33,1551 \times pH^3 - 0,810613 \times pH^4$$

- Para $pH \geq 12,0$

$$q_s = 3,0$$

DBO

- Para $DBO \leq 30$ mg/l

$$q_s = 100,9571 - 10,7121 \times DBO + 0,49544 \times DBO^2 - 0,011167 \times DBO^3 + 0,0001 \times DBO^4$$

- Para $DBO > 30$ mg/l

$$q_s = 2$$

Nitrato

- Para $(NO_3) \leq 10$ mg/l

$$q_s = -5,1 \times NO_3 + 100,17$$

- Para $10 < (NO_3) \leq 60$ mg/l

$$q_s = -22,853 \times \ln(NO_3) + 101,18$$

- Para $60 < (\text{NO}_3) \leq 90\text{mg/l}$
 $q_s = 10.000.000.000 \times (\text{NO}_3)^{-5,1161}$

- Para $(\text{NO}_3) > 90\text{mg/l}$
 $q_s=1$

Fosfato

Fator de correção = 3,06

- Para $\text{PO}_4 \leq 10\text{mg/l}$
 $q_s = 79,7 \times (\text{PO}_4 + 0,821)^{-1,15}$

- Para $\text{PO}_4 > 10\text{mg/l}$
 $q_s=5$

Turbidez

- Para $Tu \leq 100$
 $q_s = 90,37 \times e^{(-0,0169 \times Tu)} - 1,5 \times \cos(0,0571 \times (Tu - 30)) + 10,22 \times e^{(-0,231 \times Tu)} - 0,8$

- Para $Tu > 100$
 $q_s=5$

Sólidos Totais Dissolvidos

- Para $ST \leq 500$
 $q_s = 133,17 \times e^{(-0,0027 \times ST)} - 53,17 \times e^{(-0,0141 \times ST)} + \left((-6,2 \times e^{(-0,00462 \times ST)}) \times \text{sen}(0,0146 \times ST) \right)$

- Para $ST > 500$
 $q_s=30,0$

APÊNDICE C
Resultados dos parâmetros monitorados no rio São Miguel - abril/2005 a março/2006

| SM 01 | | | | | | | | | | | | |
|--------------------|---------|---------|---------|--------|---------|--------|---------|---------|---------|---------|---------|---------|
| Data | 19/abr | 15/mai | 19/jun | 18/jul | 15/ago | 19/set | 18/out | 20/nov | 11/dez | 23/jan | 15/fev | 20/mar |
| Horas | ... | 16:15 | 15:00 | 16:30 | 09:30 | 09:45 | 09:40 | 08:30 | 10:00 | 08:50 | 11:24 | 07:00 |
| Vazão m³/s | 0,37 | 0,50 | 0,47 | 0,34 | 0,25 | 0,23 | 0,13 | 0,22 | 0,90 | 0,59 | 0,47 | 1,00 |
| T (°C) | 21,2 | 22,7 | 20,7 | 18,8 | 18,8 | 21,5 | 22,6 | 22 | 21,7 | 21,2 | 23,2 | 21,7 |
| pH | 8 | 8 | 8,6 | 8,8 | 8,9 | 8,8 | 8,1 | 8,2 | 8,3 | 8,2 | 7,9 | 7,7 |
| OD (mg/L) | 4,4 | 16,5 | 21 | 8,4 | 6,8 | 5,6 | 5,5 | 8,8 | 6,2 | 8,2 | 5,6 | 7,8 |
| CE (mS) | 0,37 | 0,335 | 0,321 | 0,304 | 0,329 | 0,331 | 0,328 | 0,342 | 0,345 | 0,366 | 0,349 | 0,204 |
| Turbidez (NTU) | ... | ... | ... | 5,29 | 2,98 | 8,49 | 3,4 | 5,92 | 42,53 | 7,46 | 7,39 | 350 |
| Cd Total (mg/L) | <0,0005 | <0,0005 | <0,0005 | 0,001 | <0,0005 | 0,0006 | <0,0005 | <0,0005 | <0,0005 | <0,0005 | <0,0005 | <0,0005 |
| Pb Total (mg/l) | <0,005 | <0,005 | <0,005 | <0,005 | <0,005 | <0,005 | <0,005 | <0,005 | <0,005 | <0,005 | <0,005 | 0,023 |
| Coliformes (100mg) | 130 | 800 | 280 | 1700 | 140 | 230 | 220 | 11 | >1600 | 230 | 500 | 30000 |
| DBO (mg/L) | 2 | <2 | <2 | 2 | 2 | 3 | <2 | <2 | <2 | <2 | <2 | 3 |
| DQO (mg/L) | 8 | 9 | 7 | 21 | 7 | 26 | <5 | <5 | <5 | <5 | <5 | 28 |
| P Total (mg/L P) | 0,01 | <0,01 | 0,32 | 0,13 | 0,23 | 0,08 | 0,09 | 0,15 | 0,1 | 0,11 | 0,1 | 0,08 |
| Nitrato (mg N/L) | 0,45 | 0,33 | 0,17 | 0,08 | 0,16 | 0,08 | 0,19 | 0,17 | 0,06 | 0,3 | 0,27 | 0,38 |
| Zn Total (mg/L) | 1,18 | 1,02 | 0,06 | 0,07 | 0,12 | 0,12 | 0,08 | 0,11 | 0,08 | 0,06 | 0,21 | 0,09 |

| SM 02 | | | | | | | | | | | | |
|--------------------|---------|---------|---------|---------|---------|---------|---------|---------|---------|---------|---------|---------|
| Data | 19/abr | 15/mai | 19/jun | 18/jul | 15/ago | 19/set | 18/out | 20/nov | 11/dez | 23/jan | 15/fev | 20/mar |
| Horas | ... | 17:20 | 16:50 | 17:50 | 11:00 | 11:00 | 11:05 | 10:05 | 11:15 | 10:00 | 13:00 | 08:20 |
| Vazão m³/s | 0,77 | 1,87 | 1,45 | 1,9 | 0,81 | 0,57 | 0,52 | 0,6 | 1,92 | 1,1 | 1,01 | 3,29 |
| T (°C) | 24,2 | 21,1 | 20 | 18,9 | 19,5 | 22,2 | 23,1 | 22,8 | 22,3 | 22,4 | 24 | 22 |
| pH | 7,8 | 7,2 | 8,3 | 8,3 | 8,7 | 8,6 | 7,9 | 8,2 | 8,2 | 8,5 | 7,8 | 7,9 |
| OD (mg/L) | 4,2 | 12,1 | 10,9 | 7,5 | 6,4 | 5,5 | 4,9 | 7,5 | 6,3 | 8,1 | 5,2 | 7,7 |
| CE (mS) | 0,348 | 0,334 | 0,313 | 0,305 | 0,324 | 0,303 | 0,333 | 0,342 | 0,348 | 0,341 | 0,345 | 0,346 |
| Turbidez (NTU) | ... | ... | ... | 3,89 | 4,66 | 2,66 | 2,04 | 4,92 | 23,06 | 5,7 | 7 | 28,68 |
| Cd Total (mg/L) | <0,0005 | <0,0005 | <0,0082 | <0,0005 | <0,0005 | <0,0005 | <0,0005 | <0,0005 | <0,0005 | <0,0005 | <0,0005 | <0,0005 |
| Pb Total (mg/l) | <0,005 | <0,005 | <0,005 | <0,005 | 0,009 | <0,005 | <0,005 | <0,005 | <0,005 | <0,005 | <0,005 | 0,008 |
| Coliformes (100mg) | 130 | 500 | 70 | 1100 | 350 | 220 | 170 | 170 | >1600 | 170 | 230 | 500 |
| DBO (mg/L) | <2 | <2 | <2 | 3 | 2 | <2 | <2 | <2 | <2 | <2 | <2 | <2 |
| DQO (mg/L) | 17 | <5 | 11 | <5 | 7 | 16 | 7 | 7 | 8 | <5 | 8 | 5 |
| P Total (mg/L P) | 0,02 | <0,01 | 0,34 | 0,15 | 0,18 | 0,08 | 0,06 | 0,13 | 0,09 | 0,05 | 0,1 | 0,08 |
| Nitrato (mg N/L) | 4,5 | 0,35 | 0,17 | 0,07 | 0,19 | <0,01 | 0,17 | 0,12 | 0,11 | 0,06 | 0,4 | 0,44 |
| Zn Total (mg/L) | 1,36 | 1,13 | 0,06 | 0,12 | 0,092 | 0,14 | 0,08 | 0,1 | 0,03 | 0,06 | 0,19 | 0,07 |

| SM 03 | | | | | | | | | | | | |
|--------------------|---------|---------|---------|---------|---------|---------|---------|---------|---------|---------|---------|---------|
| Data | 18/abr | 15/mai | 19/jun | 18/jul | 15/ago | 19/set | 18/out | 20/nov | 11/dez | 23/jan | 15-fev | 20/mar |
| Horas | 15:00 | 13:30 | 13:30 | 12:00 | 12:00 | 13:00 | 11:00 | 12:40 | 11:15 | 14:20 | 10:00 | |
| Vazão m³/s | 1,34 | 1,68 | 1,52 | 1,13 | 1,02 | 0,98 | 0,64 | 0,97 | 4,6 | 1,49 | 1,39 | 4,11 |
| T (°C) | 22,9 | 22,4 | 21,5 | 20,9 | 20,1 | 22,5 | 23,5 | 23,2 | 22,8 | 22,3 | 24,3 | 22,4 |
| pH | 7,7 | 7,3 | 8,1 | 8,1 | 8,4 | 8,4 | 7,6 | 7,5 | 7,6 | 7,9 | 7,4 | 7,7 |
| OD (mg/L) | 5 | 12,6 | 21,9 | 6,2 | 3,7 | 3 | 3,9 | 6 | 6,2 | 7,1 | 3,4 | 5,5 |
| CE (mS) | 0,406 | 0,365 | 0,354 | 0,349 | 0,352 | 0,366 | 0,383 | 0,398 | 0,389 | 0,418 | 0,403 | 0,435 |
| Turbidez (NTU) | ... | ... | ... | 1,96 | 1,83 | 2,41 | 3,3 | 4,36 | 36,58 | 5,38 | 2,79 | 9,3 |
| Cd Total (mg/L) | <0,0005 | <0,0005 | <0,0005 | <0,0005 | <0,0005 | <0,0005 | <0,0005 | <0,0005 | <0,0005 | <0,0005 | <0,0005 | <0,0005 |
| Pb Total (mg/l) | <0,008 | <0,005 | <0,005 | <0,005 | <0,005 | <0,005 | <0,005 | <0,005 | 0,006 | <0,005 | <0,005 | 0,014 |
| Coliformes (100mg) | 5000 | >16000 | 170 | 21 | 11 | 90000 | 17000 | 1600 | >1600 | 13000 | 90000 | 50000 |
| DBO (mg/L) | 2 | <2 | 3 | 3 | <2 | 2 | 2 | 2 | <2 | 2 | 2 | <2 |
| DQO (mg/L) | 15 | 10 | 11 | <5 | <5 | 9 | 9 | 36 | 10 | 5 | 5 | 7 |
| P Total (mg/L P) | 0,14 | <0,01 | 0,46 | 0,09 | 0,25 | 0,15 | 0,14 | 0,1 | 0,14 | 0,04 | 0,11 | 0,06 |
| Nitrato (mg N/L) | 8,87 | 0,57 | 0,22 | 0,36 | 0,56 | 0,03 | 0,27 | 0,34 | 0,12 | 0,11 | 0,99 | 0,71 |
| Zn Total (mg/L) | 1,06 | 1,11 | 0,08 | 0,12 | 0,228 | 0,15 | 0,1 | 0,21 | 0,05 | 0,05 | 0,15 | 0,08 |

SM 04

| Data | 18/abr | 15/mai | 19/jun | 18/jul | 15/ago | 19/set | 18/out | 20/nov | 11/dez | 23/jan | 15/fev | 20/mar |
|--------------------|---------|---------|---------|---------|---------|---------|---------|---------|---------|---------|---------|---------|
| Horas | ... | 13:45 | 12:30 | 12:10 | 13:30 | 13:20 | 14:00 | 13:00 | 13:45 | 12:10 | 15:20 | 11:30 |
| Vazão (m³/s) | 1,96 | 2,73 | 1,99 | 1,44 | 1,03 | 1,02 | 0,73 | 1,14 | 7,43 | 2,34 | 2,34 | 3,33 |
| T (°C) | 23,2 | 22 | 21,4 | 18,9 | 19,7 | 22,6 | 24,2 | 24,7 | 23,2 | 23,2 | 24,9 | 23 |
| pH | 3 | 7,3 | 8,1 | 8,5 | 8,7 | 8,6 | 7,9 | 7,8 | 7,8 | 7,7 | 7,7 | 7,8 |
| OD (mg/L) | 5,4 | 15 | 32,2 | 5,8 | 5,7 | 5,6 | 4,9 | 4,6 | 7,3 | 6,9 | 5,5 | 6,4 |
| CE (mS) | 1,992 | 0,369 | 0,373 | 0,353 | 0,382 | 0,378 | 0,377 | 0,398 | 0,382 | 0,411 | 0,409 | 0,428 |
| Turbidez (NTU) | ... | ... | ... | ... | 3,25 | 2,71 | 1,39 | 3,06 | 44,57 | 4,92 | 3,93 | 8 |
| Cd Total (mg/L) | <0,0005 | <0,0005 | <0,0005 | <0,0005 | <0,0005 | <0,0005 | <0,0005 | <0,0005 | <0,0005 | <0,0005 | <0,0005 | <0,0005 |
| Pb Total (mg/l) | <0,005 | <0,005 | <0,005 | 0,007 | <0,005 | <0,005 | <0,005 | <0,005 | <0,005 | <0,005 | <0,005 | 0,01 |
| Coliformes (100mg) | 2200 | 110 | 1100 | 19 | 170 | 1300 | 50 | 110 | >1600 | 130 | 280 | 3000 |
| DBO (mg/L) | 4 | <2 | 2 | 2 | 2 | 2 | <2 | <2 | <2 | <2 | <2 | <2 |
| DQO (mg/L) | 16 | 5 | 9 | 10 | 7 | 9 | 7 | <5 | <5 | 10 | 8 | 10 |
| P Total (mg/L P) | 0,04 | <0,01 | 0,44 | 0,18 | 0,16 | 0,08 | 0,1 | 0,12 | 0,15 | 0,07 | 0,08 | 0,1 |
| Nitrato (mg N/L) | 17,79 | 0,58 | 0,31 | 0,24 | 0,51 | <0,01 | 0,79 | 0,34 | 0,12 | 0,12 | 0,53 | 2,14 |
| Zn Total (mg/L) | 0,97 | 1,29 | 0,13 | 0,17 | 0,89 | 0,09 | 0,09 | 0,15 | 0,04 | 0,06 | 0,1 | 0,15 |

SM 05

| Data | 18/abr | 15/mai | 19/jun | 18/jul | 15/ago | 19/set | 18/out | 20/nov | 11/dez | 23/jan | 15/fev | 20/mar |
|--------------------|---------|---------|---------|---------|---------|---------|---------|---------|---------|---------|---------|---------|
| Horas | ... | 12:00 | 11:00 | 10:20 | 15:00 | 13:20 | 15:30 | 15:00 | 15:20 | 13:45 | 16:30 | 12:45 |
| Vazão (m³/s) | 3,9 | 5,39 | 5,67 | 4,41 | 3,57 | 4,2 | 2,69 | 4,77 | 16,65 | 4,37 | 4,9 | 15,48 |
| T (°C) | 26,7 | 22,5 | 23,2 | 19,5 | 20,4 | 23,5 | 25,2 | 25,4 | 23,3 | 24,7 | 25,9 | 23,6 |
| pH | 7,1 | 7,5 | 7,3 | 8,5 | 8,7 | 8,6 | 7,9 | 7,8 | 7,8 | 7,7 | 7,5 | 7,7 |
| OD (mg/L) | 4 | 16,6 | 27 | 5,5 | 6,2 | 5,1 | 4,8 | 6,5 | 7,6 | 6,1 | 5,5 | 6,9 |
| CE (mS) | 0,34 | 0,304 | 0,286 | 0,265 | 0,288 | 0,287 | 0,312 | 0,321 | 0,261 | 0,346 | 0,326 | 0,345 |
| Turbidez (NTU) | ... | ... | ... | 4,57 | 5,11 | 10,65 | 5,1 | 22,9 | 63,06 | 9,24 | 8,46 | 56,31 |
| Cd Total (mg/L) | <0,0005 | <0,0005 | <0,0005 | <0,0005 | <0,0005 | <0,0005 | <0,0005 | <0,0005 | <0,0005 | <0,0005 | <0,0005 | <0,0005 |
| Pb Total (mg/l) | <0,005 | <0,005 | <0,005 | <0,005 | <0,005 | <0,005 | <0,005 | <0,005 | <0,005 | <0,005 | <0,005 | 0,027 |
| Coliformes (100mg) | 110 | 230 | 350 | 140 | 110 | 80 | 500 | 220 | >1600 | 700 | 220 | 1100 |
| DBO (mg/L) | 2 | <2 | 2 | 2 | <2 | <2 | <2 | <2 | 2 | 2 | <2 | <2 |
| DQO (mg/L) | <5 | <5 | 9 | 7 | 9 | 12 | <5 | 5 | 19 | 23 | 9 | 8 |
| P Total (mg/L P) | 0,02 | <0,01 | 0,39 | 0,14 | 0,18 | 0,08 | 0,06 | 0,11 | 0,14 | 0,03 | 0,05 | 0,1 |
| Nitrato (mg N/L) | 1,86 | 0,34 | 0,19 | 0,1 | 0,26 | 0,03 | 0,3 | 0,19 | 0,05 | 0,12 | 0,3 | 1,23 |
| Zn Total (mg/L) | 0,92 | 1,11 | 0,09 | 0,13 | 0,073 | 0,12 | 0,09 | 0,14 | 0,12 | 0,06 | 0,09 | 0,19 |

APÊNDICE D

Resultados das análises de amostras realizadas com o Espectrômetro ICP – AES

TABELA 1

| Resolução 357 | Mg | Al | Ca | Cr | Fe | Co | Cu | Cd |
|--|-----------|---------------|-----------|-------------|---------------|-------------|--------------|--------------|
| vmp¹ classe 1 e 2 (mg/L) | | 0,1 | | 0,05 | 0,3 | 0,05 | 0,009 | 0,001 |
| vmp classe 3 (mg/L) | | 0,2 | | 0,05 | 5 | 0,2 | 0,013 | 0,01 |
| | ppm | ppm | ppm | ppm | ppm | ppm | ppm | ppm |
| 15/8/2005 | | | | | | | | |
| SM 01 | 5,640 | 0,0657 | > 60,4 | 0,0019 | 0,009 | < 0,0001 | < 0,0033 | 0,0021 |
| SM 02 | 1,781 | 0,0611 | > 62,7 | 0,0003 | < 0,0014 | < 0,0001 | < 0,0033 | 0,0008 |
| SM 03 | 4,943 | 0,1009 | > 70,3 | < 0 | 0,1336 | < 0,0001 | < 0,0033 | 0,0008 |
| SM 04 | 3,731 | 0,037 | > 64,7 | < 0 | < 0,0014 | < 0,0001 | < 0,0033 | 0,0008 |
| SM 05 | 0,992 | 0,0477 | > 54,8 | 0,0024 | < 0,0014 | < 0,0001 | < 0,0033 | 0,0021 |
| 19/9/2005 | | | | | | | | |
| SM 01 | 5,150 | 0,0537 | > 75,6 | < 0 | 0,0308 | < 0,0001 | < 0,0033 | 0,0019 |
| SM 02 | 1,434 | 0,0494 | > 78 | < 0 | < 0,0014 | < 0,0001 | < 0,0033 | 0,0014 |
| SM 03 | 5,040 | 0,051 | > 86,9 | < 0 | < 0,0014 | < 0,0001 | < 0,0033 | 0,0018 |
| SM 04 | 4,765 | 0,0569 | > 91,7 | < 0 | 0,002 | < 0,0001 | < 0,0033 | 0,0011 |
| SM 05 | 0,836 | 0,0784 | > 62,4 | < 0 | 0,0652 | < 0,0001 | < 0,0033 | 0,002 |
| 18-10/2005? | | | | | | | | |
| SM 01 | 5,530 | 0,0403 | > 79,6 | < 0 | < 0,0014 | < 0,0001 | < 0,0033 | 0,0008 |
| SM 02 | 1,635 | 0,0555 | > 80,2 | < 0 | < 0,0014 | < 0,0001 | < 0,0033 | 0,0008 |
| SM 03 | 4,887 | 0,0629 | > 89,4 | < 0 | < 0,0014 | < 0,0001 | < 0,0033 | 0,0019 |
| SM 04 | 5,210 | 0,0619 | > 85 | < 0 | < 0,0014 | 0,0024 | < 0,0033 | 0,0036 |
| 20/11/2006 | | | | | | | | |
| SM 01 | 7,69 | 0,098 | > 51,4 | 0,0095 | 0,0475 | < 0,0001 | < 0,0033 | 0,0014 |
| SM 02 | 5,51 | 0,0939 | > 53,4 | 0,0122 | 0,0306 | 0,0033 | < 0,0033 | 0,0033 |
| SM 03 | 7,49 | 0,0945 | > 61,4 | 0,0136 | 0,058 | 0,0029 | < 0,0033 | 0,0027 |
| SM 04 | 7,65 | 0,0957 | > 66,7 | 0,0126 | 0,0258 | 0,0036 | < 0,0033 | 0,003 |
| SM 05 | 5,94 | 0,1003 | > 51,1 | 0,0132 | 0,0589 | 0,0037 | < 0,0033 | 0,0038 |
| 11/12/2006 | | | | | | | | |
| SM 01 | 8,56 | 0,57 | > 53,2 | < 0 | 0,3462 | < 0,0001 | < 0,0033 | 0,0022 |
| SM 02 | 7,62 | 0,2805 | > 58 | < 0 | 0,1775 | < 0,0001 | < 0,0033 | 0,0011 |
| SM 03 | 9,04 | 0,4955 | > 60,8 | < 0 | 0,2497 | 0,0002 | < 0,0033 | 0,0022 |
| SM 04 | 7,26 | 0,4037 | > 63,8 | < 0 | 0,2344 | 0,0005 | < 0,0033 | 0,0024 |
| SM 05 | 4,987 | 1,421 | > 42,17 | < 0 | 1,04 | 0,0002 | < 0,0033 | 0,0018 |
| 22/4/2006 | | | | | | | | |
| SM 01 | 7,51 | 0,0786 | > 51,3 | < 0 | 0,1521 | < 0,0001 | < 0,0033 | 0,0008 |
| SM 02 | 6,28 | 0,1196 | > 47,43 | < 0 | 0,0978 | < 0,0001 | < 0,0033 | 0,0008 |
| SM 03 | 4,312 | 0,837 | > 31,96 | 0,0273 | 0,0869 | < 0,0001 | < 0,0033 | 0,0057 |
| SM 04 | 2,448 | 0,064 | > 15,71 | < 0 | 0,0445 | < 0,0001 | < 0,0033 | 0,0008 |
| SM 05 | 5,91 | 0,1286 | > 48,47 | < 0 | 0,2866 | < 0,0001 | < 0,0033 | 0,0009 |

1 Valor máximo permitido

APÊNDICE D – TABELA 1

| Resolução 357 | Ti | Mn | Ni | Zn | Ba | Pb |
|--------------------------------|-----------|------------|--------------|-------------|------------|---------------|
| vmp classe 1 e 2 (mg/L) | | 0,1 | 0,025 | 0,18 | 0,7 | 0,01 |
| vmp classe 3 (mg/L) | | 0,5 | 0,025 | 5 | 1 | 0,033 |
| | ppm | ppm | ppm | ppm | ppm | ppm |
| 15/8/2005 | | | | | | |
| SM 01 | < 0,0007 | < 0,0029 | < 0,0171 | < 0,0003 | 0,0244 | 0,05 |
| SM 02 | < 0,0007 | < 0,0029 | < 0,0171 | 0,0335 | < 0,0104 | 0,05 |
| SM 03 | < 0,0007 | 0,0171 | < 0,0171 | 0,157 | < 0,0104 | 0,05 |
| SM 04 | < 0,0007 | < 0,0029 | < 0,0171 | < 0,0003 | < 0,0104 | 0,05 |
| SM 05 | < 0,0007 | < 0,0029 | < 0,0171 | 0,0914 | 0,0297 | 0,05 |
| 19/9/2005 | | | | | | |
| SM 01 | < 0,0007 | < 0,0029 | < 0,0171 | 0,027 | < 0,0104 | 0,05 |
| SM 02 | < 0,0007 | < 0,0029 | < 0,0171 | 0,0073 | < 0,0104 | 0,05 |
| SM 03 | < 0,0007 | < 0,0029 | < 0,0171 | 0,0134 | < 0,0104 | 0,05 |
| SM 04 | < 0,0007 | < 0,0029 | < 0,0171 | 0,0161 | < 0,0104 | 0,05 |
| SM 05 | < 0,0007 | < 0,0029 | < 0,0171 | 0,0036 | 0,0157 | 0,05 |
| 18-10/2005? | | | | | | |
| SM 01 | < 0,0007 | < 0,0029 | < 0,0171 | < 0,0003 | < 0,0104 | 0,05 |
| SM 02 | < 0,0007 | < 0,0029 | < 0,0171 | < 0,0003 | < 0,0104 | 0,05 |
| SM 03 | < 0,0007 | < 0,0029 | < 0,0171 | < 0,0003 | < 0,0104 | 0,05 |
| SM 04 | < 0,0007 | < 0,0029 | < 0,0171 | < 0,0003 | 0,0224 | 0,0751 |
| 20/11/2006 | | | | | | |
| SM 01 | < 0,0007 | < 0,0029 | < 0,0171 | < 0,0003 | 0,0219 | 0,05 |
| SM 02 | < 0,0007 | < 0,0029 | < 0,0171 | < 0,0003 | 0,0299 | 0,05 |
| SM 03 | < 0,0007 | 0,0037 | < 0,0171 | 0,1055 | 0,0297 | 0,0539 |
| SM 04 | < 0,0007 | 0,0069 | < 0,0171 | < 0,0003 | 0,0294 | 0,05 |
| SM 05 | < 0,0007 | < 0,0029 | < 0,0171 | 0,0692 | 0,0392 | 0,0671 |
| 11/12/2006 | | | | | | |
| SM 01 | 0,012 | < 0,0029 | < 0,0171 | < 0,0003 | 0,0238 | 0,05 |
| SM 02 | 0,0016 | < 0,0029 | < 0,0171 | < 0,0003 | < 0,0104 | 0,05 |
| SM 03 | 0,0064 | < 0,0029 | < 0,0171 | < 0,0003 | 0,034 | 0,05 |
| SM 04 | 0,0041 | < 0,0029 | < 0,0171 | < 0,0003 | 0,0265 | 0,05 |
| SM 05 | 0,0255 | 0,0036 | < 0,0171 | 0,0477 | 0,0235 | 0,05 |
| 22/4/2006 | | | | | | |
| SM 01 | < 0,0007 | 0,0085 | < 0,0171 | < 0,0003 | 0,017 | 0,05 |
| SM 02 | < 0,0007 | 0,0126 | < 0,0171 | < 0,0003 | 0,0107 | 0,05 |
| SM 03 | < 0,0007 | 0,0065 | < 0,0171 | < 0,0003 | < 0,0104 | 0,05 |
| SM 04 | < 0,0007 | 0,0046 | < 0,0171 | < 0,0003 | < 0,0104 | 0,05 |
| SM 05 | < 0,0007 | 0,0199 | < 0,0171 | < 0,0003 | 0,0188 | 0,05 |

APÊNDICE D - TABELA 2

| Resolução 357 | Cd | | Pb | | Zn | |
|--------------------------------|--------------|---------------|---------------|---------------|-------------|---------------|
| vmp classe 1 e 2 (mg/L) | 0,001 | | 0,01 | | 0,18 | |
| vmp classe 3 (mg/L) | 0,01 | | 0,033 | | 5 | |
| | ICP ppm | Cetec mg/L | ICP ppm | Cetec mg/L | ICP ppm | Cetec mg/L |
| 15/8/2005 | | | | | | |
| SM 01 | 0,0021 | <0,0005 | < 0,05 | <0,005 | < 0,0003 | 0,12 |
| SM 02 | < 0,0008 | <0,0005 | < 0,05 | 0,009 | 0,0335 | 0,092 |
| SM 03 | < 0,0008 | <0,0005 | < 0,05 | <0,005 | 0,157 | 0,228 |
| SM 04 | < 0,0008 | <0,0005 | < 0,05 | <0,005 | < 0,0003 | 0,89 |
| SM 05 | 0,0021 | <0,0005 | < 0,05 | <0,005 | 0,0914 | 0,073 |
| 19/9/2005 | | | | | | |
| SM 01 | 0,0019 | 0,0006 | < 0,05 | <0,005 | 0,027 | 0,12 |
| SM 02 | 0,0014 | <0,0005 | < 0,05 | <0,005 | 0,0073 | 0,14 |
| SM 03 | 0,0018 | <0,0005 | < 0,05 | <0,005 | 0,0134 | 0,15 |
| SM 04 | 0,0011 | <0,0005 | < 0,05 | <0,005 | 0,0161 | 0,09 |
| SM 05 | 0,002 | <0,0005 | < 0,05 | <0,005 | 0,0036 | 0,12 |
| 18-10/2005? | | | | | | |
| SM 01 | < 0,0008 | <0,0005 | < 0,05 | <0,005 | < 0,0003 | 0,08 |
| SM 02 | < 0,0008 | <0,0005 | < 0,05 | <0,005 | < 0,0003 | 0,08 |
| SM 03 | 0,0019 | <0,0005 | < 0,05 | <0,005 | < 0,0003 | 0,1 |
| SM 04 | 0,0036 | <0,0005 | 0,0751 | <0,005 | < 0,0003 | 0,09 |
| 20/11/2005 | | | | | | |
| SM 01 | 0,0014 | <0,0005 | < 0,05 | <0,005 | < 0,0003 | 0,11 |
| SM 02 | 0,0033 | <0,0005 | < 0,05 | <0,005 | < 0,0003 | 0,1 |
| SM 03 | 0,0027 | <0,0005 | 0,0539 | <0,005 | 0,1055 | 0,21 |
| SM 04 | 0,003 | <0,0005 | < 0,05 | <0,005 | < 0,0003 | 0,15 |
| SM 05 | 0,0038 | <0,0005 | 0,0671 | <0,005 | 0,0692 | 0,14 |
| 11/12/2005 | | | | | | |
| SM 01 | 0,0022 | <0,0005 | < 0,05 | <0,005 | < 0,0003 | 0,08 |
| SM 02 | 0,0011 | <0,0005 | < 0,05 | <0,005 | < 0,0003 | 0,03 |
| SM 03 | 0,0022 | <0,0005 | < 0,05 | 0,006 | < 0,0003 | 0,05 |
| SM 04 | 0,0024 | <0,0005 | < 0,05 | <0,005 | < 0,0003 | 0,04 |
| SM 05 | 0,0018 | <0,0005 | < 0,05 | <0,005 | 0,0477 | 0,12 |
| 22/4/2006 | | | | | | |
| SM 01 | < 0,0008 | | < 0,05 | | < 0,0003 | |
| SM 02 | < 0,0008 | | < 0,05 | | < 0,0003 | |
| SM 03 | 0,0057 | | < 0,05 | | < 0,0003 | |
| SM 04 | < 0,0008 | | < 0,05 | | < 0,0003 | |
| SM 05 | 0,0009 | | < 0,05 | | < 0,0003 | |

APÊNDICE D - TABELA 3

| Resolução 357 | Mg | Al | Cr | Fe | Co | Cu | Cd |
|--------------------------------|-----------|---------------|--------------|-------------|-------------|--------------|--------------|
| vmp classe 1 e 2 (mg/L) | | 0,1 | 0,05 | 0,3 | 0,05 | 0,009 | 0,001 |
| vmp classe 3 (mg/L) | | 0,2 | 0,05 | 5 | 0,2 | 0,013 | 0,01 |
| | ppm | ppm | ppm | ppm | ppm | ppm | ppm |
| 19/5/2006 | | | | | | | |
| P.24 | 7,59 | 0,0888 | < 0 | 0,0319 | < 0,0001 | < 0,0033 | < 0,0008 |
| P.31 | 6,64 | 0,996 | < 0 | 0,956 | < 0,0001 | 0,0035 | < 0,0008 |
| P.34 | 2,149 | 0,0211 | < 0 | < 0,0014 | < 0,0001 | < 0,0033 | < 0,0008 |
| P.41 | 3,014 | 0,0868 | < 0 | 0,0139 | < 0,0001 | < 0,0033 | < 0,0008 |
| P.44 | 1,469 | 0,1007 | < 0 | 0,0206 | < 0,0001 | < 0,0033 | < 0,0008 |
| Resolução 357 | Ti | Mn | Ni | Zn | Ba | Pb | |
| vmp classe 1 e 2 (mg/L) | | 0,1 | 0,025 | 0,18 | 0,7 | 0,01 | |
| vmp classe 3 (mg/L) | | 0,5 | 0,025 | 5 | 1 | 0,033 | |
| | ppm | ppm | ppm | ppm | ppm | ppm | |
| 19/5/2006 | | | | | | | |
| P.24 | < 0,0007 | < 0,0029 | < 0,0171 | 0,0153 | < 0,0104 | < 0,05 | |
| P.31 | 0,0314 | 0,2119 | < 0,0171 | 0,078 | < 0,0104 | < 0,05 | |
| P.34 | < 0,0007 | < 0,0029 | < 0,0171 | 0,0008 | < 0,0104 | < 0,05 | |
| P.41 | < 0,0007 | < 0,0029 | < 0,0171 | 0,0267 | < 0,0104 | < 0,05 | |
| P.44 | < 0,0007 | < 0,0029 | < 0,0171 | < 0,0003 | < 0,0104 | < 0,05 | |

APÊNDICE D - TABELA 4

| Resolução 357 | Mg | Al | Cr | Fe | Co | Cu | Cd |
|-------------------------|--------|-----------------|-------------|--------------|-------------|--------------|---------------|
| vmp classe 1 e 2 (mg/L) | | 0,1 | 0,05 | 0,3 | 0,05 | 0,009 | 0,001 |
| vmp classe 3 (mg/L) | | 0,2 | 0,05 | 5 | 0,2 | 0,013 | 0,01 |
| | ppm | ppm | ppm | ppm | ppm | ppm | ppm |
| 14/9/2006 | | | | | | | |
| LA 01 | 25,97 | 0,2015 ≤ | 0 | 0,0962 | < 0,0001 | < 0,0033 | 0,0018 |
| SA 01 | 6,1 | 0,1631 < | 0 | 0,1189 | < 0,0001 | < 0,0033 | < 0,0008 |
| CO 01 | 7,73 | 0,1896 < | 0 | 0,555 | < 0,0001 | < 0,0033 | < 0,0008 |
| SA 02 | 4,261 | 0,0374 < | 0 | 0,0702 | < 0,0001 | < 0,0033 | < 0,0008 |
| CA 02 | 2,212 | 0,0138 < | 0 | 0,599 | < 0,0001 | < 0,0033 | < 0,0008 |
| 13/9/2006 | | | | | | | |
| JX 01 | 2,873 | 0,0501 < | 0 | 0,0103 | < 0,0001 | < 0,0033 | < 0,0008 |
| LT 01 | 0,0653 | 0,2772 < | 0 | 1,784 | < 0,0001 | < 0,0033 | < 0,0008 |

| Resolução 357 | Ti | Mn | Ni | Zn | Ba | Pb |
|-------------------------|----------|------------|--------------|-------------|------------|--------------|
| vmp classe 1 e 2 (mg/L) | | 0,1 | 0,025 | 0,18 | 0,7 | 0,01 |
| vmp classe 3 (mg/L) | | 0,5 | 0,025 | 5 | 1 | 0,033 |
| | ppm | ppm | ppm | ppm | ppm | ppm |
| 14/9/2006 | | | | | | |
| LA 01 | < 0,0007 | 0,0365 < | 0,0171 < | < 0,0003 | < 0,0104 | < 0,05 |
| SA 01 | < 0,0016 | 0,0029 < | 0,0171 < | < 0,0003 | < 0,0104 | < 0,05 |
| CO 01 | < 0,0007 | 0,2849 < | 0,0171 < | < 0,0003 | < 0,0104 | < 0,05 |
| SA 02 | < 0,0007 | < 0,0029 < | 0,0171 < | < 0,0003 | < 0,0104 | < 0,05 |
| CA 02 | < 0,0007 | 0,0326 < | 0,0171 < | < 0,0003 | 0,026 | < 0,05 |
| 13/9/2006 | | | | | | |
| JX 01 | < 0,0007 | < 0,0029 < | 0,0171 < | < 0,0003 | 0,0513 | < 0,05 |
| LT 01 | < 0,0018 | 0,0238 < | 0,0171 < | < 0,0003 | < 0,0104 | < 0,05 |

APÊNDICE E
Tabelas de verificação de classes de usos nos trechos segundo
padrões da Resolução 357 - CONAMA

SM 01

| | | 19/abr | 15/mai | 19/jun | 18/jul | 15/ago | 19/set | 18/out | 20/nov | 11/dez | 23/jan | 15/fev | 20/mar |
|------------------------|------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|------------|------------|-------------|-----------------|-------------|-------------|--------------|
| Classe 2 | vmp | | | | | | | | | | | | |
| OD (mg/L) | >6 | 4,4 | ... | ... | 8,4 | 6,8 | 5,6 | 5,5 | 8,8 | 6,2 | 8,2 | 5,6 | 7,8 |
| Turbidez (NTU) | 40 | ... | ... | ... | 5,29 | 2,98 | 8,49 | 3,4 | 5,92 | 42,53 | 7,46 | 7,39 | 350 |
| Coliformes (NMP/100mg) | 200 | 130 | 800 | 280 | 1700 | 140 | 230 | 220 | 11 | >1600 | 230 | 500 | 30000 |
| Fósforo Total (mg/L P) | 0,1 | 0,01 | <0,01 | 0,32 | 0,13 | 0,23 | 0,08 | 0,09 | 0,15 | 0,1 | 0,11 | 0,1 | 0,08 |
| Zn Total (mg/L) | 0,18 | 1,18 | 1,02 | 0,06 | 0,07 | 0,12 | 0,12 | 0,08 | 0,11 | 0,08 | 0,06 | 0,21 | 0,09 |
| Classe 3 | | | | | | | | | | | | | |
| OD (mg/L) | >5 | 4,4 | ... | ... | 8,4 | 6,8 | 5,6 | 5,5 | 8,8 | 6,2 | 8,2 | 5,6 | 7,8 |
| Turbidez (NTU) | 100 | ... | ... | ... | 5,29 | 2,98 | 8,49 | 3,4 | 5,92 | 42,53 | 7,46 | 7,39 | 350 |
| Fósforo Total (mg/L P) | 0,1 | 0,01 | <0,01 | 0,32 | 0,13 | 0,23 | 0,08 | 0,09 | 0,15 | 0,1 | 0,11 | 0,1 | 0,08 |
| Zn Total (mg/L) | 0,18 | 1,18 | 1,02 | 0,06 | 0,07 | 0,12 | 0,12 | 0,08 | 0,11 | 0,08 | 0,06 | 0,21 | 0,09 |
| Classe 4 | | | | | | | | | | | | | |
| Turbidez (NTU) | 100 | ... | ... | ... | 5,29 | 2,98 | 8,49 | 3,4 | 5,92 | 42,53 | 7,46 | 7,39 | 350 |
| Fósforo Total (mg/L P) | 0,15 | 0,01 | <0,01 | 0,32 | 0,13 | 0,23 | 0,08 | 0,09 | 0,15 | 0,1 | 0,11 | 0,1 | 0,08 |

SM 02

| | | vmp | 19/abr | 15/mai | 19/jun | 18/jul | 15/ago | 19/set | 18/out | 20/nov | 11/dez | 23/jan | 15/fev | 20/mar |
|------------------------|------|-----|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|------------|------------|-------------|-----------------|--------|-------------|------------|
| Classe 2 | | | | | | | | | | | | | | |
| OD (mg/L) | >6 | | 4,2 | ... | ... | 7,5 | 6,4 | 5,5 | 4,9 | 7,5 | 6,3 | 8,1 | 5,2 | 7,7 |
| Coliformes (NMP/100mg) | 200 | | 130 | 500 | 70 | 1100 | 350 | 220 | 170 | 170 | >1600 | 170 | 230 | 500 |
| Fósforo Total (mg/L P) | 0,1 | | 0,02 | <0,01 | 0,34 | 0,15 | 0,18 | 0,08 | 0,06 | 0,13 | 0,09 | 0,05 | 0,1 | 0,08 |
| Zn Total (mg/L) | 0,18 | | 1,36 | 1,13 | 0,06 | 0,12 | 0,092 | 0,14 | 0,08 | 0,1 | 0,03 | 0,06 | 0,19 | 0,07 |
| Classe 3 | | | | | | | | | | | | | | |
| OD (mg/L) | >5 | | 4,2 | ... | ... | 7,5 | 6,4 | 5,5 | 4,9 | 7,5 | 6,3 | 8,1 | 5,2 | 7,7 |
| Fósforo Total (mg/L P) | 0,1 | | 0,02 | <0,01 | 0,34 | 0,15 | 0,18 | 0,08 | 0,06 | 0,13 | 0,09 | 0,05 | 0,1 | 0,08 |
| Zn Total (mg/L) | 0,18 | | 1,36 | 1,13 | 0,06 | 0,12 | 0,092 | 0,14 | 0,08 | 0,1 | 0,03 | 0,06 | 0,19 | 0,07 |
| Classe 4 | | | | | | | | | | | | | | |
| Fósforo Total (mg/L P) | 0,15 | | 0,02 | <0,01 | 0,34 | 0,15 | 0,18 | 0,08 | 0,06 | 0,13 | 0,09 | 0,05 | 0,1 | 0,08 |

SM 03

| | | vmp | 19/abr | 15/mai | 19/jun | 18/jul | 15/ago | 19/set | 18/out | 20/nov | 11/dez | 23/jan | 15/fev | 20/mar |
|------------------------|------|-----|-------------|------------------|-------------|--------|--------------|--------------|--------------|-------------|-----------------|--------------|--------------|--------------|
| Classe 2 | | | | | | | | | | | | | | |
| OD (mg/L) | >6 | | 5 | ... | ... | 6,2 | 3,7 | 3 | 3,9 | 6 | 6,2 | 7,1 | 3,4 | 5,5 |
| Coliformes (NMP/100mg) | | | 5000 | >16000 | 170 | 21 | 11 | 90000 | 17000 | 1600 | >1600 | 13000 | 90000 | 50000 |
| Fósforo Total (mg/L P) | 0,1 | | 0,14 | <0,01 | 0,46 | 0,09 | 0,25 | 0,15 | 0,14 | 0,1 | 0,14 | 0,04 | 0,11 | 0,06 |
| Zn Total (mg/L) | 0,18 | | 1,06 | 1,11 | 0,08 | 0,12 | 0,228 | 0,15 | 0,1 | 0,21 | 0,05 | 0,05 | 0,15 | 0,08 |
| Classe 3 | | | | | | | | | | | | | | |
| OD (mg/L) | >5 | | 5 | ... | ... | 6,2 | 3,7 | 3 | 3,9 | 6 | 6,2 | 7,1 | 3,4 | 5,5 |
| Coliformes (NMP/100mg) | 1000 | | 5000 | >16000 | 170 | 21 | 11 | 90000 | 17000 | 1600 | >1600 | 13000 | 90000 | 50000 |
| Fósforo Total (mg/L P) | 0,1 | | 0,14 | <0,01 | 0,46 | 0,09 | 0,25 | 0,15 | 0,14 | 0,1 | 0,14 | 0,04 | 0,11 | 0,06 |
| Zn Total (mg/L) | 0,18 | | 1,06 | 1,11 | 0,08 | 0,12 | 0,228 | 0,15 | 0,1 | 0,21 | 0,05 | 0,05 | 0,15 | 0,08 |
| Classe 4 | | | | | | | | | | | | | | |
| OD (mg/L) | >4 | | 5 | ... | ... | 6,2 | 3,7 | 3 | 3,9 | 6 | 6,2 | 7,1 | 3,4 | 5,5 |
| Coliformes (NMP/100mg) | 2500 | | 5000 | >16000 | 170 | 21 | 11 | 90000 | 17000 | 1600 | >1600 | 13000 | 90000 | 50000 |
| Fósforo Total (mg/L P) | 0,15 | | 0,14 | <0,01 | 0,46 | 0,09 | 0,25 | 0,15 | 0,14 | 0,1 | 0,14 | 0,04 | 0,11 | 0,06 |

SM 04

| | vmp | 19/abr | 15/mai | 19/jun | 18/jul | 15/ago | 19/set | 18/out | 20/nov | 11/dez | 23/jan | 15/fev | 20/mar |
|------------------------|------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|------------|-------------|-----------------|--------|------------|-------------|
| Classe 2 | | | | | | | | | | | | | |
| OD (mg/L) | >6 | 5,4 | ... | ... | 5,8 | 5,7 | 5,6 | 4,9 | 4,6 | 7,3 | 6,9 | 5,5 | 6,4 |
| Coliformes (NMP/100mg) | 200 | 2200 | 110 | 1100 | 19 | 170 | 1300 | 50 | 110 | >1600 | 130 | 280 | 3000 |
| Turbidez (NTU) | 40 | ... | ... | ... | ... | 3,25 | 2,71 | 1,39 | 3,06 | 44,57 | 4,92 | 3,93 | 8 |
| Fósforo Total (mg/L P) | 0,1 | 0,04 | <0,01 | 0,44 | 0,18 | 0,16 | 0,08 | 0,1 | 0,12 | 0,15 | 0,07 | 0,08 | 0,1 |
| Zn Total (mg/L) | 0,18 | 0,97 | 1,29 | 0,13 | 0,17 | 0,89 | 0,09 | 0,09 | 0,15 | 0,04 | 0,06 | 0,1 | 0,15 |
| Classe 3 | | | | | | | | | | | | | |
| OD (mg/L) | >5 | 5,4 | ... | ... | 5,8 | 5,7 | 5,6 | 4,9 | 4,6 | 7,3 | 6,9 | 5,5 | 6,4 |
| Coliformes (NMP/100mg) | 1000 | 2200 | 110 | 1100 | 19 | 170 | 1300 | 50 | 110 | >1600 | 130 | 280 | 3000 |
| Fósforo Total (mg/L P) | 0,1 | 0,04 | <0,01 | 0,44 | 0,18 | 0,16 | 0,08 | 0,1 | 0,12 | 0,15 | 0,07 | 0,08 | 0,1 |
| Zn Total (mg/L) | 0,18 | 0,97 | 1,29 | 0,13 | 0,17 | 0,89 | 0,09 | 0,09 | 0,15 | 0,04 | 0,06 | 0,1 | 0,15 |
| Classe 4 | | | | | | | | | | | | | |
| Fósforo Total (mg/L P) | 0,15 | 0,04 | <0,01 | 0,44 | 0,18 | 0,16 | 0,08 | 0,1 | 0,12 | 0,15 | 0,07 | 0,08 | 0,1 |

SM 05

| | vmp | 19/abr | 15/mai | 19/jun | 18/jul | 15/ago | 19/set | 18/out | 20/nov | 11/dez | 23/jan | 15/fev | 20/mar |
|------------------------|------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|------------|------------|-------------|-----------------|------------|------------|--------------|
| Classe 2 | | | | | | | | | | | | | |
| OD (mg/L) | >6 | 4 | ... | ... | 5,5 | 6,2 | 5,1 | 4,8 | 6,5 | 7,6 | 6,1 | 5,5 | 6,9 |
| Turbidez (NTU) | 40 | ... | ... | ... | 4,57 | 5,11 | 10,65 | 5,1 | 22,9 | 63,06 | 9,24 | 8,46 | 56,31 |
| Coliformes (NMP/100mg) | 200 | 110 | 230 | 350 | 140 | 110 | 80 | 500 | 220 | >1600 | 700 | 220 | 1100 |
| Fósforo Total (mg/L P) | 0,1 | 0,02 | <0,01 | 0,39 | 0,14 | 0,18 | 0,08 | 0,06 | 0,11 | 0,14 | 0,03 | 0,05 | 0,1 |
| Zn Total (mg/L) | 0,18 | 0,92 | 1,11 | 0,09 | 0,13 | 0,073 | 0,12 | 0,09 | 0,14 | 0,12 | 0,06 | 0,09 | 0,19 |
| Classe 3 | | | | | | | | | | | | | |
| OD (mg/L) | >5 | 4 | ... | ... | 5,5 | 6,2 | 5,1 | 4,8 | 6,5 | 7,6 | 6,1 | 5,5 | 6,9 |
| Fósforo Total (mg/L P) | 0,1 | 0,02 | <0,01 | 0,39 | 0,14 | 0,18 | 0,08 | 0,06 | 0,11 | 0,14 | 0,03 | 0,05 | 0,1 |
| Zn Total (mg/L) | 0,18 | 0,92 | 1,11 | 0,09 | 0,13 | 0,073 | 0,12 | 0,09 | 0,14 | 0,12 | 0,06 | 0,09 | 0,19 |
| Classe 4 | | | | | | | | | | | | | |
| Fósforo Total (mg/L P) | 0,15 | 0,02 | <0,01 | 0,39 | 0,14 | 0,18 | 0,08 | 0,06 | 0,11 | 0,14 | 0,03 | 0,05 | 0,1 |

APÊNDICE F

Resultados dos cálculos do IQA no rio São Miguel – abril de 2005 a maio de 2006

| | SM01 Abril | | | SM 02 Abril | | | SM 03 Abril | | | SM 04 Abril | | | SM 05 Abril | | |
|-----------|-------------|------|---------------------|-------------|------|---------------------|-------------|------|---------------------|-------------|------|---------------------|-------------|------|---------------------|
| | IQA | Peso | IQA ^{peso} |
| OD% | 53,25 | 0,17 | 1,97 | 53,66 | 0,17 | 1,97 | 68,64 | 0,17 | 2,05 | 75,77 | 0,17 | 2,09 | 52,82 | 0,17 | 1,96 |
| CF | 37,56 | 0,15 | 1,72 | 37,56 | 0,15 | 1,72 | 11,06 | 0,15 | 1,43 | 15,44 | 0,15 | 1,51 | 39,19 | 0,15 | 1,73 |
| pH | 85,58 | 0,12 | 1,71 | 89,77 | 0,12 | 1,72 | 91,30 | 0,12 | 1,72 | 93,04 | 0,12 | 1,72 | 92,21 | 0,12 | 1,72 |
| DBO | 81,43 | 0,1 | 1,55 | 81,43 | 0,1 | 1,55 | 81,43 | 0,1 | 1,55 | 65,35 | 0,1 | 1,52 | 81,43 | 0,1 | 1,55 |
| Nitrato | 90,01 | 0,1 | 1,57 | 86,39 | 0,1 | 1,56 | 92,04 | 0,1 | 1,57 | 91,36 | 0,1 | 1,57 | 95,88 | 0,1 | 1,58 |
| Fosfato | 95,87 | 0,1 | 1,58 | 92,06 | 0,1 | 1,57 | 61,70 | 0,1 | 1,51 | 85,22 | 0,1 | 1,56 | 92,06 | 0,1 | 1,57 |
| Temp | 93,00 | 0,1 | 1,57 | 93,00 | 0,1 | 1,57 | 93,00 | 0,1 | 1,57 | 93,00 | 0,1 | 1,57 | 93,00 | 0,1 | 1,57 |
| Turbidez | 83,42 | 0,08 | 1,42 | 86,61 | 0,08 | 1,43 | 89,77 | 0,08 | 1,43 | 89,61 | 0,08 | 1,43 | 76,84 | 0,08 | 1,42 |
| Sol. Tot. | 70,03 | 0,08 | 1,40 | 71,85 | 0,08 | 1,41 | 66,95 | 0,08 | 1,40 | 68,93 | 0,08 | 1,40 | 72,50 | 0,08 | 1,41 |
| | IQA = 69,89 | | | IQA = 70,16 | | | IQA = 58,84 | | | IQA = 63,80 | | | IQA = 70,76 | | |

| | SM 01 Maio | | | SM 02 Maio | | | SM 03 Maio | | | SM 04 Maio | | | SM 05 Maio | | |
|-----------|-------------|------|---------------------|-------------|------|---------------------|-------------|------|---------------------|-------------|------|---------------------|-------------|------|---------------------|
| | IQA | Peso | IQA ^{peso} |
| OD% | 88,65 | 0,17 | 2,14 | 80,03 | 0,17 | 2,11 | 61,66 | 0,17 | 2,02 | 74,95 | 0,17 | 2,08 | 75,79 | 0,17 | 2,09 |
| CF | 22,13 | 0,15 | 1,59 | 25,71 | 0,15 | 1,63 | 6,51 | 0,15 | 1,32 | 39,19 | 0,15 | 1,73 | 32,26 | 0,15 | 1,68 |
| pH | 85,58 | 0,12 | 1,71 | 91,31 | 0,12 | 1,72 | 92,50 | 0,12 | 1,72 | 92,50 | 0,12 | 1,72 | 92,98 | 0,12 | 1,72 |
| DBO | 81,43 | 0,1 | 1,55 | 81,43 | 0,1 | 1,55 | 81,43 | 0,1 | 1,55 | 81,43 | 0,1 | 1,55 | 81,43 | 0,1 | 1,55 |
| Nitrato | 92,72 | 0,1 | 1,57 | 92,27 | 0,1 | 1,57 | 87,30 | 0,1 | 1,56 | 87,07 | 0,1 | 1,56 | 92,49 | 0,1 | 1,57 |
| Fosfato | 95,87 | 0,1 | 1,58 | 95,87 | 0,1 | 1,58 | 95,87 | 0,1 | 1,58 | 95,87 | 0,1 | 1,58 | 95,87 | 0,1 | 1,58 |
| Temp | 93,00 | 0,1 | 1,57 | 93,00 | 0,1 | 1,57 | 92,00 | 0,1 | 1,57 | 92,00 | 0,1 | 1,57 | 93,00 | 0,1 | 1,57 |
| Turbidez | 83,42 | 0,08 | 1,42 | 86,61 | 0,08 | 1,43 | 89,77 | 0,08 | 1,43 | 89,61 | 0,08 | 1,43 | 76,84 | 0,08 | 1,42 |
| Sol. Tot. | 72,91 | 0,08 | 1,41 | 72,87 | 0,08 | 1,41 | 70,45 | 0,08 | 1,41 | 70,11 | 0,08 | 1,40 | 75,30 | 0,08 | 1,41 |
| | IQA = 70,84 | | | IQA = 71,93 | | | IQA = 55,73 | | | IQA = 75,35 | | | IQA = 73,40 | | |

| | SM01 Junho | | | SM 02 Junho | | | SM 03 Junho | | | SM 04 Junho | | | SM 05 Junho | | |
|-----------|-------------|------|---------------------|-------------|------|---------------------|-------------|------|---------------------|-------------|------|---------------------|-------------|------|---------------------|
| | IQA | Peso | IQA ^{peso} |
| OD% | 85,39 | 0,17 | 2,13 | 78,21 | 0,17 | 2,10 | 59,96 | 0,17 | 2,01 | 73,86 | 0,17 | 2,08 | 77,00 | 0,17 | 2,09 |
| CF | 30,52 | 0,15 | 1,67 | 43,77 | 0,15 | 1,76 | 35,01 | 0,15 | 1,70 | 19,88 | 0,15 | 1,57 | 28,62 | 0,15 | 1,65 |
| pH | 67,08 | 0,12 | 1,66 | 77,15 | 0,12 | 1,68 | 83,02 | 0,12 | 1,70 | 83,02 | 0,12 | 1,70 | 92,50 | 0,12 | 1,72 |
| DBO | 81,43 | 0,1 | 1,55 | 81,43 | 0,1 | 1,55 | 72,99 | 0,1 | 1,54 | 81,43 | 0,1 | 1,55 | 81,43 | 0,1 | 1,55 |
| Nitrato | 96,33 | 0,1 | 1,58 | 96,33 | 0,1 | 1,58 | 95,20 | 0,1 | 1,58 | 93,17 | 0,1 | 1,57 | 95,88 | 0,1 | 1,58 |
| Fosfato | 40,54 | 0,1 | 1,45 | 39,01 | 0,1 | 1,44 | 31,71 | 0,1 | 1,41 | 32,74 | 0,1 | 1,42 | 35,62 | 0,1 | 1,43 |
| Temp | 93,00 | 0,1 | 1,57 | 93,00 | 0,1 | 1,57 | 93,00 | 0,1 | 1,57 | 93,00 | 0,1 | 1,57 | 93,00 | 0,1 | 1,57 |
| Turbidez | 83,42 | 0,08 | 1,42 | 86,61 | 0,08 | 1,43 | 89,77 | 0,08 | 1,43 | 89,61 | 0,08 | 1,43 | 76,84 | 0,08 | 1,42 |
| Sol. Tot. | 74,02 | 0,08 | 1,41 | 74,65 | 0,08 | 1,41 | 71,36 | 0,08 | 1,41 | 69,78 | 0,08 | 1,40 | 76,71 | 0,08 | 1,42 |
| | IQA = 66,16 | | | IQA = 69,95 | | | IQA = 63,08 | | | IQA = 60,64 | | | IQA = 65,77 | | |

| | SM 01 Julho | | | SM 02 Julho | | | SM 03 Julho | | | SM 04 Julho | | | SM 05 Julho | | |
|-----------|-------------|------|---------------------|-------------|------|---------------------|-------------|------|---------------------|-------------|------|---------------------|-------------|------|---------------------|
| | IQA | Peso | IQA ^{peso} |
| OD% | 97,93 | 0,17 | 2,18 | 91,06 | 0,17 | 2,15 | 79,78 | 0,17 | 2,11 | 70,80 | 0,17 | 2,06 | 66,99 | 0,17 | 2,04 |
| CF | 17,01 | 0,15 | 1,53 | 19,88 | 0,15 | 1,57 | 57,16 | 0,15 | 1,83 | 58,35 | 0,15 | 1,84 | 36,85 | 0,15 | 1,72 |
| pH | 59,93 | 0,12 | 1,63 | 77,15 | 0,12 | 1,68 | 83,02 | 0,12 | 1,70 | 70,56 | 0,12 | 1,67 | 70,56 | 0,12 | 1,67 |
| DBO | 81,43 | 0,1 | 1,55 | 72,99 | 0,1 | 1,54 | 72,99 | 0,1 | 1,54 | 81,43 | 0,1 | 1,55 | 81,43 | 0,1 | 1,55 |
| Nitrato | 98,36 | 0,1 | 1,58 | 98,59 | 0,1 | 1,58 | 92,04 | 0,1 | 1,57 | 94,75 | 0,1 | 1,58 | 97,91 | 0,1 | 1,58 |
| Fosfato | 63,48 | 0,1 | 1,51 | 60,00 | 0,1 | 1,51 | 71,70 | 0,1 | 1,53 | 55,41 | 0,1 | 1,49 | 61,70 | 0,1 | 1,51 |
| Temp | 93,00 | 0,1 | 1,57 | 93,00 | 0,1 | 1,57 | 92,00 | 0,1 | 1,57 | 92,00 | 0,1 | 1,57 | 93,00 | 0,1 | 1,57 |
| Turbidez | 84,61 | 0,08 | 1,43 | 87,86 | 0,08 | 1,43 | 93,17 | 0,08 | 1,44 | 89,61 | 0,08 | 1,43 | 86,23 | 0,08 | 1,43 |
| Sol. Tot. | 75,34 | 0,08 | 1,41 | 75,26 | 0,08 | 1,41 | 71,77 | 0,08 | 1,41 | 71,44 | 0,08 | 1,41 | 78,25 | 0,08 | 1,42 |
| | IQA = 64,30 | | | IQA = 66,12 | | | IQA = 77,24 | | | IQA = 73,32 | | | IQA = 69,11 | | |

| | SM01 Agosto | | | SM 02 Agosto | | | SM 03 Agosto | | | SM 04 Agosto | | | SM 05 Agosto | | |
|-----------|-------------|------|---------|--------------|------|---------|--------------|------|---------|--------------|------|---------|--------------|------|---------|
| | IQA | Peso | IQApeso | IQA | Peso | IQApeso | IQA | Peso | IQApeso | IQA | Peso | IQApeso | IQA | Peso | IQApeso |
| OD% | 83,42 | 0,17 | 2,12 | 79,86 | 0,17 | 2,11 | 35,40 | 0,17 | 1,83 | 70,73 | 0,17 | 2,06 | 78,96 | 0,17 | 2,10 |
| CF | 36,85 | 0,15 | 1,72 | 28,62 | 0,15 | 1,65 | 65,05 | 0,15 | 1,87 | 35,01 | 0,15 | 1,70 | 39,19 | 0,15 | 1,73 |
| pH | 56,32 | 0,12 | 1,62 | 63,53 | 0,12 | 1,65 | 73,92 | 0,12 | 1,68 | 63,53 | 0,12 | 1,65 | 63,53 | 0,12 | 1,65 |
| DBO | 81,43 | 0,1 | 1,55 | 81,43 | 0,1 | 1,55 | 81,43 | 0,1 | 1,55 | 81,43 | 0,1 | 1,55 | 81,43 | 0,1 | 1,55 |
| Nitrato | 96,56 | 0,1 | 1,58 | 95,88 | 0,1 | 1,58 | 87,52 | 0,1 | 1,56 | 88,65 | 0,1 | 1,57 | 94,30 | 0,1 | 1,58 |
| Fosfato | 49,06 | 0,1 | 1,48 | 55,41 | 0,1 | 1,49 | 46,89 | 0,1 | 1,47 | 58,39 | 0,1 | 1,50 | 55,41 | 0,1 | 1,49 |
| Temp | 93,00 | 0,1 | 1,57 | 93,00 | 0,1 | 1,57 | 93,00 | 0,1 | 1,57 | 93,00 | 0,1 | 1,57 | 93,00 | 0,1 | 1,57 |
| Turbidez | 90,22 | 0,08 | 1,43 | 86,02 | 0,08 | 1,43 | 93,57 | 0,08 | 1,44 | 89,50 | 0,08 | 1,43 | 85,01 | 0,08 | 1,43 |
| Sol. Tot. | 73,39 | 0,08 | 1,41 | 73,78 | 0,08 | 1,41 | 71,53 | 0,08 | 1,41 | 69,02 | 0,08 | 1,40 | 76,56 | 0,08 | 1,41 |
| | IQA = 68,05 | | | IQA = 66,51 | | | IQA = 65,29 | | | IQA = 66,84 | | | IQA = 69,61 | | |

| | SM 01 Setembro | | | SM 02 Setembro | | | SM 03 Setembro | | | SM 04 Setembro | | | SM 05 Setembro | | |
|-----------|----------------|------|---------|----------------|------|---------|----------------|------|---------|----------------|------|---------|----------------|------|---------|
| | IQA | Peso | IQApeso |
| OD% | 72,47 | 0,17 | 2,07 | 72,20 | 0,17 | 2,07 | 27,58 | 0,17 | 1,76 | 74,54 | 0,17 | 2,08 | 67,87 | 0,17 | 2,05 |
| CF | 32,26 | 0,15 | 1,68 | 32,65 | 0,15 | 1,69 | 3,53 | 0,15 | 1,21 | 18,75 | 0,15 | 1,55 | 42,39 | 0,15 | 1,75 |
| pH | 59,93 | 0,12 | 1,63 | 67,08 | 0,12 | 1,66 | 73,92 | 0,12 | 1,68 | 67,08 | 0,12 | 1,66 | 67,08 | 0,12 | 1,66 |
| DBO | 72,99 | 0,1 | 1,54 | 81,43 | 0,1 | 1,55 | 81,43 | 0,1 | 1,55 | 81,43 | 0,1 | 1,55 | 81,43 | 0,1 | 1,55 |
| Nitrato | 98,36 | 0,1 | 1,58 | 99,94 | 0,1 | 1,58 | 99,49 | 0,1 | 1,58 | 99,94 | 0,1 | 1,58 | 99,49 | 0,1 | 1,58 |
| Fosfato | 74,07 | 0,1 | 1,54 | 74,07 | 0,1 | 1,54 | 60,00 | 0,1 | 1,51 | 74,07 | 0,1 | 1,54 | 74,07 | 0,1 | 1,54 |
| Temp | 93,00 | 0,1 | 1,57 | 93,00 | 0,1 | 1,57 | 92,00 | 0,1 | 1,57 | 92,00 | 0,1 | 1,57 | 93,00 | 0,1 | 1,57 |
| Turbidez | 78,42 | 0,08 | 1,42 | 91,11 | 0,08 | 1,43 | 91,83 | 0,08 | 1,44 | 90,97 | 0,08 | 1,43 | 74,88 | 0,08 | 1,41 |
| Sol. Tot. | 73,23 | 0,08 | 1,41 | 75,42 | 0,08 | 1,41 | 70,37 | 0,08 | 1,41 | 69,36 | 0,08 | 1,40 | 76,63 | 0,08 | 1,41 |
| | IQA = 66,99 | | | IQA = 69,83 | | | IQA = 41,81 | | | IQA = 64,10 | | | IQA = 70,80 | | |

| | SM 01 Outubro | | | SM 02 Outubro | | | SM 03 Outubro | | | SM 04 Outubro | | | SM 05 Outubro | | |
|-----------|---------------|------|---------|---------------|------|---------|---------------|------|---------|---------------|------|---------|---------------|------|---------|
| | IQA | Peso | IQApeso |
| OD% | 72,93 | 0,17 | 2,07 | 63,04 | 0,17 | 2,02 | 83,08 | 0,17 | 2,12 | 95,42 | 0,17 | 2,17 | 97,76 | 0,17 | 2,18 |
| CF | 32,65 | 0,15 | 1,69 | 35,01 | 0,15 | 1,70 | 17,40 | 0,15 | 1,53 | 17,40 | 0,15 | 1,53 | 17,40 | 0,15 | 1,53 |
| pH | 83,02 | 0,12 | 1,70 | 87,85 | 0,12 | 1,71 | 92,38 | 0,12 | 1,72 | 89,77 | 0,12 | 1,72 | 89,77 | 0,12 | 1,72 |
| DBO | 81,43 | 0,1 | 1,55 | 81,43 | 0,1 | 1,55 | 81,43 | 0,1 | 1,55 | 81,43 | 0,1 | 1,55 | 81,43 | 0,1 | 1,55 |
| Nitrato | 95,88 | 0,1 | 1,58 | 96,33 | 0,1 | 1,58 | 97,46 | 0,1 | 1,58 | 97,46 | 0,1 | 1,58 | 99,04 | 0,1 | 1,58 |
| Fosfato | 71,70 | 0,1 | 1,53 | 79,28 | 0,1 | 1,55 | 61,70 | 0,1 | 1,51 | 60,00 | 0,1 | 1,51 | 61,70 | 0,1 | 1,51 |
| Temp | 93,00 | 0,1 | 1,57 | 93,00 | 0,1 | 1,57 | 93,00 | 0,1 | 1,57 | 93,00 | 0,1 | 1,57 | 93,00 | 0,1 | 1,57 |
| Turbidez | 89,11 | 0,08 | 1,43 | 92,93 | 0,08 | 1,44 | 46,51 | 0,08 | 1,36 | 40,74 | 0,08 | 1,35 | 30,80 | 0,08 | 1,32 |
| Sol. Tot. | 73,47 | 0,08 | 1,41 | 73,07 | 0,08 | 1,41 | 68,42 | 0,08 | 1,40 | 69,02 | 0,08 | 1,40 | 78,54 | 0,08 | 1,42 |
| | IQA = 70,96 | | | IQA = 71,38 | | | IQA = 62,27 | | | IQA = 62,74 | | | IQA = 62,52 | | |

| | SM 01 Novembro | | | SM 02 Novembro | | | SM 03 Novembro | | | SM 04 Novembro | | | SM 05 Novembro | | |
|-----------|----------------|------|---------|----------------|------|---------|----------------|------|---------|----------------|------|---------|----------------|------|---------|
| | IQA | Peso | IQApeso |
| OD% | 99,07 | 0,17 | 2,18 | 99,53 | 0,17 | 2,19 | 92,37 | 0,17 | 2,16 | 91,69 | 0,17 | 2,16 | 84,74 | 0,17 | 2,13 |
| CF | 32,26 | 0,15 | 1,68 | 35,01 | 0,15 | 1,70 | 7,18 | 0,15 | 1,34 | 37,56 | 0,15 | 1,72 | 23,12 | 0,15 | 1,60 |
| pH | 80,19 | 0,12 | 1,69 | 70,56 | 0,12 | 1,67 | 87,85 | 0,12 | 1,71 | 91,30 | 0,12 | 1,72 | 91,30 | 0,12 | 1,72 |
| DBO | 81,43 | 0,1 | 1,55 | 81,43 | 0,1 | 1,55 | 81,43 | 0,1 | 1,55 | 81,43 | 0,1 | 1,55 | 81,43 | 0,1 | 1,55 |
| Nitrato | 93,39 | 0,1 | 1,57 | 98,81 | 0,1 | 1,58 | 97,69 | 0,1 | 1,58 | 97,46 | 0,1 | 1,58 | 97,46 | 0,1 | 1,58 |
| Fosfato | 67,35 | 0,1 | 1,52 | 82,15 | 0,1 | 1,55 | 85,22 | 0,1 | 1,56 | 76,59 | 0,1 | 1,54 | 88,52 | 0,1 | 1,57 |
| Temp | 93,00 | 0,1 | 1,57 | 93,00 | 0,1 | 1,57 | 92,00 | 0,1 | 1,57 | 92,00 | 0,1 | 1,57 | 93,00 | 0,1 | 1,57 |
| Turbidez | 80,27 | 0,08 | 1,42 | 83,74 | 0,08 | 1,43 | 84,42 | 0,08 | 1,43 | 85,43 | 0,08 | 1,43 | 77,15 | 0,08 | 1,42 |
| Sol. Tot. | 70,37 | 0,08 | 1,41 | 72,42 | 0,08 | 1,41 | 65,89 | 0,08 | 1,40 | 66,51 | 0,08 | 1,40 | 72,02 | 0,08 | 1,41 |
| | IQA = 72,79 | | | IQA = 74,92 | | | IQA = 59,55 | | | IQA = 75,89 | | | IQA = 70,59 | | |

| | SM 01 Dezembro | | | SM 02 Dezembro | | | SM 03 Dezembro | | | SM 04 Dezembro | | | SM 05 Dezembro | | |
|-----------|----------------|------|---------|----------------|------|---------|----------------|------|---------|----------------|------|---------|----------------|------|---------|
| | IQA | Peso | IQApeso |
| OD% | 81,02 | 0,17 | 2,11 | 83,25 | 0,17 | 2,12 | 83,08 | 0,17 | 2,12 | 95,42 | 0,17 | 2,17 | 97,76 | 0,17 | 2,18 |
| CF | 17,40 | 0,15 | 1,53 | 17,40 | 0,15 | 1,53 | 17,40 | 0,15 | 1,53 | 17,40 | 0,15 | 1,53 | 17,40 | 0,15 | 1,53 |
| pH | 77,15 | 0,12 | 1,68 | 80,19 | 0,12 | 1,69 | 92,38 | 0,12 | 1,72 | 89,77 | 0,12 | 1,72 | 89,77 | 0,12 | 1,72 |
| DBO | 81,43 | 0,1 | 1,55 | 81,43 | 0,1 | 1,55 | 81,43 | 0,1 | 1,55 | 81,43 | 0,1 | 1,55 | 81,43 | 0,1 | 1,55 |
| Nitrato | 98,81 | 0,1 | 1,58 | 97,69 | 0,1 | 1,58 | 97,46 | 0,1 | 1,58 | 97,46 | 0,1 | 1,58 | 99,04 | 0,1 | 1,58 |
| Fosfato | 69,46 | 0,1 | 1,53 | 71,70 | 0,1 | 1,53 | 61,70 | 0,1 | 1,51 | 60,00 | 0,1 | 1,51 | 61,70 | 0,1 | 1,51 |
| Temp | 93,00 | 0,1 | 1,57 | 93,00 | 0,1 | 1,57 | 93,00 | 0,1 | 1,57 | 93,00 | 0,1 | 1,57 | 93,00 | 0,1 | 1,57 |
| Turbidez | 42,11 | 0,08 | 1,35 | 59,07 | 0,08 | 1,39 | 46,51 | 0,08 | 1,36 | 40,74 | 0,08 | 1,35 | 30,80 | 0,08 | 1,32 |
| Sol. Tot. | 72,10 | 0,08 | 1,41 | 71,85 | 0,08 | 1,41 | 68,42 | 0,08 | 1,40 | 69,02 | 0,08 | 1,40 | 78,54 | 0,08 | 1,42 |
| | IQA = 61,26 | | | IQA = 63,64 | | | IQA = 62,27 | | | IQA = 62,74 | | | IQA = 62,52 | | |

| | SM 01 Janeiro | | | SM 02 Janeiro | | | SM 03 Janeiro | | | SM 04 Janeiro | | | SM 05 Janeiro | | |
|-----------|---------------|------|---------|---------------|------|---------|---------------|------|---------|---------------|------|---------|---------------|------|---------|
| | IQA | Peso | IQApeso |
| OD% | 99,07 | 0,17 | 2,18 | 99,53 | 0,17 | 2,19 | 92,37 | 0,17 | 2,16 | 91,69 | 0,17 | 2,16 | 84,74 | 0,17 | 2,13 |
| CF | 32,26 | 0,15 | 1,68 | 35,01 | 0,15 | 1,70 | 7,18 | 0,15 | 1,34 | 37,56 | 0,15 | 1,72 | 23,12 | 0,15 | 1,60 |
| pH | 80,19 | 0,12 | 1,69 | 70,56 | 0,12 | 1,67 | 87,85 | 0,12 | 1,71 | 91,30 | 0,12 | 1,72 | 91,30 | 0,12 | 1,72 |
| DBO | 81,43 | 0,1 | 1,55 | 81,43 | 0,1 | 1,55 | 81,43 | 0,1 | 1,55 | 81,43 | 0,1 | 1,55 | 81,43 | 0,1 | 1,55 |
| Nitrato | 93,39 | 0,1 | 1,57 | 98,81 | 0,1 | 1,58 | 97,69 | 0,1 | 1,58 | 97,46 | 0,1 | 1,58 | 97,46 | 0,1 | 1,58 |
| Fosfato | 67,35 | 0,1 | 1,52 | 82,15 | 0,1 | 1,55 | 85,22 | 0,1 | 1,56 | 76,59 | 0,1 | 1,54 | 88,52 | 0,1 | 1,57 |
| Temp | 93,00 | 0,1 | 1,57 | 93,00 | 0,1 | 1,57 | 92,00 | 0,1 | 1,57 | 92,00 | 0,1 | 1,57 | 93,00 | 0,1 | 1,57 |
| Turbidez | 80,27 | 0,08 | 1,42 | 83,74 | 0,08 | 1,43 | 84,42 | 0,08 | 1,43 | 85,43 | 0,08 | 1,43 | 77,15 | 0,08 | 1,42 |
| Sol. Tot. | 70,37 | 0,08 | 1,41 | 72,42 | 0,08 | 1,41 | 65,89 | 0,08 | 1,40 | 66,51 | 0,08 | 1,40 | 72,02 | 0,08 | 1,41 |
| | IQA = 72,79 | | | IQA = 74,92 | | | IQA = 59,55 | | | IQA = 75,89 | | | IQA = 70,59 | | |

| | SM01 Fevereiro | | | SM 02 Fevereiro | | | SM 03 Fevereiro | | | SM 04 Fevereiro | | | SM 05 Fevereiro | | |
|-----------|----------------|------|---------|-----------------|------|---------|-----------------|------|---------|-----------------|------|---------|-----------------|------|---------|
| | IQA | Peso | IQApeso | IQA | Peso | IQApeso | IQA | Peso | IQApeso | IQA | Peso | IQApeso | IQA | Peso | IQApeso |
| OD% | 75,50 | 0,17 | 2,09 | 70,60 | 0,17 | 2,06 | 35,65 | 0,17 | 1,84 | 77,00 | 0,17 | 2,09 | 78,70 | 0,17 | 2,10 |
| CF | 25,71 | 0,15 | 1,63 | 32,26 | 0,15 | 1,68 | 3,53 | 0,15 | 1,21 | 30,52 | 0,15 | 1,67 | 32,65 | 0,15 | 1,69 |
| pH | 87,85 | 0,12 | 1,71 | 89,77 | 0,12 | 1,72 | 93,04 | 0,12 | 1,72 | 91,30 | 0,12 | 1,72 | 89,77 | 0,12 | 1,72 |
| DBO | 81,43 | 0,1 | 1,55 | 81,43 | 0,1 | 1,55 | 81,43 | 0,1 | 1,55 | 81,43 | 0,1 | 1,55 | 81,43 | 0,1 | 1,55 |
| Nitrato | 94,07 | 0,1 | 1,58 | 91,14 | 0,1 | 1,57 | 77,81 | 0,1 | 1,55 | 88,20 | 0,1 | 1,57 | 93,39 | 0,1 | 1,57 |
| Fosfato | 69,46 | 0,1 | 1,53 | 69,46 | 0,1 | 1,53 | 67,35 | 0,1 | 1,52 | 74,07 | 0,1 | 1,54 | 82,15 | 0,1 | 1,55 |
| Temp | 93,00 | 0,1 | 1,57 | 93,00 | 0,1 | 1,57 | 93,00 | 0,1 | 1,57 | 93,00 | 0,1 | 1,57 | 93,00 | 0,1 | 1,57 |
| Turbidez | 80,40 | 0,08 | 1,42 | 81,13 | 0,08 | 1,42 | 90,75 | 0,08 | 1,43 | 87,76 | 0,08 | 1,43 | 78,48 | 0,08 | 1,42 |
| Sol. Tot. | 71,77 | 0,08 | 1,41 | 72,10 | 0,08 | 1,41 | 67,21 | 0,08 | 1,40 | 66,68 | 0,08 | 1,40 | 73,62 | 0,08 | 1,41 |
| | IQA = 68,29 | | | IQA = 69,89 | | | IQA = 44,16 | | | IQA = 70,71 | | | IQA = 72,63 | | |

| | SM 01 Março | | | SM 02 Março | | | SM 03 Março | | | SM 04 Março | | | SM 05 Março | | |
|-----------|-------------|------|---------|-------------|------|---------|-------------|------|---------|-------------|------|---------|-------------|------|---------|
| | IQA | Peso | IQApeso |
| OD% | 97,31 | 0,17 | 2,18 | 96,97 | 0,17 | 2,18 | 72,66 | 0,17 | 2,07 | 85,70 | 0,17 | 2,13 | 92,27 | 0,17 | 2,16 |
| CF | 4,90 | 0,15 | 1,27 | 25,71 | 0,15 | 1,63 | 4,03 | 0,15 | 1,23 | 13,67 | 0,15 | 1,48 | 19,88 | 0,15 | 1,57 |
| pH | 91,30 | 0,12 | 1,72 | 87,85 | 0,12 | 1,71 | 91,30 | 0,12 | 1,72 | 89,77 | 0,12 | 1,72 | 91,30 | 0,12 | 1,72 |
| DBO | 72,99 | 0,1 | 1,54 | 81,43 | 0,1 | 1,55 | 81,43 | 0,1 | 1,55 | 81,43 | 0,1 | 1,55 | 81,43 | 0,1 | 1,55 |
| Nitrato | 91,59 | 0,1 | 1,57 | 90,23 | 0,1 | 1,57 | 84,13 | 0,1 | 1,56 | 51,84 | 0,1 | 1,48 | 72,39 | 0,1 | 1,53 |
| Fosfato | 74,07 | 0,1 | 1,54 | 74,07 | 0,1 | 1,54 | 79,28 | 0,1 | 1,55 | 69,46 | 0,1 | 1,53 | 69,46 | 0,1 | 1,53 |
| Temp | 93,00 | 0,1 | 1,57 | 93,00 | 0,1 | 1,57 | 92,00 | 0,1 | 1,57 | 92,00 | 0,1 | 1,57 | 93,00 | 0,1 | 1,57 |
| Turbidez | 5,00 | 0,08 | 1,14 | 53,38 | 0,08 | 1,37 | 77,05 | 0,08 | 1,42 | 79,29 | 0,08 | 1,42 | 33,99 | 0,08 | 1,33 |
| Sol. Tot. | 82,38 | 0,08 | 1,42 | 72,02 | 0,08 | 1,41 | 64,38 | 0,08 | 1,40 | 65,01 | 0,08 | 1,40 | 72,10 | 0,08 | 1,41 |
| | IQA = 44,90 | | | IQA = 69,14 | | | IQA = 51,05 | | | IQA = 59,35 | | | IQA = 62,13 | | |

ANEXO A

Procedimentos metodológicos para interpretação supervisionada do uso e ocupação do solo em imagem do satélite CBERS-2.

A interpretação do uso e ocupação do solo foi realizada pela interpretação de imagem de satélite. Devido ao tamanho da área, aproximadamente 520 km², optou-se pelo processamento digital de imagem (PDI) realizado com o auxílio do software SPRING (CÂMARA *et al*, 1996). A imagem processada corresponde às bandas 2, 3 e 4 do sistema imageador CCD-1 XS do satélite CBERS-2, adquirida orbitalmente em 12 de abril de 2006, com órbita 154 e de ponto orbital 123.

A metodologia escolhida é denominada de classificação supervisionada e foi usado o algoritmo de Bhattaychara. Para que esse algoritmo fosse utilizado foi necessária a prévia segmentação da imagem em uma imagem vetorial com zonas de comportamento espectral similares. Assim que esse procedimento foi realizado, foram coletadas as amostras para a interpretação da imagem.

Em campo, foram identificadas as seguintes classes de uso e ocupação do solo na bacia do rio São Miguel: água, vegetação nativa (cerrado, mata seca), plantação de eucalipto, maciço de calcários, pastagem (mesmo comportamento espectral de campo limpo), mineração (área industrial), ocupação urbana, solo degradado, solo preparado, solo em pousio. Devido à existência de nuvens e suas respectivas sombras na imagem interpretada, essas classes foram consideradas na interpretação.

Para cada uma das classes definidas, foram coletadas amostras de aquisição e de teste que somassem mais de 300 pixels, objetivando evitar problemas na representatividade de cada classe na análise estatística. Antes da realização da interpretação da imagem por esse algoritmo, as amostras tiveram seu desempenho médio testado (TABELA 1).

TABELA 1 – Teste de desempenho das amostras de teste e aquisição selecionadas para a interpretação

| Classes | Amostras de Teste | Amostras de Aquisição |
|------------------|-------------------------------|-------------------------------|
| Desempenho médio | <i>Melhor próximo de 100%</i> | <i>Melhor próximo de 100%</i> |
| Abstenção média | <i>Melhor próximo de 0%</i> | <i>Melhor próximo de 0%</i> |
| Confusão Média | <i>Melhor próximo de 0%</i> | <i>Melhor próximo de 0%</i> |

ANEXO B

Estação Pluviométrica de Arcos - Código 02045010 – dados de precipitação de abril de 2005 a março 2006

| Ano 2005 | Abr | Mai | Jun | Jul | Ago | Set | Out | Nov | Dez | Jan | Fev | Mar |
|---------------|------|------|------|-----|-----|-------|-------|------|-------|-------|-------|-------|
| Dia | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0,9 | 5,1 | 0,3 | 0 | 3 |
| 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2,1 | 0 | 13,3 | 4,3 | 5,4 | 10,9 | 53 |
| 3 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0,1 | 1,4 | 9,5 | 6,5 | 4 | 0 |
| 4 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0,3 | 0 | 0 | 0 | 7,4 | 0 | 4 |
| 5 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0,1 | 0 | 0 | 0 | 23,6 | 0 | 0 |
| 6 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 30,5 | 0,6 | 12,3 | 0 | 0 |
| 7 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 35,6 | 1 | 0 | 37,3 | 21,1 | 0 | 17 |
| 8 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 19,8 | 9,4 | 0 | 5,6 |
| 9 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 8,1 | 21,6 | 0,5 | 0 |
| 10 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 6,7 | 3,8 | 0 | 0 | 0 |
| 11 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 9,4 | 40,3 | 0 | 21,4 | 1,5 |
| 12 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 13,7 | 0 | 19 | 0 |
| 13 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 10,8 | 0 | 16,9 | 0 |
| 14 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 31 | 0 | 2 | 17,9 | 0 | 0,2 | 0 |
| 15 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0,7 | 0 | 0 | 2,6 | 4,5 | 0 | 0 | 13,2 |
| 16 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 57,8 |
| 17 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 16,2 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 |
| 18 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 11,9 | 0 | 21,2 | 5 | 0 | 0 | 5,5 |
| 19 | 0 | 0 | 13,3 | 0,4 | 0 | 12,5 | 0 | 0,1 | 12,8 | 0 | 0 | 2,8 |
| 20 | 0 | 0 | 0 | 5,8 | 0 | 0,2 | 41 | 10,4 | 3 | 0 | 0 | 1,7 |
| 21 | 0 | 0 | 18,1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| 22 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 5,6 | 0 | 0 | 1,9 | 0 |
| 23 | 0 | 10,4 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 3,5 | 0 |
| 24 | 0 | 20 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0,4 | 0 | 0 | 0 | 7,7 | 0 |
| 25 | 0 | 6,3 | 0 | 0 | 0 | 0 | 26,1 | 8,6 | 0 | 0 | 10,9 | 0 |
| 26 | 1,4 | 44,9 | 0 | 2,2 | 0 | 4,8 | 0 | 17,9 | 22,5 | 0 | 10,7 | 0 |
| 27 | 0,2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1,4 | 0,2 | 0 | 0 | 0 | 2,1 | 5,7 |
| 28 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0,6 | 0 | 2,8 | 5,3 | 0 | 4,5 |
| 29 | 2,3 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 7,9 | 0 | 3,5 | 0,4 | - | 0 |
| 30 | 41,8 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 28,4 | 15,4 | 0 | 37,1 | - | 9,5 |
| 31 | - | 0 | - | 0 | 0 | - | 25,8 | - | 0,4 | 3,3 | - | 0 |
| Total mensal | 45,7 | 81,6 | 31,4 | 8,4 | 0,7 | 116,1 | 131,5 | 150 | 226,7 | 153,7 | 109,7 | 184,8 |
| Máxima diária | 41,8 | 44,9 | 18,1 | 5,8 | 0,7 | 35,6 | 41 | 30,5 | 40,3 | 37,1 | 21,4 | 57,8 |
| Dias de chuva | 30 | 26 | 21 | 20 | 15 | 7 | 20 | 6 | 11 | 30 | 11 | 16 |

Fonte: CPRM (no prelo)