

**AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DAS ÁGUAS E  
CONDIÇÕES DE BALNEABILIDADE NA BACIA DO  
RIBEIRÃO DE CARRANCAS-MG**

**FREDERICO WAGNER DE AZEVEDO LOPES**

**2007**

**FREDERICO WAGNER DE AZEVEDO LOPES**

**AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DAS ÁGUAS E CONDIÇÕES DE  
BALNEABILIDADE NA BACIA DO RIBEIRÃO DE CARRANCAS-MG**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Lavras como parte das exigências do Curso de Mestrado em Engenharia Florestal, área de concentração em Manejo Ambiental, para a obtenção do título de “Mestre”.

Orientador

Prof. Dr. José Aldo Aves Pereira

Co - orientador

Prof. Dr. Antônio Pereira Magalhães Jr

LAVRAS  
MINAS GERAIS - BRASIL  
2007

**Ficha Catalográfica Preparada pela Divisão de Processos Técnicos da  
Biblioteca Central da UFLA**

Lopes, Frederico Wagner de Azevedo.

Avaliação da qualidade das águas e condições de balneabilidade na bacia do  
Ribeirão de Carrancas – MG. / Frederico Wagner de Azevedo Lopes. -- Lavras :  
UFLA, 2007.

96 p. : il.

Orientador: José Aldo Alves Pereira.

Dissertação (Mestrado) – UFLA.

Bibliografia.

1. Qualidade das águas. 2. Índice de qualidade de águas (IQA). 3. Balneabilidade.  
I. Universidade Federal de Lavras. II. Título.

CDD - 551.48

**FREDERICO WAGNER DE AZEVEDO LOPES**

**AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DAS ÁGUAS E CONDIÇÕES DE  
BALNEABILIDADE NA BACIA DO RIBEIRÃO DE CARRANCAS-MG**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Lavras como parte das exigências do Curso de Mestrado em Engenharia Florestal, área de concentração em Manejo Ambiental, para a obtenção do título de “Mestre”.

APROVADA em 9 de março de 2007

Prof. Dr. Antônio Pereira Magalhães Jr                      IGC-UFMG

Prof. Dr. Paulo dos Santos Pompeu                      DBI-UFLA

Prof. Dr. José Aldo Alves Pereira  
UFLA  
(Orientador)

LAVRAS  
MINAS GERAIS – BRASIL

## AGRADECIMENTOS

Em primeiro lugar, quero agradecer a minha amada mãe, Zozó, que sempre lutou muito nesta vida, principalmente, pelos filhos. Muito obrigado por exigir que eu estudasse quando não queria, por ter valorizado e patrocinado minha decisão de seguir este caminho. Te amo!

A minha irmã Natália, por todo o apoio na “parte tecnológica”, pela ajuda com os cálculos. Aos meus avós, Tereza e Afonso, pela “preferência”, e ao meu pai, Wagner, pelas eternas boas lembranças.

À Beatriz, minha querida companheira, por todo incentivo, carinho e compreensão, fundamentais para superar a distância e a saudade.

Ao meu orientador, Prof. José Aldo, por ter acreditado em mim, possibilitando que eu trabalhasse com o que realmente gosto, pelo apoio e pela atenção ao longo de todo o mestrado.

Ao Prof. Antônio Magalhães, pela contribuição e disponibilidade na elaboração deste trabalho e, ainda, pelo exemplo, incentivo e confiança que, desde o 5º período da graduação, me levaram a seguir no mundo das águas.

À Profa. Cristiane Oliveira, por acreditar em meu potencial, me motivar a cursar o mestrado, bem como pelos ensinamentos imprescindíveis para superar mais esta etapa.

Ao meu amigo e irmão Rômulo, por ter me apresentado à UFLA, ter me convencido (obrigado!) a tentar o mestrado na Floresta e pela alegre companhia em Lavras, ainda que por pouco tempo. Aos seus pais, Tia Vani e Pedrão.

À grande amiga Gleyce Campos Dutra (Tia Gleyce), pelos campos, orientações, dicas, caronas e, principalmente, pela amizade sincera. À sua grande família, pelos convites para os “rangos finos”!

Aos meus amigos de curso, especialmente Daniel Pifano (irmão desde o 1º dia), Vanessa Andretta, Silvério Coelho, Poliana Lemos e Rachel Vitorino.

Aos amigos de laboratório, Ricardo (Barbacena), Léo (Japonês), Jean e Evandro (companheiro de Toyota). À Toyota, por nunca ter me deixado na mão em campo, por subir até na parede e a todos os companheiros de campo.

Aos meus amigos (OCSA) Glauco, Vlad, Isaac (Macuna), Diego (Cata) e Douglas, por tudo, inclusive pelas risadas e “zuação pesada” à distância.

Aos amigos de república, Rômulo, Fabiano (Purdue) e Arthur. E à Michelle e ao Lucas, pelas caronas para BH, amizade e muitas pizzas.

Ao Taekwon-do, pelos ensinamentos de disciplina, paciência e perseverança. Aos mestres Alex Bruno e Zampieri.

Aos professores do Departamento de Ciências Florestais, especialmente ao sábio professor Ary Teixeira de Oliveira Filho, pelos inúmeros apelidos e pela grande ajuda. Aos funcionários Rose, Dona Regina e Francisca.

Ao Prof. Paulo Pompeu, pelo curso ministrado e pelas preciosas e pertinentes contribuições a este trabalho.

À Universidade Federal de Lavras e ao Departamento de Ciências Florestais, pela oportunidade de cursar o mestrado, e à Capes, pela concessão da bolsa de estudos.

À Copasa, pelas análises de turbidez, especialmente ao Sr. Faissal Haddad, Glícea, Vágner, Dimas, Éder e Luciano. Muito obrigado, pela ajuda e confiança.

Ao LAADDEEG-UFLA, ao Prof. Cláudio Botelho e, especialmente, a Pâmela e Juliana, pela realização das análises e inúmeras risadas no laboratório.

A todos os moradores de Carrancas que contribuíram, de alguma forma, durante os diversos campos realizados, principalmente o Sr. Rômulo (Cachoeira da Fumaça), ao Gílson e à moça que me deu gelo para conservar as amostras quando o meu acabou. À cidade de Lavras, pelo frio, calor, morros e, acima de tudo, pelos dois ótimos anos vividos.

A todos que torceram por mim, minha gratidão.

## Sumário

	<b>Página</b>
RESUMO.....	i
ABSTRACT.....	iii
1 INTRODUÇÃO .....	1
2 REFERENCIAL TEÓRICO .....	4
2.1 O quadro atual das águas .....	4
2.1.1 Aspectos legais sobre os recursos hídricos no Brasil.....	5
2.2 Bacia hidrográfica .....	10
2.3 A qualidade das águas .....	11
2.3.1 Condições naturais.....	12
2.3.2 Interferência antrópica sobre a qualidade das águas.....	14
2.4 Usos da água .....	18
2.4.1 Balneabilidade.....	19
2.4.2 Índice de qualidade das águas .....	23
2.4.3 Parâmetros indicadores .....	27
2.4.3.1 Temperatura .....	28
2.4.3.2 Turbidez .....	28
2.4.3.3 Sólidos totais dissolvidos .....	29
2.4.3.4 Potencial hidrogeniônico (pH) .....	30
2.4.3.5 Nitrogênio .....	30
2.4.3.6 Fósforo .....	31
2.4.3.7 Oxigênio dissolvido (OD).....	31
2.4.3.8 Demanda bioquímica de oxigênio (DBO).....	32
2.4.3.9 Grupo coliforme (totais e fecais).....	32
2.5 Monitoramento e amostragem de águas .....	33
3 MATERIAL E MÉTODOS .....	35
3.1 Localização e aspectos fisiográficos da área de estudo .....	35
3.2 Aspectos socioeconômicos .....	38
3.3 Procedimentos metodológicos.....	39
3.3.1 Classificação da cobertura do solo .....	39
3.3.2 Monitoramento e avaliação da qualidade da água.....	40
3.3.3 Avaliação das condições de balneabilidade .....	44
4 RESULTADOS E DISCUSSÃO .....	45
4.1 Cobertura do solo .....	45
4.2 Qualidade das águas .....	50
4.2.1 Índice de qualidade das águas (IQA).....	50
4.2.2 Parâmetros indicadores .....	59
4.3 Condições de balneabilidade.....	76
5 CONCLUSÕES.....	82
6 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....	84

## RESUMO

LOPES, F.W.A. **Avaliação da qualidade das águas e condições de balneabilidade na bacia do Ribeirão de Carrancas - MG**, 2007. 96p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) – Universidade Federal de Lavras, Lavras<sup>1</sup>.

O desenvolvimento das atividades antrópicas sem um planejamento adequado tem proporcionado a degradação da qualidade das águas, comprometendo os diversos usos deste recurso natural e a sua utilização para fins recreacionais. Neste contexto, o município de Carrancas, localizado na região Sul do estado de Minas Gerais, possui diversos atrativos naturais, como a presença de diversas cachoeiras, dentre elas a Cachoeira da Fumaça, localizada na bacia do Ribeirão de Carrancas, sendo bastante freqüentada por turistas. Entretanto, a destinação inadequada de efluentes tem causado a contaminação das águas, colocando em risco a população que entra em contato com elas. No intuito de avaliar os efeitos das intervenções antrópicas sobre a qualidade das águas, este trabalho teve por objetivos: levantar a cobertura do solo na bacia em estudo; realizar o monitoramento da qualidade físico-química e microbiológica da água, por meio da aplicação do índice de qualidade da água (IQA) na bacia do Ribeirão de Carrancas; diagnosticar as possíveis fontes de poluição que interferem na qualidade das águas, por meio da análise individual dos parâmetros monitorados; avaliar a viabilidade da utilização de um kit portátil de análises de água, como ferramenta alternativa em programas de monitoramento e avaliar as condições de balneabilidade da Cachoeira da Fumaça. Para a avaliação da qualidade das águas, foram definidos três pontos de amostragem no leito do Ribeirão de Carrancas: a montante e a jusante da área urbana de Carrancas e na Cachoeira da Fumaça. Nestes pontos, além dos nove parâmetros do IQA, foram mensurados os níveis de amônia e a vazão. A classe do solo predominante na bacia correspondeu às pastagens, ocupando 61,80% da área, enquanto a área urbana apresentou a menor representatividade, com 0,77%. Os resultados do IQA enquadram-se nas faixas de qualidade ruim e médio, tendo os piores valores sido encontrados após o lançamento dos esgotos advindos da área urbana de Carrancas. Dentre os parâmetros avaliados no programa de monitoramento, apenas os níveis de pH, fósforo total e coliformes fecais apresentaram-se em desconformidade com os limites legais estabelecidos. Os valores de pH podem estar associados às características naturais da área, em função da concentração de matéria orgânica nas águas. Os níveis de fósforo total e coliformes fecais, por

---

<sup>1</sup> Comitê Orientador: José Aldo Alves Pereira – UFLA (Orientador), Antônio Pereira Magalhães Jr – UFMG (Co-orientador).



sua vez, estão, possivelmente, relacionados ao lançamento de efluentes domésticos, além da interferência da atividade agropecuária. A utilização do Ecolite para o monitoramento de alguns parâmetros físico-químicos de qualidade de água apresentou-se como uma alternativa bastante útil para identificar as condições de qualidade de determinado corpo hídrico, em função de seu baixo custo e praticidade. No entanto, o método revelou-se inadequado para a avaliação de alguns parâmetros, como fósforo total, por não abranger, em sua faixa de leitura, o limite estabelecido pela legislação. A Cachoeira da Fumaça apresentou condições de balneabilidade impróprias no monitoramento realizado, ressaltando a necessidade da sinalização dos riscos oferecidos aos banhistas no local, até que novas avaliações de qualidade da água sejam realizadas, ou que medidas corretivas sejam adotadas, como a criação de uma estação de tratamento de esgotos para o município.

Palavras-chave: qualidade das águas, índice de qualidade de águas (IQA), balneabilidade.

## ABSTRACT

LOPES, F.W.A. **Water quality assesment and water conditions for recreational use in basin of the Carrancas River - MG, 2007.** 96p. Dissertation (Master's degree in Forest Engineering) - Universidade Federal de Lavras, Lavras<sup>1</sup>.

The development of anthropogenic activities without an adequate planning has provided the degradation of waters quality, compromising the several uses of this natural resource, as its utilization for recreational use. In this context, the county of Carrancas, located in the southern area of Minas Gerais state, possesses various natural attractions, such as several waterfalls, among them the Fumaça Waterfall, located in the basin of Carrancas River, being commonly visited by tourists. However, the inadequate destination of effluents has caused contamination of the waters, putting in risk the population that gets in touch with them. Intending to evaluate the effects of the human interventions over the waters quality, this work has as objectives: classify the soil covering in the basin under study; monitor the physiochemical and microbiological water quality, applying the index of water quality (IQA) in the basin of the Carrancas River; diagnose the possible pollution sources that interfere in the waters' quality, through the individual analysis of monitored parameters; evaluate the viability of using a portable kit of water analyses, as alternative tool in monitoring programs; and evaluate the water quality for recreational use in the Fumaça Waterfall. For the evaluation of the waters quality, three sampling points were defined in the Carrancas River stream bed: upstream and downstream of the urban area of Carrancas, and in the Fumaça Waterfall. In these points, besides the nine parameters of IQA, the levels of ammonia and the outflow were measured. The predominant class of soil in the basin corresponded to the pastures, occupying 61,80% of the area, while the urban area has shown the smallest representation, with 0,77%. The results of IQA suit in the bad and medium quality bands and the worst values were found after the release of the Carrancas urban wastewaters. Among the evaluated parameters in the monitoring program, just the pH levels, total phosphorus and fecal coliforms came in nonconformity with the established legal limits. The pH values can be associated to the natural characteristics of the area, in function of the organic matter concentration in the waters. The levels of total Phosphorus and fecal coliforms are possibly related to the release of domestic effluents, besides the interference of the agricultural activity. The use of the Ecolit for monitoring

---

<sup>1</sup> Advising Committee: José Aldo Alves Pereira-UFLA (advisor); Antônio Pereira Magalhães Jr-UFMG (co-advisor).

some physiochemical parameters of water quality came as a very useful alternative to identify the quality conditions of certain hydric body, in function of its low cost and practicalness. However, the method came inadequate for the evaluation of some parameters as total phosphorus, for not including in its reading bands, the established limit for the legislation. The Fumaça Waterfall has shown conditions of inappropriate recreational use along the monitoring, emphasizing the need of signalization of the risks offered to the swimmers in the place, until new evaluations of water quality are made, or corrective measures are adopted, as the creation a sewers treatment station for the county.

Key-words: water quality, water quality index (WQI), recreational water quality.

## 1 INTRODUÇÃO

O espaço natural do planeta tem sido transformado ao longo de toda a trajetória da ocupação humana. As atividades antrópicas responsáveis por tais alterações no meio natural foram intensificadas, com a aceleração do processo de desenvolvimento industrial e urbano, especialmente após a Segunda Guerra Mundial, tornando-se mais impactantes para o meio ambiente.

O crescente processo de degradação ambiental, a partir de então, desencadeou altos níveis de poluição industrial e contaminação de recursos hídricos, afetando diretamente a qualidade de vida da população em geral.

Em relação aos recursos hídricos, os principais problemas recorrentes estão associados à superexploração dos corpos d'água e à sua contaminação. A utilização indevida dos corpos d'água, como receptores de esgotos domésticos, lixo, rejeitos industriais e agrícolas, tem comprometido sua utilização, especialmente nas zonas costeiras e nos grandes centros industriais (Hirata, 2001).

Tendo em vista a sua importância estratégica como recurso essencial à sobrevivência humana, assim como fonte de energia elétrica, uso agrícola, recreação, dentre outros, sua conservação torna-se imprescindível para assegurar o pleno desenvolvimento das atividades econômicas e a qualidade de vida da população.

A utilização dos recursos hídricos para fins de recreação tem sido crescente ao longo dos últimos anos, devido, especialmente à busca pelo desenvolvimento de atividades em contato com o meio natural, em contraposição à vida moderna nos grandes centros urbanos (Santos, 2004).

O estado de Minas Gerais, por possuir um relevo acidentado e vasta riqueza de recursos hídricos, oferece condições propícias para a prática de

atividades de recreação que envolvam o contato primário com as águas de rios, cachoeiras, represas e lagoas (Barreto, 2003). No entanto, a prática de tais atividades demanda requisitos específicos de qualidade da água, ou seja, águas que atendam às condições de balneabilidade.

Neste contexto, o município de Carrancas, MG, apresenta grande potencial turístico para a prática de balneabilidade, em função de condições naturais, como a presença de cachoeiras, grutas, serras e canyons, associadas ao patrimônio histórico e cultural, que conta com a ocorrência de pinturas rupestres em algumas grutas. A Cachoeira da Fumaça, um de seus principais atrativos, é considerada cartão postal do município (Amato, 1996; Roth & Souza, 2003; Lopes et al., 2005).

Além destes atrativos, a cidade está inserida no roteiro da “Estrada Real”, que corresponde às antigas vias de acesso oficiais às reservas auríferas e diamantíferas da Capitania das Minas Gerais. Durante todo o século XVIII, a circulação de pessoas e mercadorias era permitida somente através destes caminhos oficiais, sendo proibida, pela Coroa, a abertura de outras vias. Resgatando este período histórico brasileiro, por iniciativa da Federação das Indústrias do Estado de Minas Gerais (FIEMG), foi criado o projeto “Estrada Real”, com o objetivo de fomentar o turismo na sua área de abrangência, de forma a promover melhorias das condições socioeconômicas das mesmas (Estrada Real, 2005).

Dessa forma, cria-se a expectativa de se aumentar as visitas ao município, trazendo perspectivas positivas para o maior desenvolvimento da atividade turística na região, assim como a geração de renda (Domingos, 2004; Lopes et al., 2005).

Além do processo de degradação ambiental proporcionado pelo crescimento urbano desordenado e atividades agrícolas sem a adoção de práticas conservacionistas, o desenvolvimento da atividade turística, sem um

planejamento adequado, pode causar impactos negativos ao meio ambiente, acarretando na degradação dos recursos hídricos. A qualidade da água pode ser comprometida com a adição de nutrientes e outros agentes poluidores, incluindo produtos de sedimentação gerados pela erosão e contaminação por patógenos (Serrano, 2000; Barreto, 2003).

Dessa forma, a realização de estudos sobre a qualidade das águas permite uma avaliação sobre as reais condições dos recursos hídricos em atender à demanda solicitada de balneabilidade e servir como base para o desenvolvimento de programas de conservação ambiental que proporcionem ao município o desenvolvimento de suas atividades econômicas de forma sustentável.

Neste contexto, este trabalho tem como objetivo geral avaliar os efeitos das intervenções antrópicas sobre a qualidade das águas do Ribeirão de Carrancas. E como objetivos específicos: levantar a cobertura solo na bacia em estudo; realizar o monitoramento da qualidade físico-química e microbiológica da água, por meio da aplicação do índice de qualidade da água (IQA) na bacia do Ribeirão de Carrancas; diagnosticar as possíveis fontes de poluição que interferem na qualidade das águas, por meio da análise individual dos parâmetros monitorados; avaliar a viabilidade da utilização de um kit portátil de análises de água, como ferramenta alternativa em programas de monitoramento e a avaliação das condições de balneabilidade da Cachoeira da Fumaça.

## 2 REFERENCIAL TEÓRICO

### 2.1 O quadro atual das águas

O planeta Terra conta com um volume total de água de 1.386 milhões de km<sup>3</sup>. Deste volume total, 97% são distribuídos nos mares e oceanos e os 3% restantes correspondem às águas doces. Destas, 2,2% formam as calotas polares e geleiras, e os 0,8% restantes correspondem às águas subterrâneas e superficiais. Entretanto, apenas 3% desse volume apresenta-se superficialmente, de maior acessibilidade ao ser humano (Sperling, 2005).

Neste quadro, o Brasil possui uma situação privilegiada no cenário mundial, com 12% do volume total de água doce do planeta e 53% da América do Sul. No entanto, a abundância aparente não reflete a distribuição desigual destes valores ao longo do território brasileiro que, associada a fatores como aumento excessivo nas demandas e degradação da qualidade das águas, implicam em problemas sérios de escassez em algumas áreas (Hirata, 2001).

Embora o problema de escassez qualitativa de água ainda seja tratado por muitos como uma questão meramente de desenvolvimento tecnológico e recursos financeiros, atualmente, são freqüentes as situações em que a purificação de uma determinada água que foi contaminada por resíduos antrópicos encontra limites científicos, tecnológicos e financeiros. Portanto, as águas de mananciais que sofrem interferência de efluentes urbanos e industriais, resíduos de mineração e a poluição difusa de áreas agrícolas com uso em larga escala de insumos químicos, têm sua qualidade para abastecimento questionada, mesmo após os processos de tratamentos convencionais, devido à impossibilidade de se proporcionar a eliminação de diversos elementos

neurotóxicos, carcinogênicos e mutagênicos, nocivos à saúde pública (Rebouças, 2002).

Dessa forma, fica implícita a necessidade da adoção de medidas que proporcionem o uso racional dos recursos hídricos e sua conservação, para que o volume de água disponível no planeta consiga suprir às demandas quantitativas e qualitativas da população em geral.

### **2.1.1 Aspectos legais sobre os recursos hídricos no Brasil**

Em relação aos recursos hídricos no Brasil, foram desenvolvidas, ao longo do tempo, diversas leis e normas, no intuito de racionalizar o uso dos recursos hídricos. Decretado em 10 de julho de 1934, o Código das Águas influenciou a criação de leis que dispõem sobre a gestão das águas no Brasil. Este código foi elaborado pelo jurista Alfredo Valadão, em uma época em que o aproveitamento hidrelétrico era considerado como prioritário para o desenvolvimento econômico brasileiro, sendo, por muitos anos, o único instrumento jurídico sobre o assunto (Maciel Jr, 2000).

O referido código prevê a utilização gratuita de qualquer água corrente ou nascente para o atendimento às primeiras necessidades da vida, assim como a preferência à derivação para abastecimento das populações. Ele impede a derivação das águas públicas, sem a devida concessão, para uso na indústria, agricultura e higiene, e, nos demais casos, sem a autorização (Pompeu, 2002).

Estabelece, ainda, que a autorização ou a concessão devem ser feitas sem prejuízos à navegação, salvo para usos de primeira necessidade e que a ninguém é lícito conspurcar ou contaminar as águas que não consome, de forma a causar prejuízos a terceiros, sendo passível de multas e processos por perdas e danos (Kettelhut et al., 1999).



Com a criação da Lei 9433/97, que instituiu a Política Nacional dos Recursos Hídricos e criou o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, foi possível atender aos anseios da sociedade que participa ou trabalha na área de recursos hídricos. Esta lei, inspirada na legislação francesa, contém os mais modernos preceitos de gestão de águas (Maciel Jr, 2001). Como fundamentos, a referida lei estabelece, em seu artigo 1º:

- I- a água é um bem de domínio público;
- II- a água é um recurso natural limitado, dotado de valor econômico;
- III- em situações de escassez, o uso prioritário dos recursos hídricos é para o consumo humano e a dessedentação de animais;
- IV- a gestão dos recursos hídricos deve sempre proporcionar o uso múltiplo das águas;
- V- a bacia hidrográfica é a unidade territorial para implementação da Política Nacional de Recursos Hídricos e a atuação do Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos.
- VI- a gestão de recursos hídricos deve ser descentralizada e contar com a participação do Poder Público, dos usuários e das comunidades.

Esta lei tem por objetivo assegurar, à atual e às futuras gerações, a disponibilidade de água em conformidade com os padrões de qualidade adequados aos usos previstos; a utilização racional e integrada dos recursos hídricos, no intuito de promover o desenvolvimento sustentável e a preservação e a defesa contra eventos hidrológicos críticos, em decorrência da utilização inapropriada dos recursos naturais (Kettelhut et al., 1999).

Um dos instrumentos regulamentados por esta lei refere-se ao enquadramento dos corpos d'água em classes, segundo os usos preponderantes, que permite uma gestão qualitativa e quantitativa da água por meio de controle sobre os níveis de qualidade dos mananciais. O referido instrumento consiste no estabelecimento de meta ou objetivo de qualidade de água, tornando-a compatível com os usos mais exigentes a que forem destinadas e diminuir os custos de combate à poluição das águas, por meio de medidas preventivas permanentes (Maciel Jr, 2001).

Considerando a importância da preservação dos recursos hídricos, a paisagem, a estabilidade geológica, a biodiversidade, o fluxo gênico de fauna e flora, além da função protetora sobre o solo e assegurar o bem-estar das populações humanas, o novo Código Florestal, instituído pela Lei nº 4.771, de 15 de setembro de 1965, modificada pela Lei nº 7.803, de 15 de agosto de 1989, define como áreas de preservação permanente (APPs) as áreas ao redor de corpos d'água, cobertas ou não por vegetação nativa. Em seu artigo 2º, esta lei estabelece: a) que ao longo dos rios ou quaisquer outros cursos d'água em faixa marginal, medida a partir do seu nível mais alto, em projeção horizontal cuja largura mínima será: 1) de 30 (trinta) metros para os cursos d'água de menos de 10 (dez) metros de largura; 2) de 50 (cinquenta) metros para os cursos d'água que tenham de 10 (dez) a 50 (cinquenta) metros de largura; 3) de 100 (cem) metros para os cursos d'água que tenham de 50 (cinquenta) a 200 (duzentos) metros de largura; 4) de 200 (duzentos) metros para os cursos d'água que tenham de 200 (duzentos) a 600 (seiscentos) metros de largura; 5) de 500 (quinhentos) metros para os cursos d'água que tenham largura superior a 600 (seiscentos) metros; c) nas nascentes, ainda que intermitentes e nos chamados "olhos d'água", qualquer que seja a sua situação topográfica, num raio mínimo de 50 (cinquenta) metros de largura ( Brasil, 2007a; Brasil, 2007c).

Cabe ressaltar, ainda, a existência da Lei nº 7.754, de 14 de abril de 1989, que estabelece medidas para a proteção de florestas e demais formas de vegetação natural existentes nas nascentes dos rios, que serão delimitadas em área compreendida pelo Paralelograma da Cobertura Florestal, onde são vedadas a derrubada de árvores e qualquer outra forma de desmatamento (Brasil, 2007b).

Considerando-se a necessidade de se regulamentar o 2º artigo do Código Florestal de 15 de setembro de 1965, a Resolução CONAMA nº 303 de 20 de março de 2002 estabeleceu os parâmetros, definições e limites referentes às Áreas de Preservação Permanente ( Resolução CONAMA nº 303, 2002).

Os padrões de qualidade dos corpos hídricos no Brasil foram estabelecidos pelo Conselho Nacional do Meio Ambiente, pela Resolução CONAMA nº 20 de 18 de junho de 1986, que divide as águas em doces, salobras e salinas, caracterizadas por nove classes de qualidade.

No intuito de reformular a classificação existente, além de outros objetivos, foi estabelecida, em 17 de março de 2005, a Resolução CONAMA nº 357, que dispõe sobre a classificação dos corpos d'água e diretrizes ambientais para seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões para lançamento de efluentes e dá outras providências.

A referida resolução estabelece, em seu 3º artigo, a divisão das águas doces, salobras e salinas em treze classes, de acordo com a qualidade requerida para seus usos preponderantes. As águas doces são divididas em cinco classes, a saber:

- Classe Especial: águas destinadas ao abastecimento humano, com desinfecção; à preservação do equilíbrio natural das comunidades aquáticas e à preservação dos ambientes aquáticos em unidades de conservação de proteção integral;
- Classe 1: águas que podem ser destinadas ao abastecimento para consumo humano, após tratamento simplificado; à

proteção das comunidades aquáticas; à recreação de contato primário, tais como natação, esqui aquático e mergulho, conforme a Resolução CONAMA 274, de 2000; à irrigação de hortaliças que são consumidas cruas e de frutas que se desenvolvam rentes ao solo e que sejam ingeridas sem remoção de película e à proteção das comunidades aquáticas em terras indígenas;

- Classe 2: águas que podem ser destinadas ao abastecimento para consumo humano, após tratamento convencional; à proteção das comunidades aquáticas; à recreação de contato primário, tais como natação, esqui aquático e mergulho, conforme a Resolução CONAMA 274, de 2000; à irrigação de hortaliças, plantas frutíferas e de parques, jardins, campos de esporte e lazer, com os quais o público possa a vir a ter contato direto e à aquicultura e à atividades de pesca;

- Classe 3: águas que podem ser destinadas ao abastecimento para consumo humano, após tratamento convencional ou avançado; à irrigação de culturas arbóreas, cerealíferas e forrageiras; à pesca amadora; à recreação de contato secundário e à dessedentação de animais;

- Classe 4: águas que podem ser destinadas à navegação e à harmonia paisagística.

Deve-se considerar, no entanto, que o enquadramento dos corpos d'água deve estar baseado nos níveis de qualidade que deveriam possuir para atender às demandas da comunidade, e não de acordo com os níveis de qualidade de seu estado atual (Resolução CONAMA nº 357, 2005).

## 2.2 Bacia hidrográfica

A bacia hidrográfica pode ser considerada uma área da superfície terrestre drenada por um determinado rio ou sistema fluvial, funcionando como um sistema aberto, limitada por divisores hidrográficos que podem ser topográficos (superficiais, interflúvios) ou freáticos (subterrâneos) e dividem tanto as águas permanentes quanto as temporárias (Cristolofletti, 1980).

Resende et al. (1995) apontam as bacias hidrográficas como sendo uma unidade natural básica, em que são encontradas relações tetraedais entre clima, solos, organismos e aspectos sócio-econômicos. Portanto, as bacias hidrográficas devem ser utilizadas como unidades fundamentais para a conservação do meio ambiente, devido à interdependência existente entre os atributos bióticos e abióticos presentes no seu interior.

As alterações nas condições naturais dos fatores integrantes da bacia hidrográfica podem gerar efeitos impactantes a jusante e sobre os fluxos energéticos de saída, tais como cargas sólidas e dissolvidas (Cunha & Guerra, 1996).

Devido à presença de inter-relações entre diversos elementos físicos, bióticos e sócio-econômicos existentes na paisagem, a bacia hidrográfica representa uma unidade ideal de planejamento do uso de terras, ao contrário de outras unidades definidas por critérios diferentes, que não abrangem a paisagem como um todo (Botelho, 1999).

*“Em função de suas características naturais, bacias hidrográficas têm se tornado importante unidade espacial utilizada para gerenciar atividades de uso e de conservação dos recursos naturais, principalmente nas situações atuais de grande pressão sobre o ambiente em função do crescimento populacional e do desenvolvimento” (Silva et al. 2003, pág. 94).*

Por outro lado, a não correspondência entre os limites municipais e estaduais com os limites das bacias pode acarretar no surgimento de impasses políticos e econômicos que dificultariam a adoção de medidas relacionadas às bacias (Genrich, 2002).

Os desequilíbrios ambientais das bacias hidrográficas, segundo Cunha & Guerra (1996), podem ser influenciados pelas características naturais, como a topografia, geologia, solos e clima. Tais fatores, associados a práticas humanas inadequadas, tendem a agravar os desequilíbrios numa bacia.

Reconhecendo a importância da atuação integrada dos fatores bióticos e abióticos em uma bacia, Resende et al. (1995) ressaltam a importância de se “conhecer os atributos do solo e da vegetação que possam interferir no processo de degradação do ambiente”, além da análise da dinâmica da água, sua qualidade e quantidade.

A avaliação dos efeitos negativos oriundos da atividade antrópica, por meio da análise do uso e ocupação do solo em bacias hidrográficas, torna-se fundamental para a avaliação da qualidade da água, tendo em vista a correlação entre estas variáveis (Fernandes & Silva, 1994).

### **2.3 A qualidade das águas**

A noção de qualidade das águas está ligada aos objetivos de uso atribuídos aos corpos d'água, de forma que estes usos exigem diferentes níveis de qualidade de água, que variam em função da finalidade pretendida a uma determinada água (Magalhães Jr, 2003a; Sperling, 2005).

A qualidade das águas superficiais em uma bacia hidrográfica é influenciada por fatores naturais, como clima, vegetação e litologia e da interferência antrópica, com a introdução de novos compostos no sistema (Porto et al., 1991; Arcova & Cicco, 1999). Assim, os rios que drenam certa área

apresentam suas águas com características físicas e químicas próprias, as quais refletem as atividades de uso do solo das áreas a montante (Souza, 1996).

A interferência do uso e da ocupação do solo na geração de possíveis alterações da qualidade das águas está ilustrada na Figura 1.

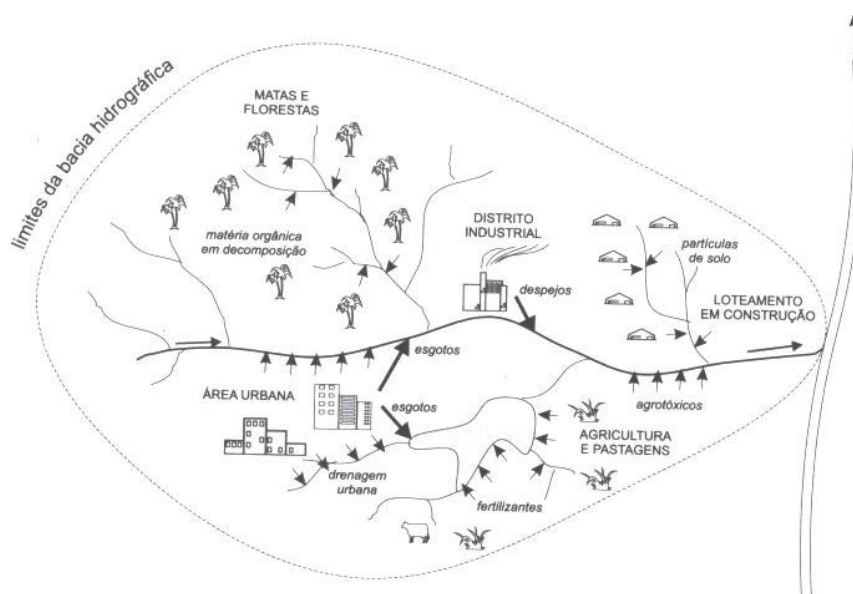


FIGURA 1. Exemplos de inter-relação entre uso e ocupação do solo e agentes alteradores da qualidade da água. Fonte: Sperling (2005).

### 2.3.1 Condições naturais

Mesmo em uma bacia hidrográfica preservada, com suas condições naturais em equilíbrio, a qualidade das águas varia com o clima e as características físicas e biológicas dos ecossistemas correspondentes, devido a contínua e constante interação entre a litosfera, a biosfera e a atmosfera (Salati et al., 2002).

A natureza e a composição de elementos químicos nas águas superficiais variam de acordo com a ocorrência de processos físicos, químicos, hidrológicos e biológicos que são listados na Tabela 1.

TABELA 1. Processos que afetam a qualidade das águas superficiais.

Tipo de processo	Processo ocorrente no corpo d'água
Hidrológico	Diluição Evaporação
Físico	Troca gasosa com a atmosfera Aquecimento e resfriamento
Químico	Dissolução de partículas Precipitação de minerais
Biológico	Decomposição de matéria orgânica Crescimento e decaimento microbiano

Fonte: Adaptado de (Meybeck et al., 1996).

Tais processos ocorrem naturalmente, dependendo de fatores ambientais, como clima, vegetação e litologia. O clima e a vegetação interferem na qualidade da água a partir da precipitação, que proporciona o escoamento superficial responsável pelo carreamento do material particulado gerado a partir do impacto da gota de chuva no solo e os íons oriundos da dissolução das rochas, além de carbono orgânico e compostos nitrogenados para os cursos d'água da bacia. O crescimento, a morte e a decomposição de plantas aquáticas também interferem na qualidade das águas, devido a alterações nos teores de nitrogênio, fósforo, pH, oxigênio dissolvido, além de outros elementos sensíveis de condições de redução e oxidação da matéria orgânica. Além destes, outro



fator ambiental que influencia na qualidade da água é a litologia que, ao entrar em contato com as águas, altera suas características (Meybeck et al., 1996).

### **2.3.2 Interferência antrópica sobre a qualidade das águas**

O processo de ocupação antrópica em uma bacia hidrográfica para o desenvolvimento de determinadas atividades produtivas, pode proporcionar uma exposição do solo, devido à retirada total ou parcial da cobertura vegetal. Dessa forma, o processo de erosão hídrica é iniciado a partir do momento em que a gota de chuva, ao tocar o solo, provoca uma ruptura dos agregados, transformando-os em partículas passíveis de serem transportadas pelo fluxo superficial e de preencher os poros do solo, formando crostas que dificultam a infiltração. A formação de crostas, em conjunto com a saturação do solo, possibilita o surgimento de poças, que podem dar início ao processo de escoamento superficial. Este processo proporciona o carreamento de material particulado para os corpos hídricos, podendo acarretar no aumento do assoreamento dos mesmos (Guerra, 1999; Bertoni & Lombardi Neto, 1999).

A agropecuária, por implicar na retirada da cobertura vegetal nativa, para dar lugar a pastagens e cultivos diversos, expõe o solo à lixiviação superficial que proporciona o arraste deste material para as áreas mais baixas, convergindo normalmente para os rios e lagos (Carvalho et al., 2000).

As atividades agrícolas desenvolvidas visando alta produtividade demandam diversos insumos agrícolas que, utilizados de forma inadequada, podem gerar danos ambientais e afetar a saúde humana. A contaminação dos cursos d'água por insumos agrícolas pode dar-se sob a forma direta, quando o poluente entra em contato com a água por meio de efluentes, ou indireta, quando o contato é em função da atuação de fatores como escoamento superficial, infiltração e percolação. Os poluentes, como defensivos e corretivos agrícolas,

atuam sobre a quantidade de oxigênio dissolvido e o pH da água, afetando a sobrevivência de espécies que requeiram valores compatíveis com suas necessidades. Já o arraste de adubos químicos ricos em nitratos e fósforo, especialmente em lagos e lagoas, pode gerar, como consequência, a eutrofização<sup>1</sup> acelerada do corpo d'água (Telles, 2002).

A pecuária afeta a qualidade das águas, devido ao contato direto do rebanho com o corpo hídrico, durante a dessedentação, contaminando microbiologicamente o mesmo, especialmente por coliformes fecais e estreptococos (Dias e Griffith, 1988). O poder poluente de certos tipos de dejetos, como os de suínos, é de 10 a 12 vezes superior ao do esgoto humano, sendo a demanda bioquímica de oxigênio (DBO), 100 vezes mais forte (Telles, 2002).

A prática da mineração de areia, bauxita e ouro acarreta alterações físicas e químicas nos sistemas aquáticos. E, no caso da exploração do ouro, o acúmulo de mercúrio constitui um grave problema decorrente da mineração nas águas continentais do Brasil (Tundisi et al., 2002). De acordo com Barbieri et al. (1997), em lavras subterrâneas, a contaminação dos recursos hídricos dá-se pelo lançamento de sólidos sedimentáveis e dissolvidos, que proporcionam aumento na turbidez, alteração nos valores de pH e aumento na concentração de sulfetos e arsênio. Já nas lavras a céu aberto, a contaminação das águas ocorre pelo carreamento, através do escoamento pluvial, de material particulado oriundo das áreas de mina, depósitos de estéril e estradas.

---

<sup>1</sup> Eutrofização consiste no aumento da concentração de nutrientes nos ambientes aquáticos, especialmente nitrogênio e fósforo, que proporciona aumento em sua produtividade. O processo de enriquecimento do corpo d'água pode ocorrer de forma natural ou artificial. Neste último caso, as modificações ocorrem de maneira mais intensa, acarretando na proliferação excessiva de macrófitas aquáticas e no consumo elevado de oxigênio dissolvido, em função da decomposição da matéria orgânica. Quando este processo é induzido pela interferência antrópica, é considerado uma forma de poluição (Esteves, 1998a).

O Brasil, devido às suas características naturais, possui, ao longo de seus rios, diversos reservatórios para aproveitamento hidrelétrico. Dentre os diversos impactos ambientais gerados neste tipo de uso das águas, a supressão de grandes massas orgânicas em áreas de vegetação densa pode causar alterações significativas na composição química e biológica das águas represadas. Neste caso, a decomposição da matéria orgânica submersa leva a um consumo elevado de oxigênio dissolvido, além da elevação nas concentrações de nitrogênio e fósforo, que estimulam a proliferação de plantas aquáticas (Branco, 1991).

Outro fator de degradação da qualidade das águas consiste na acidificação dos corpos d'água em função da ocorrência de chuvas ácidas, que são aquelas cujo pH de suas águas apresentam valores menores que 5,7. A acidez é gerada pela presença de ácidos minerais, como  $H_2SO_4$  e  $HNO_3$ , em decorrência de gases provenientes da queima de carvão, óleo e emissões de veículos motorizados (Resende et al., 1995).

Os diferentes ramos industriais lançam efluentes com características diferenciadas, em função do tipo de atividade industrial exercida. Dentre os poluentes mais significativos, destacam-se: matéria orgânica, sulfetos, cor, óleos e graxas, bactérias, ácidos, fenóis, cianetos, metais pesados e material em suspensão (Benetti & Bidone, 2001; Silva & Simões, 2002).

Durante o processo de urbanização, a implementação de projetos de loteamentos, com a limpeza de quadras e a abertura de ruas, favorece o aparecimento de formas erosivas. A retirada da mata ciliar proporciona a chegada dos materiais oriundos das vertentes, por meio do escoamento superficial nos cursos d'água, o que pode provocar o assoreamento dos mesmos, sendo que o acúmulo de resíduos no leito do rio pode causar enchentes a médio e longo prazo (Cassetti, 1995; Porto et al., 2001).

As águas pluviais da drenagem urbana, ao escoarem pelas ruas das cidades e demais áreas, são contaminadas por derivados de combustíveis fósseis,

bactérias, chumbo, poluentes orgânicos e também por pesticidas e herbicidas provenientes de jardinagem urbana (Meybeck & Helmer, 1996). Outra fonte de poluição das águas em áreas urbanas consiste nos esgotos sanitários. Estes correspondem às águas utilizadas para a higiene pessoal, lavagem de utensílios e preparo de alimentos, originárias de domicílios residenciais, comerciais, hospitalares e industriais. A composição dos esgotos sanitários é praticamente uniforme, constituída por matéria orgânica biodegradável, bactérias, vírus, nitrogênio, fósforo, óleos e detergentes (Benetti & Bidone, 2001).

Resumidamente, alguns dos principais impactos antrópicos sobre as águas em decorrência do tipo de uso do solo encontram-se na Tabela 2.

TABELA 2. Atividades antrópicas e suas conseqüências sobre as águas e parâmetros alterados.

Uso	Impactos sobre as águas	Parâmetros alterados
Agricultura	Contaminação por agrotóxicos, eutrofização e assoreamento	Fósforo, nitrato, nitrito e metais pesados
Pecuária	Contaminação microbiológica	Coliformes fecais e totais
Mineração	Assoreamento e contaminação por metais pesados	Turbidez, pH, sólidos em suspensão, OD e DBO
Indústria	Contaminação por efluentes	Turbidez, pH, OD, DBO e temperatura
Urbanização	Assoreamento, contaminação por efluentes domésticos e industriais	Coliformes fecais e totais, DBO e OD

Fonte: Adaptado de Barbieri et al. (1997).

## 2.4 Usos da água

A crescente diversificação das atividades antrópicas em função do desenvolvimento econômico, além de implicar em um aumento na demanda por maiores volumes de água, também gera a necessidade de águas em condições de qualidade específicas para atender aos mais diversos usos da água (Lanna, 2001).

De acordo com Araújo et al. (1999), os principais usos da água são: abastecimento doméstico, abastecimento industrial, irrigação, dessedentação de animais, preservação da flora e da fauna, recreação e lazer, criação de espécies, geração de energia elétrica, navegação, harmonia paisagística, e diluição e transporte de despejos.

Em relação às formas de utilização, os usos da água podem ser classificados como: consuntivos, não consuntivos e locais. O primeiro refere-se aos usos que implicam na retirada da água do corpo hídrico, diminuindo a sua disponibilidade local e temporal. No segundo, não há perdas entre o volume retirado e o que retorna à fonte de suprimento. Já o último, refere-se aos usos em que o aproveitamento da água é realizado no próprio corpo hídrico, sem que haja qualquer alteração significativa na sua disponibilidade (Lanna, 2001).

No entanto, em algumas atividades não consuntivas e locais, apesar de não haver perdas quantitativas nos corpos d'água, as águas podem ser poluídas em virtude de certos usos. De acordo com Meybeck & Helmer (1996), atividades como a navegação e a recreação, embora não provoquem alterações no regime hidrológico do ambiente aquático, resultam em deterioração da qualidade da água.

### 2.4.1 Balneabilidade

A utilização das águas para a prática de atividades de lazer sempre esteve presente na cultura humana, especialmente nos países de clima favorável e com atrativos naturais, tais como praias, cachoeiras, corredeiras e piscinas naturais.

Nesse sentido, o uso da água para fins de recreação pode ser classificado de acordo com o tipo de contato entre o usuário e a água. O contato primário refere-se a atividades como a natação, surfe, esqui-aquático e mergulho, nos quais há possibilidade de ingestão de quantidades significativas de água. Já o contato secundário associa-se a atividades de pesca e navegação, em que a possibilidade de ingestão de volume apreciável de água é baixa (CETESB, 2003).

O contato primário, ou direto, impõe condições mais restritivas à qualidade da água, devido ao risco oferecido à saúde humana pela exposição direta e prolongada a organismos patogênicos, metais pesados e óleos e graxas (Benetti & Bidone, 2001).

A avaliação da qualidade das águas de rios, lagoas e mares para atividades que envolvam o contato primário com as águas, ou seja, a balneabilidade, deve atender aos padrões estabelecidos pela Resolução CONAMA 274, de 29 de novembro de 2000. De acordo com a referida resolução, as condições de balneabilidade das águas doces são avaliadas em categorias (Tabela 3), definidas de acordo com os teores de coliformes fecais (termotolerantes) ou *Escherichia coli*.

Os coliformes termotolerantes correspondem ao grupo de bactérias composto, em sua maior parte, por organismos pertencentes ao gênero *Escherichia* e, em menor grau, por espécies de *Klebsiella*, *Enterobacter* e *Citrobacter*. Dessa forma, no resultado do teste de coliformes termotolerantes

podem ser encontradas bactérias de origem não fecal. Já a *Escherichia coli* é encontrada no conteúdo intestinal do homem e de animais de sangue quente, garantindo que a contaminação detectada seja exclusivamente de material fecal. Mas, este material não necessariamente é de origem humana, tendo em vista que a *Escherichia coli* pode também ser encontrada em fezes de outros animais (Valle & Silveira, 2000; Sperling, 2005).

TABELA 3. Classificação de balneabilidade, por categorias e seus respectivos limites.

Categoria	Limite de coliformes fecais (NMP/100ml)*	Limite de <i>Escherichia coli</i> (NMP/100ml)*
Excelente	250	200
Muito boa	500	400
Satisfatória	1000	800
Imprópria	Acima de 1000	Acima de 800

\* NMP: Número mais provável por 100 ml., em 80% ou mais de um conjunto de amostras obtidas em cada uma das cinco semanas anteriores.

As águas doces de um determinado balneário poderão, ainda, ser consideradas impróprias nos seguintes casos: valor obtido na última amostragem for superior a 2.500 coliformes termotolerantes ou 2.000 *Escherichia coli* por 100 mililitros; incidência elevada ou normal, na região, de enfermidades transmissíveis por via hídrica, indicada pelas autoridades sanitárias; presença de esgotos sanitários, óleos, graxas e demais substâncias capazes de oferecer riscos à saúde ou tornar desagradável a recreação; pH < 6,0 ou pH > 9,0, à exceção das condições naturais; floração de algas e outros organismos e demais fatores que afetem a saúde humana (Resolução CONAMA nº 274 de 2000).

A qualidade das águas recreacionais pode ser afetada por fontes poluidoras, como efluentes domésticos, agrícolas e industriais, sendo o primeiro

o principal fator responsável por enfermidades advindas do contato com a água. Além destas fontes usuais de poluição, outra forma de degradação refere-se à poluição por material fecal advindo dos próprios banhistas e vazamentos de combustível de embarcações, que são gerados durante a prática de determinadas atividades recreativas (Rees et al., 2000).

Em cidades turísticas e de veraneio há uma variação sazonal da população ao longo do ano. Durante os períodos de férias e feriados prolongados, podem ocorrer problemas de sobrecarga nos sistemas de coleta existentes, de forma que o excedente seja lançado sobre os córregos, comprometendo a balneabilidade (CETESB, 2003).

O crescimento do turismo em balneários tem se destacado em diversos países do mundo, proporcionando benefícios financeiros às comunidades envolvidas com a geração de emprego e renda. No entanto, a atividade turística exerce uma série de pressões sobre o ambiente e, caso a recreação ocorra em águas contaminadas, os banhistas ficam susceptíveis a uma série de doenças, especialmente no que diz respeito a idosos, pessoas com baixa resistência imunológica e crianças. Estas tendem a permanecer em contato com as águas por um maior período de tempo, em comparação aos demais grupos etários e, durante suas brincadeiras, há uma possibilidade maior de ingestão acidental de água (Pond, 2005).

As infecções transmitidas pela água têm sido relacionadas a organismos patogênicos, tais como bactérias, vírus, protozoários e helmintos (Tabela 4). Enquanto a maioria das doenças de veiculação hídrica afeta o trato gastrintestinal, outras podem afetar partes do organismo, como músculos, sistema nervoso e órgãos como o coração (Valle & Silveira, 2000).



TABELA 4. Principais doenças de transmissão feco-oral associadas à água, organizadas por organismo patogênico.

Organismo	Doença	Agente causal	Sintomas/manifestação
Bactérias	Desintéria bacilar	<i>Shigella dysenteriae</i>	Forte diarreia
	Enterite por <i>Campylobacter</i>	<i>Campylobacter jejuni</i> , <i>Campylobacter coli</i>	Diarreia, dor abdominal, indisposição, febre, náusea, vômito
	Cólera	<i>Vibrio cholerae</i>	Diarreia extremamente forte, desidratação, alta taxa de mortalidade
	Gastroenterite	<i>Escherichia coli</i> -enteropatógena	Diarreia
	Leptospirose	<i>Leptospira</i> - várias espécies	Icterícia, febre
	Febre paratifoide	<i>Salmonella</i> - várias espécies	Febre, diarreia, indisposição, dor de cabeça, aumento do baço, envolvimento dos tecidos linfáticos e intestinos
	Salmonella	<i>Salmonella</i> – várias espécies	Febre, náusea, diarreia
Vírus	Febre tifóide	<i>Salmonella typhi</i>	Febre elevada, diarreia, ulceração do intestino delgado
	Hepatite infecciosa	Vírus da hepatite A	Icterícia, febre
	Doenças respiratórias	Adenovírus-vários tipos	Doenças respiratórias
	Gastroenterite	Enterovírus, Norwalk, rotavírus etc - vários tipos	Diarreia leve a forte, vômito
	Meningite	Enterovírus	Febre, vômito, enrijecimento do pescoço
Protozoários	Poliomienite	<i>Poliomyelitis vírus</i>	Paralisia, atrofia
	Desintéria amebiana	<i>Entamoeba histolytica</i>	Diarreia prolongada
	Giardíase	<i>Giardia lamblia</i>	Diarreia leve a forte, náusea, indigestão, flatulência
	Criptosporidiose	<i>Cryptosporidium</i>	Diarreia
	Balantidíase	<i>Balantidium coli</i>	Diarreia, disenteria
Helmintos	Ascaridíase	<i>Ascaris lumbricoides</i>	Manifestações pulmonares, deficiência nutricional, obstrução intestinal e de outros órgãos
	Tricuríase	<i>Trichuris trichiura</i>	Diarreia, fezes com sagramento, prolapso retal

Fonte: Sperling (2005).

As doenças relacionadas à contaminação proveniente do banho, geralmente, requerem tratamentos simples ou nenhum, não possuem efeitos de longo prazo na saúde humana e o tratamento normalmente apresenta resposta rápida. Apesar de as doenças mais comuns em banhistas serem a gastroenterite e as infecções de olhos, ouvidos, nariz e garganta, em locais contaminados, os banhistas correm o risco de se infectarem com doenças consideradas mais graves, tais como disenteria, cólera, hepatite A e febre tifóide (CETESB, 2003).

Outra grave doença associada ao uso recreacional das águas, a esquistossomose, em alguns casos, pode levar ao óbito (Pond, 2005). Dos três tipos desta doença que afetam o homem, apenas a esquistossomose *mansoni* ocorre no Brasil e é transmitida por meio do contato da pele com a água contaminada. O agente etiológico é o *Schistosoma mansoni*, que tem como hospedeiro intermediário moluscos aquáticos da família *Planorbidae* e, como hospedeiro definitivo, o homem e alguns mamíferos e marsupiais (Tonelli, 2005).

#### **2.4.2 Índice de qualidade das águas**

A utilização de índices de qualidade da água tem crescido ao longo dos últimos anos, devido à sua aplicabilidade em transmitir informações sobre o grau de poluição de mananciais utilizados pela comunidade (Benetti & Bidone, 2001).

Dentre os diversos índices de qualidade de água já propostos, o IQA da *National Sanitation Foundation* (NSF) é o mais utilizado. Em pesquisa realizada para a avaliação da importância de indicadores na gestão das águas no Brasil, Magalhães Jr. (2003b) constatou que este índice é um dos mais valorizados pelo grupo de especialistas consultados.

Este índice foi desenvolvido por Brown et al. (1970), a partir de uma metodologia de pesquisa de opinião junto a especialistas da área, conhecida como painel Delphi<sup>2</sup>. Nesta pesquisa, composta por três questionários, foram consultados 142 profissionais. O primeiro consistia em uma lista com 35 parâmetros de qualidade de água, em que os participantes deveriam opinar sobre a inclusão/exclusão de cada parâmetro, previamente selecionado e inserir algum outro parâmetro. Posteriormente, estes questionários foram reenviados aos colaboradores, para que pudessem reavaliar suas opiniões ao compará-las com as dos demais, solicitando uma lista com os quinze parâmetros mais relevantes. Já no último painel, foi requerida a apresentação dos nove parâmetros selecionados, os pesos atribuídos a cada um deles, assim como a curva de médias de variação da qualidade das águas, em função da concentração dos mesmos (Lopes & Libânio, 2005).

O índice consiste, basicamente, em uma média ponderada, na qual o resultado de múltiplos testes é representado em um único valor. Este índice tornou-se uma importante ferramenta para a avaliação da qualidade das águas em diversos pontos de rios e lagos ao longo do tempo, permitindo, ainda, a comparação com os corpos d'água de outras regiões e países (NSF, 2006).

Apesar do IQA apresentar a vantagem de sumarizar, em um único valor, as nove variáveis utilizadas em seu cálculo, favorecendo a interpretação, compreensão e divulgação dos resultados, há uma perda na interpretação das variáveis individuais. Além disso, os efeitos originários de outras fontes de poluentes, não são representados, tendo em vista que este índice foi

---

<sup>2</sup> O método Delphi refere-se a uma metodologia de pesquisa que busca obter informações por meio da consulta junto a especialistas e tem como características: o anonimato dos participantes, a possibilidade das opiniões serem revistas durante as rodadas de pesquisas que permitem a visualização da opinião dos demais participantes e a representação estatística dos resultados. Dessa forma, espera-se minimizar a subjetividade imposta pela consulta a determinado grupo de especialistas (Linstone & Turoff, 1975).

desenvolvido para avaliar o impacto dos esgotos domésticos nas águas de abastecimento público (IGAM, 2004).

No Brasil, este índice é utilizado pela CETESB desde 1975, tendo sido adaptado do original adotado pela *National Sanitation Foundation* (NSF). O IQA adotado pela CETESB considera o nitrogênio total, em vez do nitrogênio nitrato, devido à presença do nitrogênio nas águas em outras formas, tais como o nitrogênio orgânico e o amoniacal. No entanto, é possível aplicar a curva de nitrogênio total para os valores de nitrato, caso seja esta a forma preponderante nos rios (CPRH, 2006).

Em Minas Gerais, o IQA utilizado para a avaliação da qualidade das águas nos corpos d'água pela Fundação Estadual do meio Ambiente (FEAM), Instituto Mineiro de Gestão das Águas (IGAM), em parceria com a Fundação Centro Tecnológico de Minas Gerais (CETEC), considera, em seu cálculo, os parâmetros adotados pela NSF, a saber: oxigênio dissolvido (OD), coliformes fecais, potencial hidrogeniônico (pH), demanda bioquímica de oxigênio (DBO), temperatura da água, turbidez, fosfato total, nitrato e sólidos totais.

Os pesos relativos a cada parâmetro de qualidade de água adotados pelo IQA estão listados na Tabela 5.

TABELA 5. Pesos atribuídos aos parâmetros componentes do IQA.

Parâmetro	Peso - $w_i$
Oxigênio dissolvido- (OD % sat)	0,17
Coliformes fecais (NMP/100ml)	0,15
pH	0,12
Demanda bioquímica de oxigênio – DBO <sub>5</sub> (mg/L)	0,10
Nitratos (mg/L NO <sub>3</sub> )	0,10
Fosfatos (mg/L PO <sub>4</sub> )	0,10
Variação na temperatura (°C)	0,08
Resíduos totais (mg/L)	0,08

Fonte: IGAM (2004).

A ponderação destes nove parâmetros resulta em um índice variando entre 0 e 100, que corresponde aos níveis de qualidade, apresentados na Tabela 6.

TABELA 6. Níveis de qualidade para os valores de IQA.

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	$0 \leq IQA \leq 25$

Fonte: IGAM (2004).

O cálculo do IQA pode ser realizado de duas formas, uma aditiva e outra multiplicativa, sendo esta última a metodologia adotada no Projeto Águas de Minas, que avalia a qualidade das águas em Minas Gerais. O valor obtido por meio do cálculo do IQA reflete a contaminação por esgotos sanitários, outros materiais orgânicos, nutrientes e sólidos (IGAM, 2004).

A equação utilizada para o cálculo do IQA multiplicativo é apresentada a seguir:

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

Sendo:

IQA = índice de qualidade de água, variando de 0 a 100;

$q_i$  = qualidade do parâmetro  $i$ . obtido por meio da curva média específica de qualidade;

$w_i$  = peso atribuído ao parâmetro, em função de sua importância na qualidade da água, entre 0 e 1.

A informação transmitida por meio de índices de qualidade de água deve ser utilizada na avaliação média de longo prazo das condições de qualidade em determinados cursos d'água, no intuito de subsidiar tomadas de decisão em fase de planejamento. Para a identificação dos problemas específicos de qualidade de um determinado corpo hídrico e estudos mais detalhados, torna-se necessária a avaliação individual dos parâmetros de interesse (Porto, 1991).

### **2.4.3 Parâmetros indicadores**

A qualidade da água pode ser representada por meio de uma série de parâmetros, que expressam suas características físicas, químicas e biológicas, selecionados de acordo com a necessidade específica de cada uso da água e dos objetivos do programa de monitoramento. A seleção adequada dos parâmetros

ajudará na obtenção de informações mais aproximadas da realidade (Chapman & Kimstach, 1996).

Os parâmetros abordados a seguir consistem nos componentes do IQA, adotado pela *National Sanitation Foundation* e pelo Instituto Mineiro de Gestão das Águas no monitoramento das águas no estado de Minas Gerais. Na avaliação específica de balneabilidade, são utilizados parâmetros microbiológicos, como os coliformes fecais (termotolerantes).

#### **2.4.3.1 Temperatura**

As variações de temperatura nas águas podem ocorrer por meio da transferência natural de calor por radiação, condução e convecção devido à interação com o solo e a atmosfera, ou por meio do lançamento de despejos industriais e torres de resfriamento (Sperling, 2005).

O aumento da temperatura provoca a diminuição da solubilidade dos gases e acelera o metabolismo dos organismos, acarretando na redução da quantidade de oxigênio dissolvido da água (Azevedo, 1999).

#### **2.4.3.2 Turbidez**

A turbidez consiste na difusão e na absorção que a luz sofre ao penetrar na água. Esta alteração na passagem da luz é causada pelo plâncton, bactérias, argilas e silte em suspensão e fontes poluidoras que lançam material fino sobre as águas, como a erosão e despejos domésticos (Porto et al., 1991). De acordo com Almeida & Schwarzbald (2003), a turbidez em corpos d'água apresenta os maiores valores em estações mais chuvosas, devido ao aporte de material particulado pelo escoamento superficial.

Águas com altos valores de turbidez provocam, além do efeito antiestético sobre os consumidores, a redução da fotossíntese de macrófitas e algas subsuperficiais e, caso a população de organismos na superfície seja composta especialmente de algas, a não chegada da luz às camadas mais profundas limita a produção primária às camadas superiores, permitindo, então, a proliferação de cianobactérias produtoras de toxinas. Porém, se a elevada turbidez for gerada por material orgânico em suspensão, poderá haver um maior consumo de oxigênio dissolvido (Hermes & Silva, 2004).

Em sistemas de tratamento de águas, menores valores de turbidez conferem uma maior eficiência da cloração na inativação de microrganismos e na remoção de cistos e oocistos de protozoários (Lopes & Libânio, 2005).

#### **2.4.3.3 Sólidos totais dissolvidos**

Os sólidos totais dissolvidos consistem na concentração de todos os cátions, ânions e sais resultantes da combinação de cátions e ânions dissolvidos na água e materiais que se encontram em suspensão, sendo, portanto, a fração dos solutos suspensos que passam por filtros com poros de 2,0mm. O monitoramento deste parâmetro permite detectar tendências de aumento de erosão em bacias hidrográficas (Hermes & Silva, 2004).

A presença de sólidos em elevadas concentrações nos ambientes aquáticos, pode: sedimentar o leito do curso d'água, provocando a supressão de organismos produtores de alimentos; danificar leitões de desova dos peixes e abrigar resíduos orgânicos e bactérias que promovem a decomposição anaeróbica (CETESB, 2005).



#### **2.4.3.4 Potencial hidrogeniônico (pH)**

O pH é a medida do balanço ácido de uma solução, definida como o logaritmo negativo da concentração de íons de hidrogênio. A escala de pH varia de 0 a 14, de forma que os valores menores que 7 são denominados ácidos e os maiores, alcalinos. Já o valor de pH igual a 7 indica a neutralidade da solução (Chapman & Kimstach, 1996).

Os valores de pH estão relacionados a fatores naturais, como dissolução de rochas, absorção de gases atmosféricos, oxidação da matéria orgânica e fotossíntese, e a fatores antropogênicos pelo despejo de esgotos domésticos e industriais, devido à oxidação da matéria orgânica e a lavagem ácida de tanques, respectivamente (Sperling, 2005).

De acordo com Benetti & Bidone (2001), o nível de pH indica o potencial corrosivo da água sobre a tubulação e equipamentos de sistemas de água e esgoto, além de identificar a toxidez de certos compostos com metais pesados em relação à ictiofauna.

#### **2.4.3.5 Nitrogênio**

O nitrogênio consiste em um dos elementos mais importantes no metabolismo de ecossistemas aquáticos, onde é encontrado sob várias formas, tais como: nitrato, nitrito, amônia, íon amônio, nitrogênio molecular e nitrogênio orgânico dissolvido (Esteves, 1998a).

A principal forma de nitrogênio presente nas águas corresponde ao nitrato e as principais fontes estão relacionadas aos dejetos humanos e animais. Os nitratos podem acelerar o processo de eutrofização em corpos d'água e causar doenças, como a metahemoglobinemia (síndrome do bebê azul) (IGAM, 2004). Esta doença ocorre em função da redução do nitrato a nitrito no intestino

humano, que afeta a capacidade dos glóbulos vermelhos em transportar o oxigênio (NSF, 2006).

A avaliação da forma predominante de nitrogênio em um corpo hídrico possibilita a inferência sobre o atual estágio da poluição, tendo em vista que a poluição recente associa-se ao nitrogênio na forma de amônia e a poluição mais antiga é relacionada aos nitratos (Sperling, 2005).

#### **2.4.3.6 Fósforo**

Fósforo é um nutriente essencial para a vida de organismos presentes em ambientes aquáticos, sendo, geralmente, o nutriente limitante para o crescimento de algas que regulam a produção primária em um corpo d'água. As fontes naturais de fósforo são a dissolução de compostos do solo e rochas e a decomposição de matéria orgânica. Já as fontes artificiais estão relacionadas aos despejos domésticos, especialmente os que contêm detergentes, efluentes industriais e fertilizantes oriundos do escoamento superficial. O aumento nas concentrações de fósforo nas águas pode favorecer o processo de eutrofização dos corpos d'água (Chapman & Kimstach, 1996).

#### **2.4.3.7 Oxigênio dissolvido (OD)**

O oxigênio dissolvido, dentre todos os gases dissolvidos na água, apresenta-se como um dos mais importantes na caracterização de ecossistemas aquáticos. A oxigenação das águas ocorre por meio da interação com a atmosfera e a fotossíntese. No entanto, as perdas são causadas pela oxidação da matéria orgânica, perdas para a atmosfera, respiração de organismos aquáticos e oxidação de íons metálicos, tais como ferro e manganês (Esteves, 1998a).

De acordo com Sperling (2005), o oxigênio dissolvido é o principal parâmetro para a caracterização de poluição orgânica, como os esgotos domésticos.

#### **2.4.3.8 Demanda bioquímica de oxigênio (DBO)**

A demanda bioquímica de oxigênio consiste na quantidade de oxigênio dissolvido gasta para a oxidação da matéria orgânica pela decomposição microbiana aeróbica em uma forma inorgânica estável. Os maiores valores de DBO em corpos d'água estão associados a despejos de efluentes de composição essencialmente orgânica (CETESB, 2005).

Além de interferir na disponibilidade de oxigênio dissolvido no corpo aquático, o que compromete a ictiofauna, elevadas concentrações de DBO podem provocar sabores e odores desagradáveis nas águas e, ainda, obstruir os filtros de areia utilizados nas estações de tratamento de água (IGAM, 2004).

#### **2.4.3.9 Grupo coliforme (totais e fecais)**

Os coliformes totais correspondem às bactérias que, além do trato intestinal, podem ser encontrados em pastagens, solos e outros locais do organismo. Já os coliformes fecais estão associados às bactérias do trato intestinal, como a *Escherichia coli*, que é utilizada como indicador por ser específica de fezes humanas e outros animais de sangue quente. A presença de coliformes fecais, mesmo não apresentando riscos à saúde humana, indica a possibilidade de existência de outros organismos patogênicos (Hermes & Silva, 2004). Devido às características dos microrganismos fecais, a terminologia mais apropriada para os coliformes fecais refere-se aos coliformes termotolerantes, por serem resistentes à temperatura elevada do teste (Valle & Silveira, 2000).

Segundo Chapman & Kimstach (1996), o monitoramento de organismos patogênicos consiste em um componente essencial de qualquer avaliação de qualidade das águas, em que o uso possibilita a ingestão direta ou indireta de água.

Dessa forma, a utilização de coliformes termotolerantes como indicadores de qualidade de águas para fins de recreação apresenta a vantagem de estes serem facilmente isolados e identificados na água por técnicas simples e de baixo custo, e também por apresentarem sobrevivência semelhante à das bactérias enteropatogênicas (CETESB, 2003).

## **2.5 Monitoramento e amostragem de águas**

O monitoramento refere-se ao processo programado de amostragem, medição e subsequente gravação ou divulgação, ou ambos, de várias características da água, no intuito de avaliar a conformidade com os objetivos específicos (Bartram & Helmer, 1996).

Um programa de monitoramento pode ter como objetivos a avaliação da qualidade da água, para verificar a conformidade com os usos propostos, como a recreação e acompanhar a evolução da qualidade de corpos d'água ao longo do tempo, como reflexo do uso e ocupação do solo presente na bacia (Benetti & Bidone, 2001).

A partir da delimitação dos objetivos propostos na realização do programa de monitoramento é que são definidos os pontos de coleta a serem amostrados e os parâmetros avaliados (Braga et al., 2002).

O procedimento de amostragem, segundo Botelho et al. (2000), é a fase mais importante na realização de análises de água, pois, caso este procedimento seja falho, os resultados laboratoriais poderão ser comprometidos.

Tendo em vista a importância da amostragem adequada, a seleção dos locais de coletas deve atender a certos fatores práticos, tais como: a acessibilidade ao curso d'água, de forma a agilizar o processo e permitir a realização de mais coletas durante o dia de trabalho; o tempo necessário para transportar as amostras ao laboratório e a segurança dos responsáveis pela coleta e equipamentos, além de permitir a medição da vazão por ocasião da coleta (Coimbra, 1991). O autor ainda ressalta a existência de diversas metodologias para amostragem, no entanto, estas devem ser avaliadas de acordo com os objetivos propostos pelo programa e disponibilidade de recursos.

Uma alternativa para a realização de programas de monitoramento de qualidade de águas consiste na utilização de kits portáteis. O Ecolit, utilizado pela Embrapa Meio Ambiente no monitoramento da qualidade das águas no Projeto GEF/São Francisco, é composto por frascos, reagentes e outros materiais de fácil manuseio, permitindo que as análises sejam realizadas por agentes comunitários. Em função de seu baixo custo, a utilização deste kit permite o atendimento de grandes áreas, além de proporcionar uma alta frequência nas amostragens, com precisão aceitável (Hermes et al., 2004).

De acordo com Rocha et al. (1995), na impossibilidade de análises laboratoriais, os kits de fácil manipulação, embora apresentem limitações, poderão ser utilizados para que seja possível ter um conhecimento mínimo da qualidade das águas que são consumidas pelas populações locais.

## **3 MATERIAL E MÉTODOS**

### **3.1 Localização e aspectos fisiográficos da área de estudo**

A bacia do Ribeirão de Carrancas localiza-se no município de Carrancas, Minas Gerais, abrangendo uma área de aproximadamente 53 km<sup>2</sup> (Figura 2). O município está situado na macrorregião sul do estado de Minas Gerais, mesorregião do Campo das Vertentes, a 290 km de Belo Horizonte e ocupa uma área de 727,82 km<sup>2</sup>. Sua sede está situada entre as coordenadas 21°28'24" de latitude Sul e 44° 39'05" de longitude Oeste, a uma altitude de 1.060 metros. As cidades limítrofes são: Itutinga, Itumirim, Luminárias, São Vicente de Minas, Cruzília, Madre de Deus de Minas, São João Del Rei, Nazareno e Minduri (IBGE, 2006).

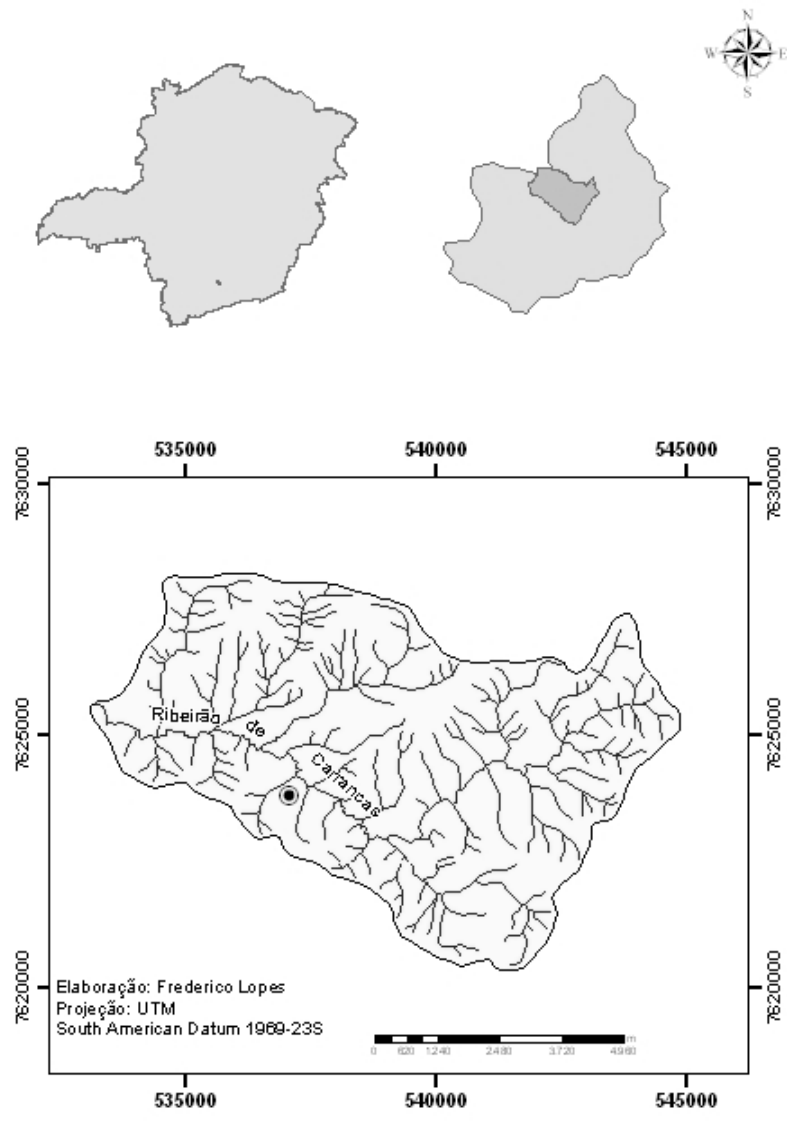


FIGURA 2. Localização da bacia do Ribeirão de Carrancas, Carrancas, MG.

A temperatura média anual é de 19,2°C, com média máxima de 28,5°C e mínima de 14,1°C. A precipitação média anual é de 1.470mm (Minas Gerais, 2006).

A vegetação local corresponde à faixa de transição entre Cerrado e Mata Atlântica, em que predominam os campos, constituídos por revestimento herbáceo contínuo (CETEC, 1983). Os solos predominantes são os Cambissolos, além de Latossolos variação UNA, Latossolos Vermelho-Escuros e Solos Litólicos (Giarola et al., 1997).

A geologia local é caracterizada pela presença de rochas da Megassequência Andrelândia, referentes ao Neoproterozóico, com a ocorrência de biotita, gnaiss bandado e intercalações de filito cinzento, quartzito, biotita-xisto, anfíbolito, rochas ultramáficas e localmente metacalcário (COMIG, 2002). O relevo apresenta colinas de topo arredondado, vertentes côncavo-convexas e algumas planícies aluvionares abertas, que constituem superfícies com altitude predominantes entre 1.000 e 1.100m (CETEC, 1983; Marques et al., 2002).

O sistema fluvial de Carrancas integra-se à bacia do rio Capivari, sendo o município banhado pelos rios Grande e Capivari, pela represa de Camargos e vários córregos e ribeirões com diversas quedas d'água, dentre eles o Ribeirão de Carrancas (Domingos, 2004). A bacia do Ribeirão de Carrancas, além de seu tributário principal, que tem as suas nascentes situadas nas serras de Carrancas e das Bicas, e sua rede de drenagem é composta por diversos afluentes como os córregos Queimada, Cachoeira, Cachoeirinha, Bexiga, Salto e Caciana.

De acordo com Drummond et al. (2005), esta área consiste em uma das áreas prioritárias para a conservação da biodiversidade no estado de Minas Gerais, por ser considerada de importância biológica “Muito Alta”.

Na bacia, é comum a prática de atividades de recreação de contato primário devido, à presença de diversas corredeiras, quedas d'água e poços. Dentre essas áreas destaca-se a Cachoeira da Fumaça, que localiza-se no leito do



Ribeirão de Carrancas a, aproximadamente, 6 km da sede municipal, sendo bastante freqüentada por turistas, em função do fácil acesso e por estar inserida em propriedade pública, onde não há maiores restrições à visitação.

### **3.2 Aspectos socioeconômicos**

O município de Carrancas tem uma população, estimada em 2005, de 3.485 habitantes. Desse total, a maior parte concentra-se na área urbana do município, tendo alcançado, no ano de 2000, uma taxa de urbanização de 58,22% (IBGE, 2006).

No período de 1991 a 2000, notou-se, na população, um decréscimo de - 1,75%, passando de 4.528 habitantes, em 1991, para 3.887 em 2000 (PNUD, 2000). A redução populacional verificada tem como principal responsável o decréscimo da população rural ao longo das décadas, ao passo que a população urbana tem apresentado crescimento. A falta de ocupação/emprego proporcionada pela retração da atividade agropecuária pode ser relacionada ao êxodo municipal (Domingos, 2004).

Em relação à população ocupada, por setores econômicos, no ano de 2000, a maior parte concentrava-se nas atividades agropecuárias, 612 pessoas, seguidas pelo setor de serviços, com 584 trabalhadores. Já os setores, industrial e de comércio empregavam 210 e 109 trabalhadores, respectivamente (Minas Gerais, 2006).

No município de Carrancas, as atividades agropecuárias desenvolvidas correspondem, principalmente, à pecuária leiteira (Domingos, 2004). Segundo dados da Produção Pecuária Municipal, em 2004, o rebanho bovino contava com 24.000 cabeças (IBGE, 2006).

A atividade turística ocupa lugar de destaque no município, tendo em vista os diversos atrativos naturais e culturais presentes em seu território, o que

lhe permitiu estar inserida nos circuitos turísticos “Vale Verde e Quedas D’água” e “Estrada Real”. Alguns atrativos são considerados como patrimônios municipais, regulamentados pela lei orgânica do município, como, por exemplo, a Cachoeira da Fumaça, que consiste no ponto turístico mais conhecido, constando, inclusive, no brasão do município (Domingos, 2004).

### **3.3 Procedimentos metodológicos**

#### **3.3.1 Classificação da cobertura do solo**

A delimitação da bacia do Ribeirão de Carrancas foi realizada com a análise de cartas topográficas do IBGE, Folhas de Itutinga e Andrelândia, em escala de 1:50.000 e do arquivo digital de Projeto GeoMinas (1996).

O levantamento da cobertura do solo foi realizado por meio da interpretação de imagens multiespectrais Landsat, órbita 218, ponto 75, tomadas em 08/08/2005, com resolução espacial de 30x30m.

Para a realização da classificação da cobertura do solo utilizou-se o método de classificação supervisionada, que é baseado em informações prévias fornecidas pelo analista ao sistema, a partir de amostras de treinamento coletadas em campo (Mather, 1999; Lillesand & Kiefer, 2000). O algoritmo classificador selecionado foi o de máxima-verossimilhança, tendo em vista o seu desempenho dentre os outros classificadores paramétricos em classificação da superfície terrestre (Carvalho, 2001).

As classes de cobertura do solo definidas para a elaboração deste trabalho foram selecionadas a partir da realidade local, sendo estas:

- solo exposto: áreas nas quais a cobertura vegetal foi retirada, em sua totalidade ou parcialmente;
- área urbana: superfície correspondente a construções e solo pavimentado;
- formação campestre: constituído, principalmente, por vegetação de gramíneas e herbáceas, pastagens naturais ou plantadas;
- formação arbustiva: composta por vegetação característica de cerrado, localizada nas vertentes da bacia;
- formação arbórea: fragmentos florestais e matas ciliares.

As amostras de treinamento e acurácia utilizadas na classificação foram coletadas a partir de visitas a campo, com a utilização de GPS e os dados obtidos registrados para a projeção cartográfica UTM, datum SAD/69, fuso 23.

### **3.3.2 Monitoramento e avaliação da qualidade da água**

A avaliação da qualidade das águas na bacia do Ribeirão de Carrancas foi realizada por meio de um programa de monitoramento de parâmetros físico-químicos e microbiológicos de qualidade das águas.

Foram definidos três pontos de amostragem de água ao longo do Ribeirão de Carrancas (Figura 4). O primeiro, localizado a montante da área urbana municipal, visa captar a interferência da poluição difusa da atividade agropecuária e verificar a condição de qualidade das águas, antes do lançamento do esgoto urbano. O segundo ponto localiza-se a jusante da área urbana, após o lançamento do esgoto doméstico e industrial de Carrancas. Já o terceiro ponto corresponde à Cachoeira da Fumaça, exutório da bacia, onde nota-se o contato

do público com as águas para fins de recreação, além de possibilitar a avaliação dos efeitos dilutórios da poluição pontual.

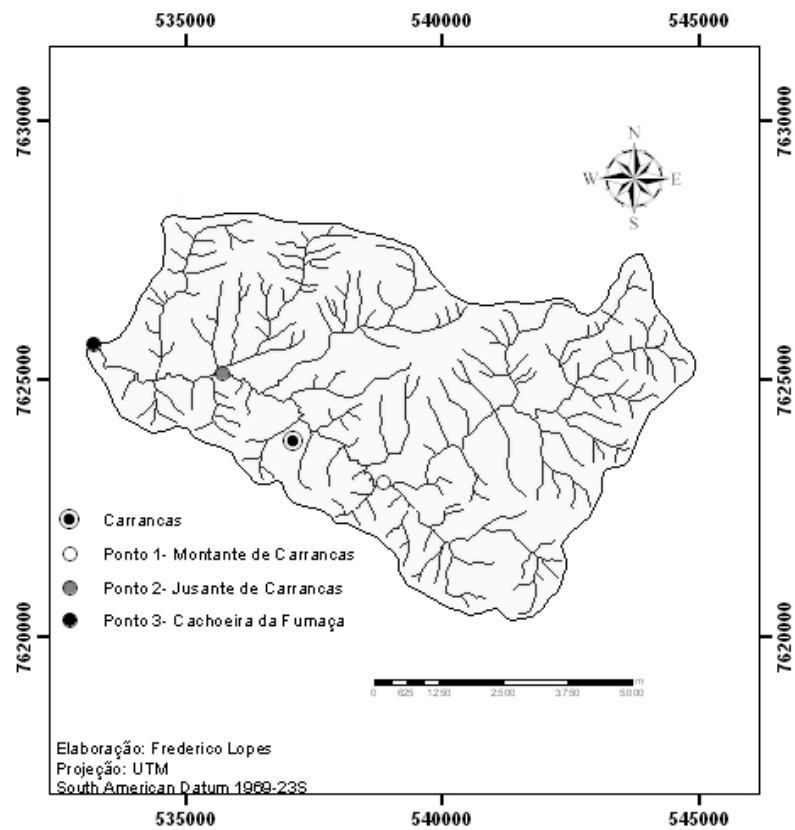


FIGURA 3. Localização dos pontos de amostragem no Ribeirão de Carrancas, Carrancas, MG.

Os parâmetros selecionados para a realização deste estudo correspondem aos nove componentes do índice de qualidade de águas (IQA) desenvolvido pela *National Sanitation Foundation* (NSF). Além do cálculo do referido índice, a análise individual dos parâmetros oxigênio dissolvido, demanda bioquímica de oxigênio, nitrato, fosfato, temperatura, turbidez, coliformes fecais, pH e sólidos totais dissolvidos possibilitou diagnosticar as atividades que mais contribuem para a degradação das águas.

No intuito de se diagnosticar fontes de poluição recente no curso d'água, análises de amônia também foram inseridas no programa de monitoramento. O monitoramento foi realizado com frequência mensal, no período de março a dezembro de 2006, sendo adotada a amostragem simples, na margem, a 15 cm de profundidade, em área de água corrente.

As análises de oxigênio dissolvido (OD), demanda bioquímica de oxigênio (DBO<sub>5</sub>), fosfato, nitrato, temperatura, pH e amônia foram realizadas em campo com a utilização de um kit de análise de água "Ecokit", produzido pela Alfakit Tecnoquímica. Os resultados das análises colorimétricas deste método são obtidos por comparação visual.

As especificações de leitura do Ecokit são apresentadas a seguir:

- Temperatura: 0 ~ 70°
- Oxigênio dissolvido: 0,5 - 1,0 - 3,0 - 5,0 - 6,0 - 7,0 - 8,0 - 9,0 (mg/L)
- DBO temperatura ambiente: 0 a infinito (mg/L)
- Fosfato: 0,1 - 0,25 - 0,5 - 1,0 - 2,0 - 3,0 - 4,0 - 5,0 (mg/L)
- Nitrato: 2,5 - 4,0 - 5,0 - 6,0 - 8,0 - 10,0 - 12,5 - 15,0 (mg/L)
- Amônia: 0,5 - 1,0 - 2,0 - 3,0 - 4,0 - 5,0 - 6,0 - 7,0 (mg/L)
- pH: 4,5 - 5,0 - 5,5 - 6,0 - 6,5 - 7,0 - 7,5 - 8,0

Para as análises de coliformes fecais (termotolerantes) e sólidos totais, as amostras foram coletadas utilizando-se frascos apropriados e acondicionados em recipiente de isopor contendo gelo, e encaminhados ao Laboratório de Análises de Água do Departamento de Engenharia da Universidade Federal de Lavras (LAADEG/UFLA). Já as análises de turbidez foram realizadas no Laboratório de Análise de Água da Companhia de Saneamento de Minas Gerais (Copasa), unidade Lavras.

Todas as análises realizadas em laboratório atendem às especificações do *Standard methods for the examination of water and wastewater*- APHA, de 1998.

Com finalidade de subsidiar as discussões da influência do período climático sobre a qualidade das águas, durante as realizações das coletas foi medida a vazão para cada um dos pontos amostrais.

Para o cálculo da vazão foi utilizada a metodologia adotada pela Embrapa Meio Ambiente no monitoramento da qualidade das águas no Projeto GEF/São Francisco, no qual a vazão é calculada a partir da seguinte fórmula:

$$V = \frac{A \times D \times C}{T}$$

em que:

V = vazão (m<sup>3</sup>/s)

A = área da seção transversal do rio (m<sup>2</sup>); sendo: A= largura do rio (m) x profundidade do rio (m).

D = distância usada para medir a velocidade do rio (m)

C = coeficiente de correção: 0,8 para rios com fundo rochoso e 0,9 para rios com fundo lodoso.

T = tempo (s) gasto pelo objeto flutuador para atravessar a distância D (Hermes & Silva, 2004).

Tendo em vista as características predominantes do leito do Ribeirão de Carrancas nos pontos de amostragem, convencionou-se utilizar o coeficiente de correção para rios de fundo lodoso (0,9). Como objeto flutuador, foi utilizada uma garrafa de água mineral, de 500 ml de capacidade, contendo 250 ml de água.

### **3.3.3 Avaliação das condições de balneabilidade**

Para a avaliação das condições de balneabilidade, foram seguidas as normas estabelecidas pela Resolução CONAMA nº 274, de 29 de novembro de 2000. Dessa forma, a amostragem foi realizada no poço da Cachoeira da Fumaça, no local de maior concentração de banhistas, nos finais de semana dos meses de novembro e dezembro, em função da maior visitação ao balneário nesse período.

A amostragem foi efetuada com frequência semanal, por cinco domingos consecutivos, nos dias: 19/11, 26/11, 03/12, 10/12 e 17/12, atendendo as exigências legais.

As amostras foram coletadas à isóbata de 1 metro, a 15 centímetros de profundidade, na área de banho mais frequentada por banhistas, com a utilização de recipientes esterilizados. Estes eram acondicionados em isopor contendo gelo e encaminhados ao Laboratório de Análises de Água do Departamento de Engenharia da Universidade Federal de Lavras (LAADEG/UFLA), onde foram avaliados os teores de coliformes fecais (termotolerantes).

O método de análise de água empregado seguiu as normas do *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*- APHA (1998).

## **4 RESULTADOS E DISCUSSÃO**

### **4.1 Cobertura do solo**

O resultado da classificação da cobertura do solo na bacia do Ribeirão de Carrancas é apresentado na Figura 4.



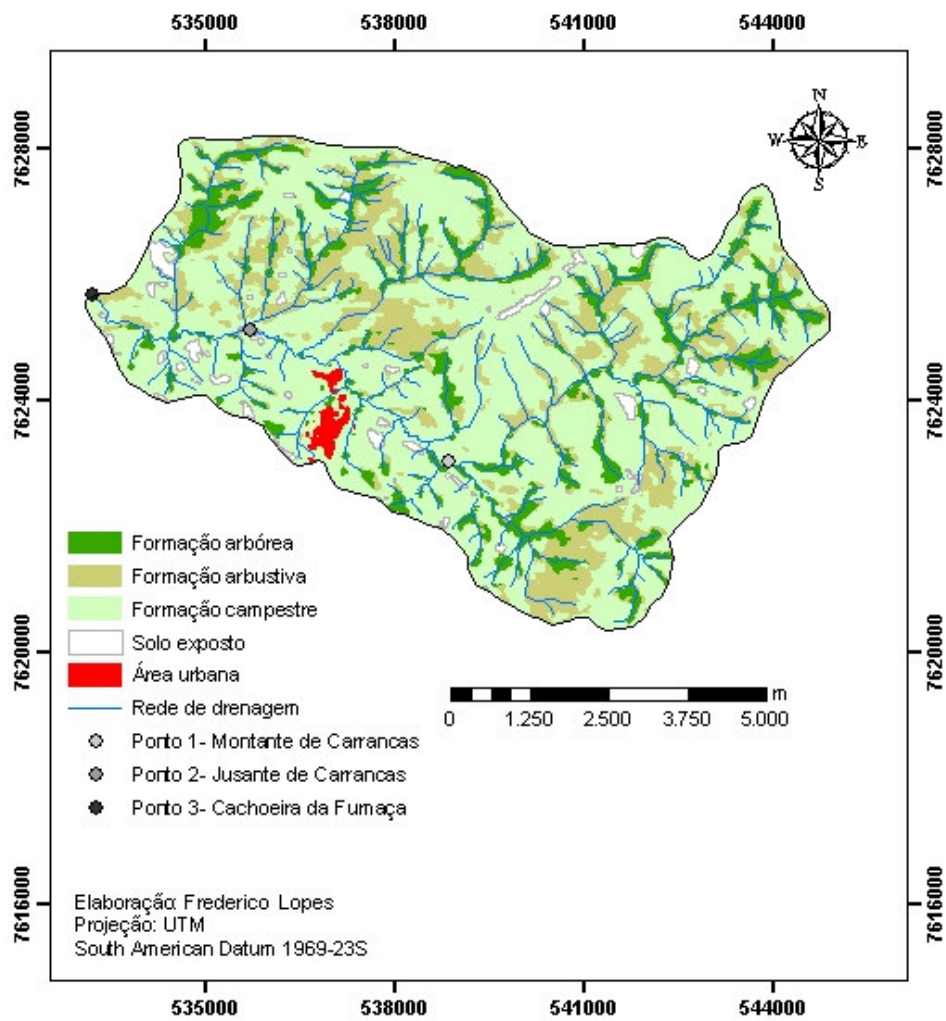


FIGURA 4. Classificação da cobertura do solo na bacia do Ribeirão de Carrancas, Carrancas, MG.

A cobertura predominante na área de estudo (Tabela 7) corresponde à formação campestre (61,80 %), que abrange uma área de 32,98 km<sup>2</sup>. Nestas áreas ocupadas por pastagens de formação natural ou antrópica, nota-se o desenvolvimento da atividade pecuária, especialmente a pecuária leiteira que, de acordo com Domingos (2004), é explorada em 96% dos estabelecimentos rurais de Carrancas.

TABELA 7. Distribuição das classes de cobertura do solo por área e porcentagem na bacia do Ribeirão de Carrancas, Carrancas, MG.

Classe	Área (km <sup>2</sup> )	% da área
Formação arbórea	6,86	12,86
Formação arbustiva	11,91	22,32
Formação campestre	32,98	61,80
Solo exposto	1,20	2,25
Área urbana	0,41	0,77
TOTAL	53,36	100

As formações arbustivas que ocupam 22,32% da área total estudada localizam-se, especialmente, nas vertentes mais íngremes da bacia e nas proximidades dos cursos d'água. A formação arbórea, por sua vez, corresponde a 12,86% da área e distribui-se em fragmentos situados ao longo dos cursos d'água, concentrando-se, em sua maior parte, nas cabeceiras de drenagem.

Já as áreas de solo exposto, 2,25% da bacia hidrográfica, conforme verificado em levantamentos de campo, correspondem a áreas de cultivo, pastagens degradadas onde há uma relativa exposição do solo, afloramentos rochosos, loteamentos e áreas em que há incidência de processos erosivos.

Os afloramentos rochosos foram inseridos na classe solo exposto, pois, além de sua baixa representatividade na bacia em relação às demais áreas, essas duas feições apresentaram pouca separabilidade espectral na imagem utilizada.

Em relação à área urbana ocupada, esta apresenta baixa representatividade quando comparada às demais classes de cobertura, compreendendo 0,77% da área estudada, ou 0,41 km<sup>2</sup>.

As classes de cobertura do solo identificadas na bacia do Ribeirão de Carrancas são exemplificadas na Figura 5.

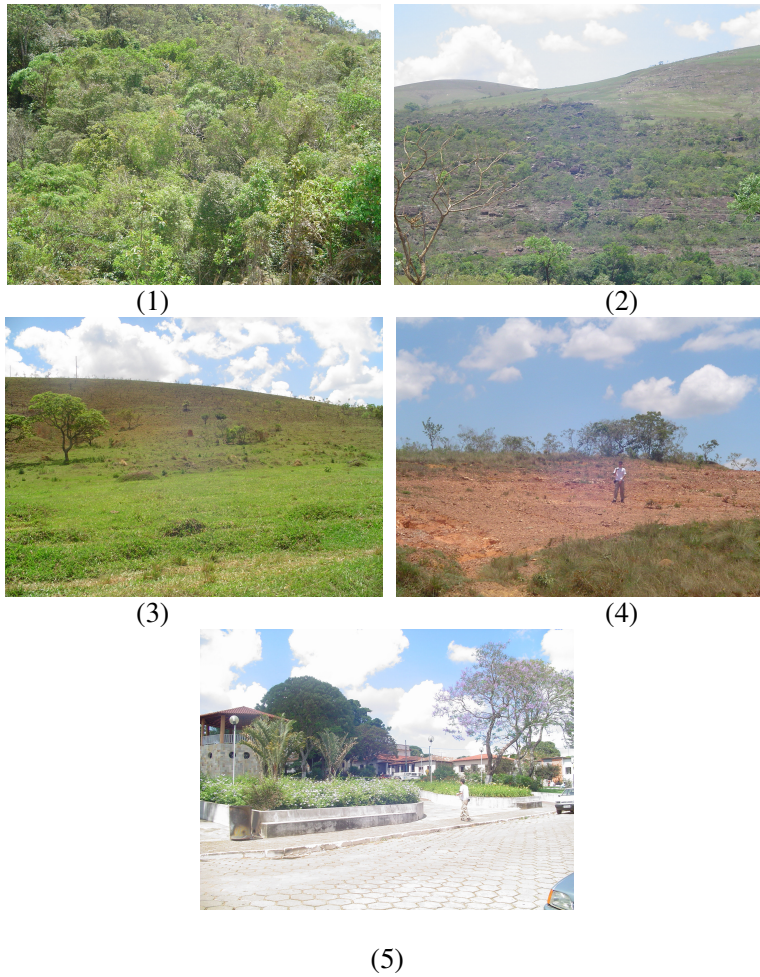


FIGURA 5 - Exemplos das classes de cobertura do solo utilizadas na classificação: formação arbórea (1), formação arbustiva (2), formação campestre (3), solo exposto (4), área urbana (5).

## 4.2 Qualidade das águas

### 4.2.1 Índice de qualidade das águas (IQA)

A partir dos resultados obtidos com a realização do programa de monitoramento, no período de março a dezembro de 2006 (Tabela 8), calculou-se o índice de qualidade das águas (IQA) para os pontos amostrais propostos.

TABELA 8. Dados obtidos no programa de monitoramento do Ribeirão de Carrancas, Carrancas, MG.

DATA	Ponto de amostragem*	Vazão (m <sup>3</sup> /s)	IQA	Parâmetros analisados				
				Turbidez	OD	DBO <sub>5</sub>	pH	Fosfato
				NTU	mg/L	mg/L	Unid.	mg/L
28/03/06	1	0,610	NA	0	9	2	5,5	0
28/03/06	2	0,782	NA	0	6	1	5	0,25
28/03/06	3	1,151	NA	0	6	1	6,5	0
23/04/06	1	0,867	56,05	2,1	9	1	6,5	0
23/04/06	2	0,969	42,40	4,6	6	1	5	0
23/04/06	3	1,20	45,38	3,2	7	2	6,0	0,1
29/05/06	1	0,395	58,29	3,1	9	2	4,5	0
29/05/06	2	0,431	52,20	5,4	5	1	5,5	0
29/05/06	3	1,02	51,06	4,3	7	1	5	0,1
26/06/06	1	0,328	54,18	4	8	1	4,5	0
26/06/06	2	0,457	52,10	6,6	6	1	5,5	0,1
26/06/06	3	0,560	54,92	4	6	1	6	0,1
25/07/06	1	0,249	63,65	5,6	9	1	6	0
25/07/06	2	0,401	43,86	6,6	5	1	5,5	0,1
25/07/06	3	0,432	39,42	4,1	6	1	4,5	0
29/08/06	1	0,252	53,55	19	9	1	6	0
29/08/06	2	0,576	48,97	31	5	1	5,5	0,1
29/08/06	3	0,530	37,46	16	6	1	4,5	0
25/09/06	1	0,251	53,06	6,4	8	1	4,5	0
25/09/06	2	0,460	40,31	9,5	5	2	5	0,25
25/09/06	3	0,465	45,52	7,2	7	1	5	0,1
30/10/06	1	0,242	58,33	6,6	9	1	6	0
30/10/06	2	0,525	43,32	9,2	5	2	6,5	0,25
30/10/06	3	0,564	42,69	7,4	7	1	6,0	0,1
26/11/06	1	0,603	55,48	9	9	1	5,5	0
26/11/06	2	0,890	46,30	10	5	1	6	0,1
26/11/06	3	0,988	45,10	8	8	1	6	0
17/12/06	1	1,79	50,15	8,4	9	1	5	0
17/12/06	2	2,48	45,33	15	6	1	5,5	0,1
17/12/06	3	4,04	48,05	12	9	1	5,5	0

...continua...

TABELA 8, Cont.

DATA	Ponto de amostragem*	Vazão (m <sup>3</sup> /s)	IQA	Parâmetros analisados				
				Temperatura	Nitrato	Sólidos totais dissolvidos	Coliformes fecais	Amônia
				°C	mg/L	mg/L	NMP/100ml	mg/L
28/03/06	1	0,610	NA	19	0	38	300.000	0
28/03/06	2	0,782	NA	20	2,5	65	3.000.000	0,5
28/03/06	3	1,151	NA	22	4	30	300.000	0
23/04/06	1	0,867	56,05	19	0	28	450.000	0
23/04/06	2	0,969	42,40	21	2,5	82	2.500.000	0,5
23/04/06	3	1,20	45,38	20	2,5	23	250.000	0
29/05/06	1	0,395	58,29	16	0	27	2..500	0
29/05/06	2	0,431	52,20	16	2,5	32	4.000	0,5
29/05/06	3	1,02	51,06	17	2,5	20	4.000	0,5
26/06/06	1	0,328	54,18	10	0	28	4..500	0
26/06/06	2	0,457	52,10	11	2,5	7	2..500	0,5
26/06/06	3	0,560	54,92	12	2,5	10	2..500	0
25/07/06	1	0,249	63,65	11	0	25	4..500	0
25/07/06	2	0,401	43,86	13	2,5	35	25.000	0,5
25/07/06	3	0,432	39,42	14	4	12	9..500	0
29/08/06	1	0,252	53,55	12	0	117	45.000	0,5
29/08/06	2	0,576	48,97	13	2,5	142	2..500	0,5
29/08/06	3	0,530	37,46	14	4	23	15.000	0
25/09/06	1	0,251	53,06	19	0	43	9..500	0
25/09/06	2	0,460	40,31	18	2,5	75	25.000	1,0
25/09/06	3	0,465	45,52	20	4	40	2..500	0,5
30/10/06	1	0,242	58,33	20	0	23	25.000	0,5
30/10/06	2	0,525	43,32	20	2,5	22	95.000	1,0
30/10/06	3	0,564	42,69	21	4	08	25.000	0
26/11/06	1	0,603	55,48	19	0	37	25.000	0
26/11/06	2	0,890	46,30	18	2,5	60	25.000	0,5
26/11/06	3	0,988	45,10	19	4	53	25.000	0
17/12/06	1	1,79	50,15	21	0	48	95.000	0,5
17/12/06	2	2,48	45,33	19	0	22	1.100.000	1,0
17/12/06	3	4,04	48,05	21	2,5	28	95.000	0

\* Ponto 1: Montante da cidade de Carrancas. Ponto 2: Jusante da cidade de Carrancas. Ponto 3: Cachoeira da Fumaça.  
NA: Não avaliado.

Os valores do IQA observados para o Ribeirão de Carrancas (Figura 6) variaram entre 37,46 e 63,65, enquadrando-se, respectivamente, nas faixas de qualidade ruim e médio.

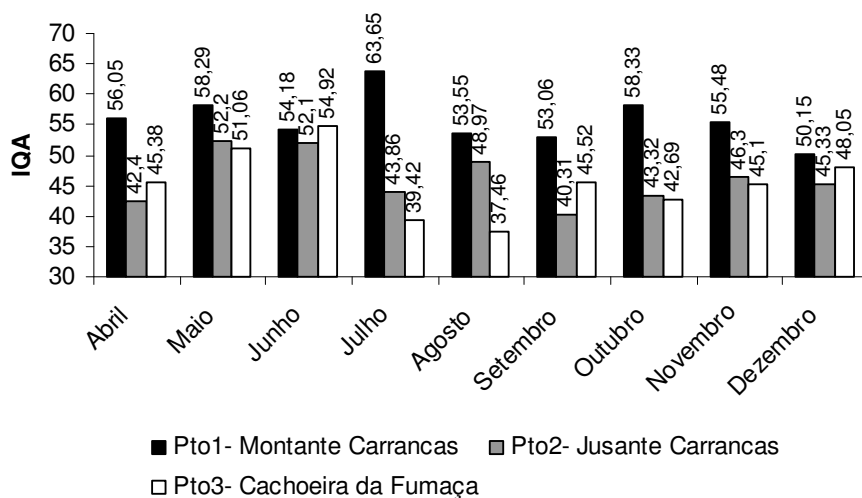


FIGURA 6. Índice de qualidade da águas para os pontos amostrados (1, 2 e 3) no Ribeirão de Carrancas, MG.

A análise dos valores obtidos permite observar que, predominantemente, os melhores IQAs são verificados no ponto amostral situado a montante da cidade de Carrancas (Ponto 1), antes do lançamento do esgoto doméstico e industrial proveniente da área urbana. Já a partir do Ponto 2, situado após o lançamento do efluente urbano, há uma deterioração na qualidade das águas no Ribeirão de Carrancas, também verificada no Ponto 3.

Apesar do índice de qualidade das águas no Ponto 1 ter sido melhor do que os demais pontos, sua classificação de acordo com as faixas de qualidade do IQA corresponde ao valor médio, variando de 50,15 a 63,65, ao longo do

monitoramento, apontando um certa degradação na qualidade das águas (Figura 7).

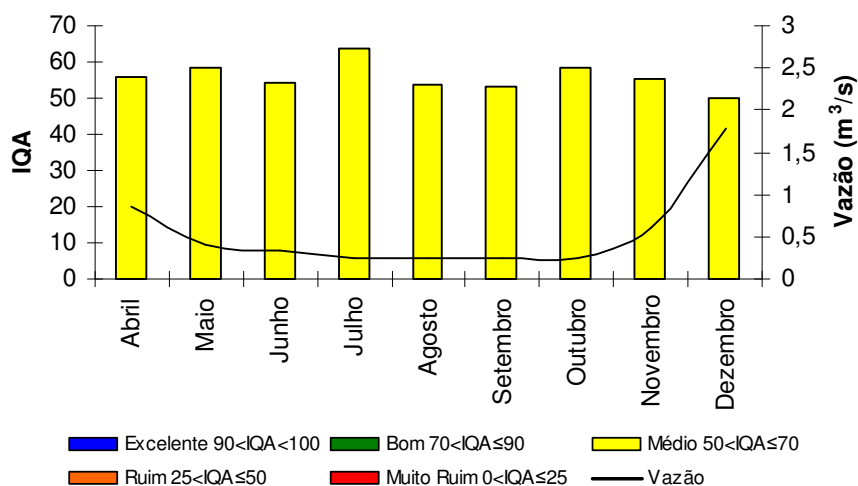


FIGURA 7. Variação do IQA e vazão ao longo do monitoramento no Ponto 1-montante da cidade de Carrancas, MG.

Neste ponto de amostragem, situado na área rural da bacia, em área de dessedentação do rebanho bovino, a influência da atividade pecuária corresponde ao principal fator responsável pela redução nos valores do IQA ao longo do ano, tendo em vista os elevados índices de coliformes fecais constatados.

Observa-se que o melhor valor do IQA obtido (63,65) foi verificado no mês de julho, quando se constatou a menor vazão (0,24 m³/s). No período de maior vazão (1,79m³/s), correspondente ao mês de dezembro, o IQA foi de 50,15, sendo o valor mais baixo do IQA encontrado neste ponto de amostragem, ao longo do período monitorado.



Dessa forma, durante os períodos de maior pluviosidade, o escoamento superficial carrega o material fecal proveniente das fazendas, elevando a poluição microbiológica das águas. Essa deterioração da qualidade das águas no período chuvoso, em decorrência do maior escoamento superficial, também foi observada por Bilich & Lacerda (2005) nas águas superficiais do Distrito Federal (DF), tendo ocorrido redução do IQA nestes períodos.

Entretanto, pode-se observar a presença de valores baixos de IQA em meses de menor vazão, como em agosto e setembro. Isso pode ser decorrente do menor efeito diluidor, associado ao fácil acesso do rebanho bovino ao curso d'água para dessedentação, proporcionando maior concentração de material nas margens do ribeirão.

Outro fator responsável pela redução dos valores do IQA são os baixos valores de pH encontrados no ribeirão estudado, possivelmente influenciados pela maior concentração de matéria orgânica vegetal oriunda da maior presença de vegetação ciliar e fragmentos florestais a montante do ponto amostral. Este fato pode contribuir para um maior aporte de material vegetal em decomposição para o curso d'água. De acordo com Esteves (1998a), a dissociação do ácido carbônico, oriundo da oxidação da matéria orgânica, tende a diminuir os valores de pH em águas superficiais.

As águas do Ribeirão de Carrancas têm a sua qualidade reduzida após o lançamento dos efluentes provenientes da área urbana do município de Carrancas, a montante do Ponto 2 (Figura 8). Os valores de IQA constatados neste ponto de amostragem variaram entre 40,31 e 52,2 e foram inferiores ao Ponto 1 ao longo de todo o período de monitoramento, caracterizando a maior degradação da qualidade da água após a interferência urbana.

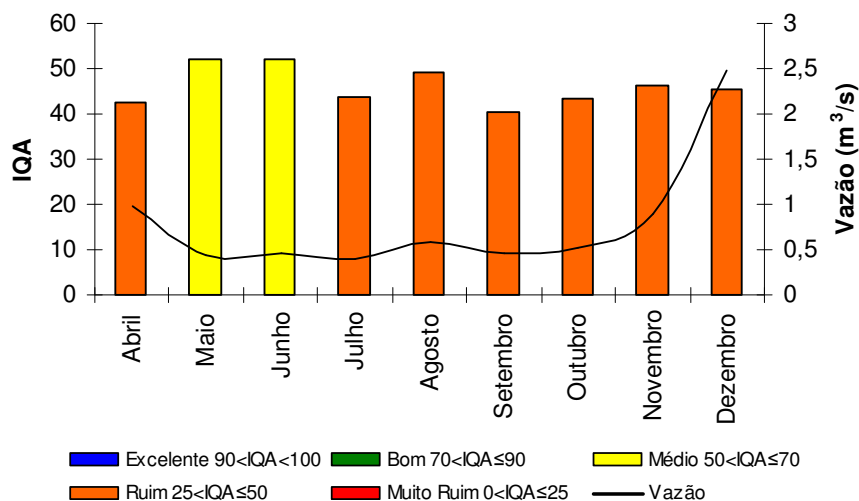


FIGURA 8. Variação do IQA e vazão ao longo do monitoramento no Ponto 2 - jusante da cidade de Carrancas, MG.

Durante a maior parte das amostragens, o IQA neste ponto 2 apresentou valores correspondentes à classe ruim. Os valores correspondentes a classe média de IQA foram observados apenas nos meses de maio e junho, quando verificou-se uma redução nos coliformes fecais, possivelmente influenciada pela redução nas chuvas.

Ao contrário do verificado neste período do estudo, Bordalo et al. (2001) e Molina (2006) encontraram, em seus estudos, menores valores de IQA nas estações secas, devido à menor diluição e ao lançamento contínuo de poluentes, especialmente esgotos domésticos.

A redução dos valores de IQA no Ponto 2 foi influenciada, principalmente, pelos valores de coliformes fecais e de oxigênio dissolvido, devido ao seu maior peso atribuído a tais parâmetros para o cálculo do IQA, além da maior concentração de fósforo total e nitrato neste ponto, em relação ao

Ponto 1. Dessa forma, estes parâmetros contribuíram significativamente para que a qualidade das águas no Ponto 2 se enquadrassem predominantemente na classe ruim.

A diluição da carga poluidora dos efluentes advindos da área urbana nos períodos de maior vazão não foi significativa, tendo em vista que, nos períodos de maiores vazões, 0,929 e 2,42 m<sup>3</sup>/s, correspondentes aos meses de abril e dezembro, os valores do IQA permaneceram na classe ruim. Tal fato associa-se à elevação dos níveis de coliformes fecais nestes períodos de maior pluviosidade, em função da intensificação do escoamento superficial. Esta influência do período chuvoso na redução do IQA, em função da elevação nos níveis de coliformes fecais, também foi verificada em estudo realizado pelo IGAM (2005a), na bacia do rio Paracatu (MG).

Assim como verificado no Ponto 2, a qualidade das águas no Ponto 3 (Figura 9), localizado na Cachoeira da Fumaça, apresenta valores de IQA que variam de 37,43 a 54,92, correspondentes à classe ruim, na maior parte no período analisado, com exceção dos meses de maio e junho, cujo IQA foi médio.

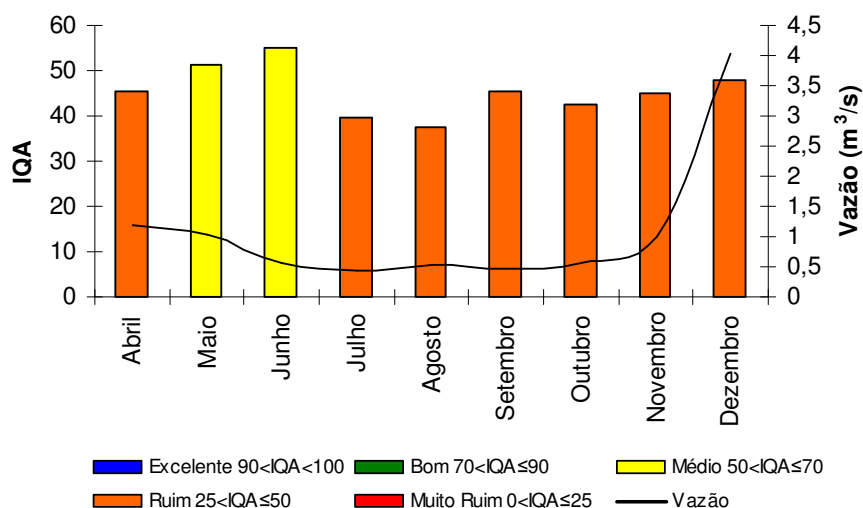


FIGURA 9. Variação do IQA e vazão ao longo do monitoramento no Ponto 3 - Cachoeira da Fumaça, Carrancas, MG.

Neste ponto de amostragem, observaram-se melhores valores de IQA em relação ao Ponto 2, situado a montante, nos meses de abril, junho, setembro e dezembro. Esta melhora na qualidade da água, apontada pelo IQA, pode estar associada às características morfométricas favoráveis aos efeitos de autodepuração, como a presença de corredeiras e quedas d'água, assim como o efeito diluatório decorrente da maior vazão verificada neste ponto do rio, em relação aos demais pontos situados a montante. Os efeitos diluatórios podem ser atribuídos à melhoria do IQA, especialmente nos períodos de maior vazão, como no caso do mês de dezembro, quando verificaram-se os menores valores de nitrato e fosfato em relação aos demais períodos, neste ponto de amostragem.

Em estudo realizado na Lagoa Mãe-Bá (ES), Pereira & Mendonça (2006) encontraram, em períodos chuvosos, menores valores de fósforo em função dos efeitos diluatórios. Entretanto, nestes períodos de maior escoamento

superficial, os níveis de coliformes fecais nas águas foram elevados, corroborando com os resultados encontrados no Ribeirão de Carrancas.

Em períodos nos quais não foi verificada uma melhoria no índice em relação ao ponto mais próximo ao lançamento dos efluentes urbanos (Ponto 2), a influência de altos valores de coliformes fecais, fósforo e nitrato, foram os principais responsáveis pela deterioração da qualidade apontada pelo resultado do IQA. Os maiores valores de nitrato encontrados neste trecho do curso d'água podem estar associados à poluição distante do local de amostragem, pois as formas primárias do nitrogênio na água, possivelmente oriundas do efluente urbano, foram convertidas para a forma de nitrato, pelo processo de nitrificação.

Nota-se que, no Ponto 3, durante a amostragem realizada em agosto, foi detectado o pior valor de IQA, dentre todos os resultados obtidos neste estudo. Tal resultado foi influenciado pelos valores de coliformes fecais, nitrato, pH, fósforo e turbidez, decorrentes, provavelmente, da ocorrência de chuva na véspera da coleta, que propiciou o carreamento destes materiais para o ribeirão.

Os resultados do IQA obtidos na bacia do Ribeirão de Carrancas variaram de médio a ruim, sendo que após a influência da área urbana do município de Carrancas, houve predomínio da classe ruim. Dessa maneira, o Ribeirão de Carrancas pode ser considerado uma importante fonte de degradação nos resultados da avaliação da qualidade das águas do rio Capivari, onde está localizado o ponto de monitoramento do projeto “Águas de Minas”, do IGAM. Conforme verificado pelo IGAM (2005b), o índice de qualidade de água neste rio apresentou resultado médio, no ano de 2004, representando uma piora em relação ao ano de 2003, quando foi verificado um IQA bom, influenciado, principalmente, pelos valores de coliformes fecais. Já no ano de 2005, segundo IGAM (2007), o IQA médio avaliado para o rio Capivari foi considerado bom.

Tendo em vista a influência dos níveis de coliformes fecais sobre o valor do IQA no rio Capivari, os resultados deste estudo apresentam-se

compatíveis com o contexto regional, considerando que a principal influência verificada na bacia do Ribeirão de Carrancas também está relacionada aos altos teores de coliformes fecais nas águas, cuja origem são os efluentes sanitários, sem tratamento prévio, nos corpos d'água locais.

#### **4.2.2 Parâmetros indicadores**

A análise individual dos parâmetros utilizados no cálculo do IQA permite inferir importantes informações sobre os possíveis agentes degradadores da qualidade das águas, não demonstrados pelos resultados gerais do IQA.

A avaliação da temperatura nos pontos de amostragem (Figura 10) demonstra que as águas não sofrem interferência de fontes de poluição térmica, pois os resultados variaram de acordo com o período climático predominante.

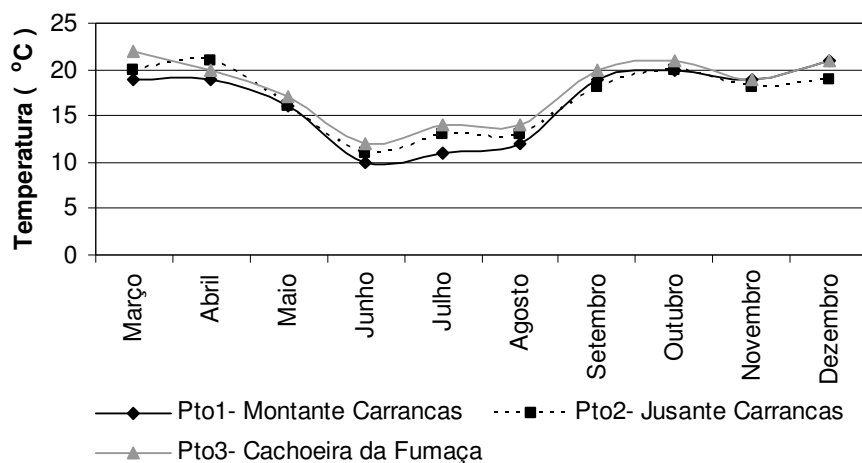


FIGURA 10. Evolução temporal das variações de temperatura nos pontos de amostragem 1, 2 e 3, no Ribeirão de Carrancas, Carrancas, MG.

No geral, as temperaturas mais baixas corresponderam ao Ponto 1, no qual verificou-se maior ocorrência de vegetação ciliar nas áreas adjacentes. Por outro lado, as maiores temperaturas foram encontradas no Ponto 3, onde a área de coleta apresenta maior exposição à radiação solar. A ausência de cobertura vegetal às margens dos corpos hídricos, de acordo com Arcova & Cicco (1999), acarreta em maior exposição à radiação solar dos mesmos, aumentando a temperatura das águas.

Embora os valores obtidos para a temperatura tenham sido influenciados possivelmente, pela ausência de mata ciliar, estes resultados, independentemente da estação climática, não influenciaram diretamente no cálculo do IQA. Em Minas Gerais, o IGAM assume, para a variável temperatura, um valor constante, em decorrência de os rios do estado não sofrerem interferências significativas de fontes térmicas de poluição (SEMAD, 2005).

Os valores de turbidez averiguados nas amostragens realizadas apresentaram bons resultados em todos os pontos, não excedendo, em nenhum momento, o limite de 100 NTU estabelecido para a classe 2, conforme a Resolução CONAMA nº 357 de 2005 (Figura 11).

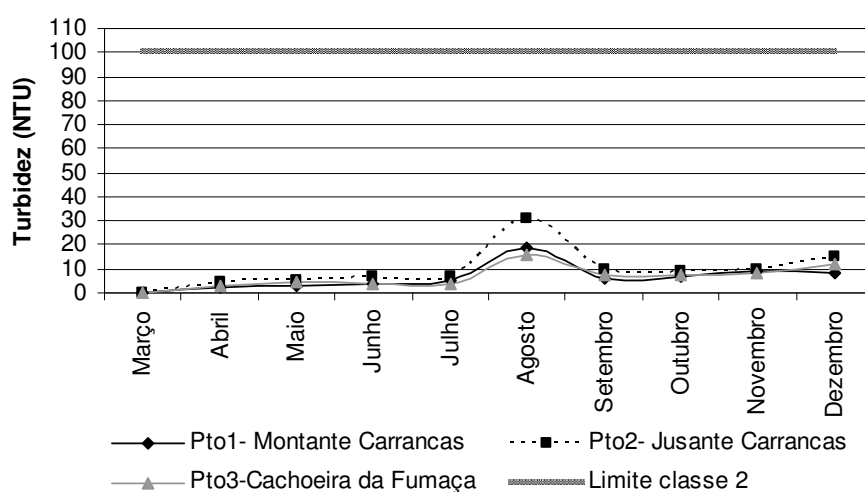


FIGURA 11. Evolução temporal das variações de turbidez nos pontos de amostragem 1, 2 e 3, no Ribeirão de Carrancas, Carrancas, MG.

Observa-se que, no mês de março, os resultados obtidos para turbidez foram nulos, em função da faixa de leitura do Ecolit para esta variável não ter se mostrado adequada à realidade local. Assim, optou-se por realizar as análises seguintes em laboratório. Os resultados dos meses posteriores apresentaram valores sempre inferiores a 20 NTU, à exceção do Ponto 2, no mês de agosto, em que a turbidez foi de 31 NTU. Nesta amostragem, os valores observados foram os mais elevados em relação aos outros meses, devido à ocorrência de



chuva na véspera da coleta, que pode ter contribuído para um maior aporte de sedimentos para o curso d'água.

A elevação dos teores de turbidez nas águas em períodos de chuvas, decorrentes do maior escoamento superficial, também foi observada nos estudos realizados por Fritzsos et al. (2003) e Sperling et al. (2006).

Em relação aos demais, o Ponto 2 obteve a maior turbidez em todos os meses de monitoramento, possivelmente relacionado à maior presença de matéria orgânica, em função do lançamento dos efluentes da área urbana, que pode contribuir para a elevação da turbidez das águas. Já os valores correspondentes ao Ponto 3 apresentaram níveis parecidos com os encontrados a montante do lançamento do efluente urbano de Carrancas, indicando um possível efeito diluidor em decorrência da maior vazão neste ponto do ribeirão.

Assim como observado para a turbidez, os valores de sólidos totais dissolvidos (Figura 12) apresentaram-se bem inferiores ao limite definido para a classe 2, correspondente a 500 mg/l.

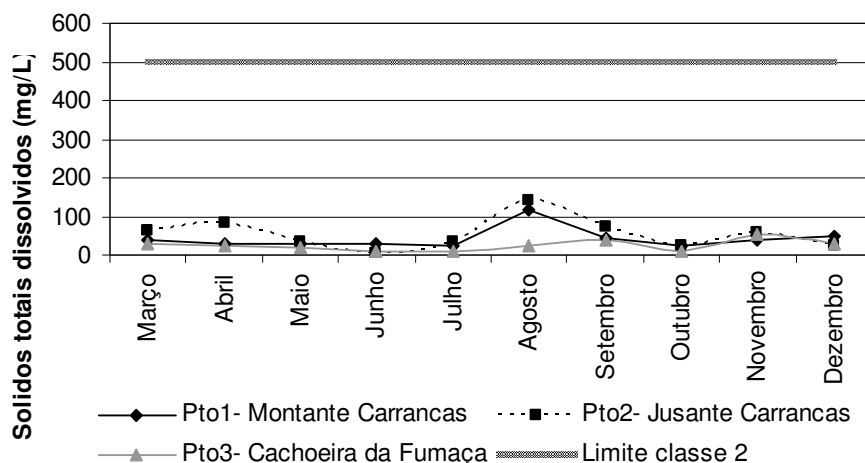


FIGURA 12. Evolução temporal das variações de sólidos totais dissolvidos nos pontos de amostragem 1, 2 e 3, no Ribeirão de Carrancas, Carrancas, MG.

O Ponto 2 apresentou os maiores índices de sólidos totais dissolvidos em relação aos demais, tendo os resultados dos Pontos 1 e 3 apresentado uma certa similaridade. Os baixos valores verificados no Ponto 3 podem ter sido influenciados pela maior diluição e pela sedimentação de parte do material em suspensão no poço da cachoeira da Fumaça, onde foram realizadas as coletas. Pode-se observar que, no mês de agosto, a chuva ocorrida na véspera da coleta influenciou, especialmente, os resultados dos Pontos 1 e 2.

Ao longo dos levantamentos de campo, na área de estudo, foi possível identificar a incidência de processos erosivos em áreas onde o solo foi exposto em decorrência das atividades antrópicas. Nestas áreas correspondentes às estradas rurais, cultivos e pastagens degradadas, verificou-se, além da erosão laminar, o desenvolvimento de erosão sob a forma de sulcos. Apesar de os solos predominantes da bacia corresponderem aos Cambissolos que, segundo Resende et al. (1988), apresentam elevado potencial erosivo em regiões de relevo mais

acidentado, como é o caso da bacia em questão, não foram identificadas áreas de voçorocamento, nos levantamentos de campo.

Dessa forma, os resultados das análises de sólidos totais, assim como os relativos à turbidez, apontam que, na bacia do Ribeirão de Carrancas, a incidência dos processos erosivos não contribui significativamente para a deterioração da qualidade das águas. Mesmo em períodos de maior índice pluviométrico, em função da maior intensidade do escoamento superficial, o maior aporte de sedimentos para os corpos hídricos não proporcionou níveis elevados de sólidos e turbidez nas águas do Ribeirão de Carrancas.

A baixa interferência destes parâmetros físicos na qualidade das águas do Ribeirão de Carrancas, possivelmente, está relacionada à pequena representatividade das áreas de solo exposto, 2,25% da área total da bacia e também pela retenção de parte dos sedimentos pela vegetação campestre e ciliar local. Em estudos efetuados para as águas do ribeirão Feijão, Carvalho et al. (2000) atribuíram maior elevação nos níveis de sólidos como resultantes da cobertura vegetal incipiente.

Os valores de oxigênio dissolvido obtidos (Figura 13) apontam a interferência da poluição pontual sobre o Ribeirão de Carrancas com origem nos esgotos domésticos a partir do Ponto 2, após o lançamento do efluente urbano.

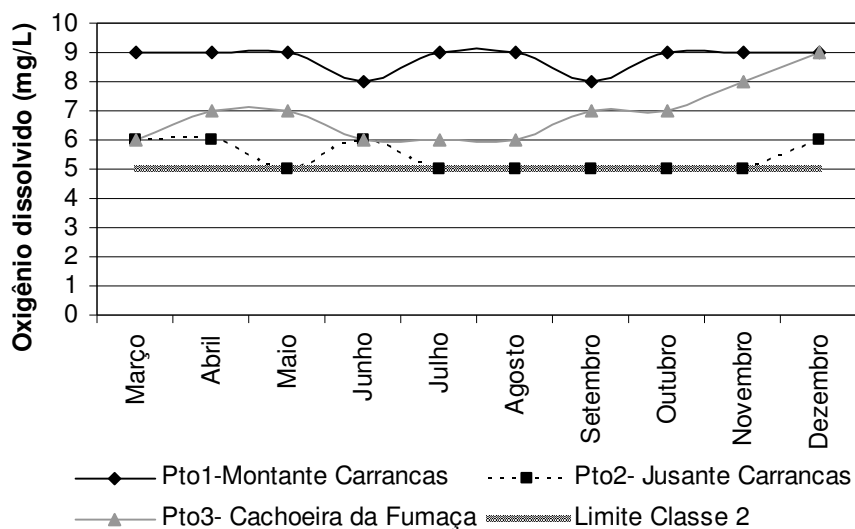


FIGURA 13. Evolução temporal das variações de oxigênio dissolvido nos pontos de amostragem 1, 2 e 3, no Ribeirão de Carrancas, Carrancas, MG.

A análise dos dados permite observar que as concentrações de oxigênio dissolvido no Ponto 1, antes do lançamento do esgoto da área urbana, possuem níveis de qualidade bem superiores ao mínimo exigido de 5mg/l, para a classe 2. No entanto, após o lançamento dos efluentes (Ponto 2), a maior carga orgânica presente nas águas do Ribeirão de Carrancas é responsável pela redução dos teores de oxigênio dissolvido, quando atinge os valores mínimos estabelecidos pela legislação. Já no Ponto 3, localizado mais a jusante, os resultados demonstram uma melhora na oxigenação das águas, provavelmente decorrente do processo de autodepuração, favorecido pela presença de corredeiras e quedas d'água, que contribuem para a maior oxigenação do corpo d'água. Resultados semelhantes foram obtidos por Toledo & Nicolela (2002), estudando a interferência do efluente da área urbana em bacias de uso urbano e rural, em

Guairá (SP), onde verificaram a redução do oxigênio dissolvido após a interferência da área urbana.

Na avaliação dos valores relativos à demanda bioquímica de oxigênio ( $DBO_5$ ), os níveis deste parâmetro estiveram sempre dentro do limite definido para a classe 2, de 5mg/L, conforme pode ser verificado na Figura 14.

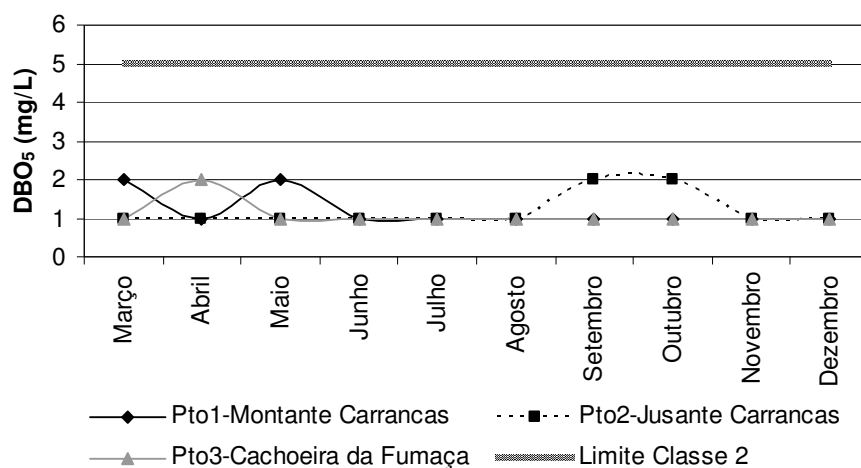


FIGURA 14. Evolução temporal das variações de  $DBO_5$  nos pontos de amostragem 1, 2 e 3, no Ribeirão de Carrancas, Carrancas, MG.

O valor máximo obtido nas amostragens foi de 2 mg/L, encontrado em todos os pontos de coleta, denotando pequena carga poluidora para este parâmetro. De acordo com Hermes & Silva (2004), sistemas aquáticos poluídos apresentam valores de  $DBO_5$  acima de 2 mg/L.

A ocorrência do valor máximo no Ponto 1 pode estar relacionada à maior concentração de matéria orgânica proveniente da vegetação ciliar na área de influência do ponto amostral. Já no Ponto 2, a carga orgânica oriunda do lançamento de esgotos domésticos sem tratamento prévio, possivelmente, é

considerada como a principal interferência para os valores de DBO<sub>5</sub>. Entretanto, mesmo com o lançamento de efluentes domésticos e industriais, os valores de DBO<sub>5</sub> não excederam o limite estabelecido para a classe 2.

Na maior parte do tempo, o Ponto 3 foi o que apresentou os menores valores de DBO<sub>5</sub>, correspondendo a 1 mg/L em 90% das amostragens, possivelmente devido aos efeitos de autodepuração. Em amostragem também realizada na Cachoeira da Fumaça, Lopes et al. (2005) encontraram valores de DBO<sub>5</sub> de 1,5 mg/L, compatíveis com os resultados verificados neste estudo. Carvalho et al. (2004) observaram uma redução na carga de DBO<sub>5</sub> nas águas do córrego Ubá (MG), após trecho de corredeiras no curso d'água, que contribuiu para o processo de autodepuração, conforme observado no Ribeirão de Carrancas.

Os valores de pH das águas (Figura 15) variaram entre 4,5 e 6,5, apresentando-se, na maior parte do tempo, fora da faixa de 6 a 9, determinada para corpos d'água de classe 2.

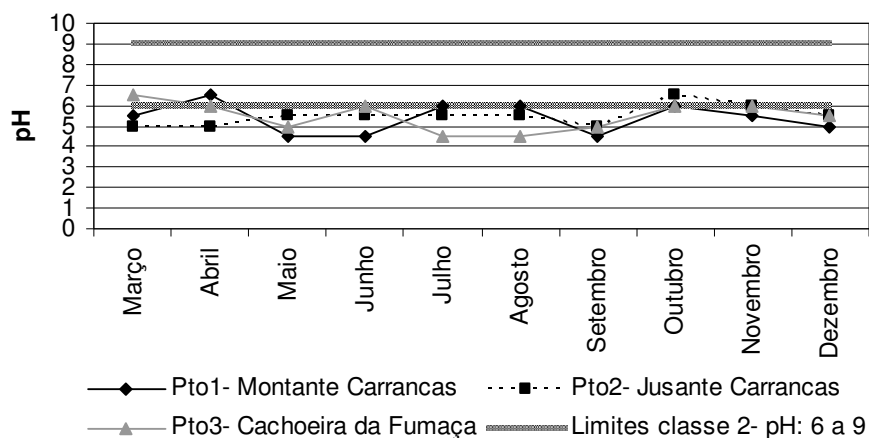


FIGURA 15. Evolução temporal das variações de pH nos pontos de amostragem 1, 2 e 3, no Ribeirão de Carrancas, Carrancas, MG.

A acidez verificada nas amostragens pode ser decorrente da matéria orgânica presente nas águas. No entanto, a elevação da carga orgânica a partir do lançamento de esgotos domésticos a partir do Ponto 2 não fez com que este ponto obtivesse os níveis mais baixos de pH. Segundo Hermes & Silva (2004), o pH apresenta mudanças ao longo do dia, por conta dos processos bioquímicos ocorrentes nas águas, que podem ser influenciados pela incidência da radiação solar.

Bueno et al. (2005) e Souza (2006) verificaram em áreas de vegetação nativa, respectivamente, valores de pH que variaram entre 5,7-6,3 e 4,8-5,3, os quais foram relacionados pelos autores com a presença de matéria orgânica, que proporcionou condições mais ácidas ao ambiente aquático. Outro fator que pode interferir nos valores de pH dos corpos d'água, de acordo com Borges et al. (2003), é o tipo de solo por onde a água percorre. Estudos realizados em nascentes na área do morro do Céu, em Niterói (RJ), Sisinnio & Moreira (1996)

encontraram valores predominantemente ácidos nas águas (5,6 a 6,6), os quais foram relacionados ao caráter ácido dos solos da região, que correspondiam a um pH de 5,0.

Os valores obtidos neste trabalho para nitrogênio amoniacal (Figura 16) sempre apresentaram-se dentro do limite estipulado para a classe 2. De acordo com a Resolução CONAMA nº 357 de 2005, para águas com pH inferior a 7,5, o limite de nitrogênio amoniacal é de 3,7 mg/L.

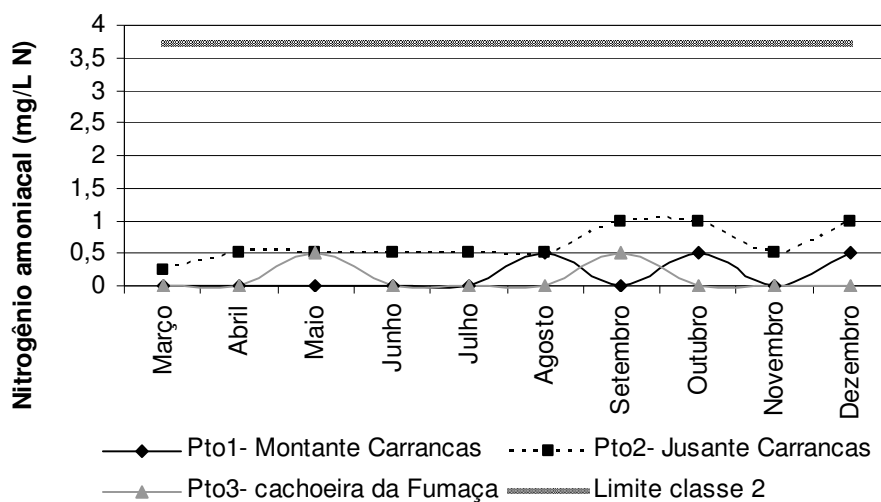


FIGURA 16. Evolução temporal das variações de nitrogênio amoniacal nos pontos de amostragem 1, 2 e 3, no Ribeirão de Carrancas, Carrancas, MG.

Para este parâmetro, os maiores valores foram observados (Ponto 2) após o lançamento de esgotos domésticos e industriais, onde alcançaram 1,0 mg/L. Em estudo realizado para avaliar os impactos da cidade de Córdoba (ARG) sobre as águas do rio Suquía, Pesce & Wunderlin (2000) também verificaram a



elevação nos níveis de nitrogênio amoniacal nas águas, após o lançamento do efluente da cidade.

Os valores nulos obtidos devem-se à faixa mínima de leitura do Ecokit, que não permite leituras inferiores a 0,5 mg/L, tendo em vista que as concentrações de amônia verificadas por Lopes et al. (2003), em nascentes sob uso urbano na região norte de Belo Horizonte (MG), variaram entre 0,0133 e 0,0645 mg/L. A concentração da amônia total em águas superficiais não poluídas, conforme Chapman & Kimstach (1996), é, normalmente, inferior a 0,2 mg/L.

No Ponto 3, possivelmente em função do processo de nitrificação, que converte o nitrogênio sob a forma de amônia a nitrito, e este a nitrato, associado ao maior efeito diluatório neste ponto, ficou constatada uma redução nos níveis de amônia em relação ao Ponto 2. Assim, pode-se inferir que a principal interferência, neste caso, para a qualidade das águas no Ribeirão de Carrancas, refere-se ao lançamento do esgoto doméstico e industrial da área urbana, sem tratamento prévio.

Os valores obtidos por meio das análises de nitrato apresentaram concentrações crescentes ao longo do ribeirão em estudo, os quais foram maiores no ponto mais a jusante, relativo à Cachoeira da Fumaça, conforme apresentado na Figura 17.

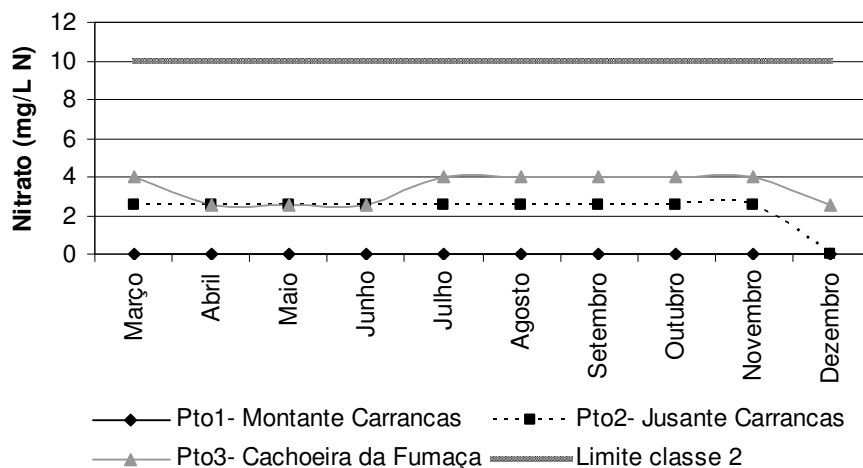


FIGURA 17. Evolução temporal das variações de nitrato nos pontos de amostragem 1, 2 e 3, no Ribeirão de Carrancas, Carrancas, MG.

Os valores nulos verificados no Ponto 1 indicam que os níveis de nitrato estão abaixo da faixa mínima de detecção do método, que é de 2,5 mg/L, mesmo sob influência das atividades agropecuárias. De acordo com Kishi (2001), as cargas de nitrato provenientes de excrementos de animais e fertilizantes contribuem para a deterioração da qualidade das águas.

Segundo Hermes & Silva (2004), as concentrações naturais de nitrato nas águas superficiais são, geralmente, inferiores a 1 mg/L, e valores superiores a 5 mg/L podem ser um indicativo de poluição por dejetos humanos e animais, ou fertilizantes utilizados em atividades agrícolas. Gonçalves et al. (2005) verificaram, nas águas da bacia hidrográfica sob uso agrícola em Agudo (RS), níveis médios de nitrato variando de 0,43 a 1,75 mg/L.

Os maiores valores de nitrato verificados no segundo e no terceiro pontos de amostragem, que variaram entre 2,5 e 4 mg/L, podem estar relacionados ao lançamento de esgotos domésticos da área urbana de Carrancas.

A maior concentração de nitrogênio sob a forma de nitrato, segundo Sperling (2005), está associado a uma fonte de poluição mais remota, como verifica-se no Ponto 3, tendo em vista que o nitrogênio sob a forma de amônia é encontrado em maiores níveis no Ponto 2. A conversão de amônia a nitrato, após este ponto, aumentou os níveis de nitrato no Ponto 3, no qual observaram-se os valores mais altos (4 mg/L). Tais níveis, no entanto, não ultrapassaram os limites estabelecidos para a classe 2, de 10mg/L.

Os resultados das análises de fósforo total (Figura 18) demonstraram que, em algumas amostragens, a concentração deste elemento está acima do limite de 0,05 mg/L, estabelecido para a classe 2.

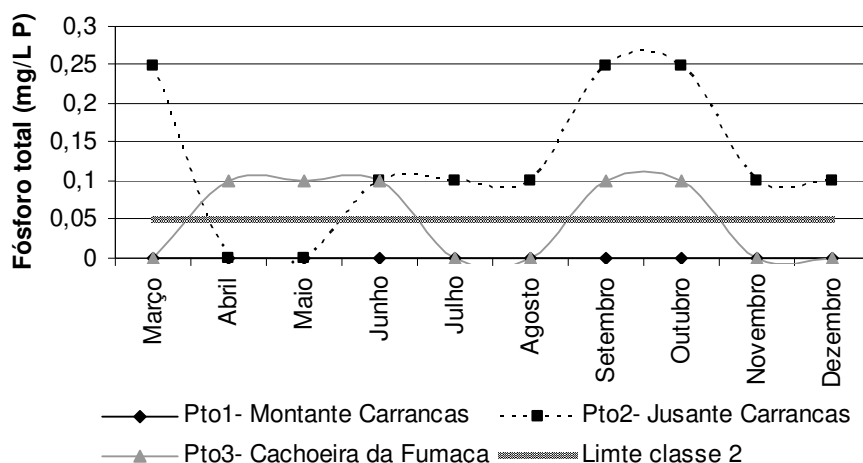


FIGURA 18. Evolução temporal das variações de fósforo nos pontos de amostragem 1, 2 e 3, no Ribeirão de Carrancas, Carrancas, MG.

Em todas as análises realizadas no Ponto 1, os resultados não alcançaram o limite mínimo de leitura do método empregado (EcoKit), não permitindo detectar possíveis interferências de atividades agropecuárias desenvolvidas na

área de influência e que prejudiquem significativamente a qualidade das águas no Ribeirão de Carrancas. Os resultados observados para o Ponto 1 podem não estar em conformidade com o limite de 0,05 mg/L, determinado pela Resolução CONAMA nº 357 de 2005, tendo em vista que a faixa mínima de leitura na análise deste parâmetro não compreende valores inferiores a 0,1 mg/L. De acordo com Chapman & Kimstach (1996), a maioria das águas superficiais não poluídas apresenta concentrações de fósforo total variando entre 0,005 e 0,020 mg/L.

Possivelmente em decorrência da carga poluidora do esgoto doméstico municipal, os maiores níveis de fósforo total foram identificados no Ponto 2, onde foram obtidos resultados de até 0,25 mg/L. Já no Ponto 3, observou-se uma tendência de redução dos níveis de fósforo total, que variaram de 0 a 0,1 mg/L, em relação ao Ponto 2. Esta redução na concentração deste parâmetro no Ponto 3 pode estar relacionada à maior diluição neste trecho. Souza (2006) observou, em área sob influência do uso do solo urbano no município de Aracruz (ES), valores de fósforo total maiores que 1,0 mg/L, enquanto, nas áreas com vegetação sem interferência antrópica, os resultados foram inferiores a 0,4 mg/L.

Ao contrário do observado por Donadio et al. (2005), Furtado (2005) e Souza (2006), que em seus estudos verificaram maiores teores de fósforo total nos períodos de maior incidência pluviométrica, no monitoramento realizado no Ribeirão de Carrancas, as variações na concentração de fósforo não acompanharam este padrão. Tal fato pode ser um indicativo de que o principal fator responsável pelos altos níveis de fósforo total é o lançamento dos esgotos provenientes da área urbana de Carrancas.

Os níveis de coliformes fecais, por sua vez, excederam o limite de 1.000 NMP/100ml estabelecido para a classe 2 ao longo de todo o monitoramento do ribeirão em estudo, conforme pode ser observado na Figura 19.

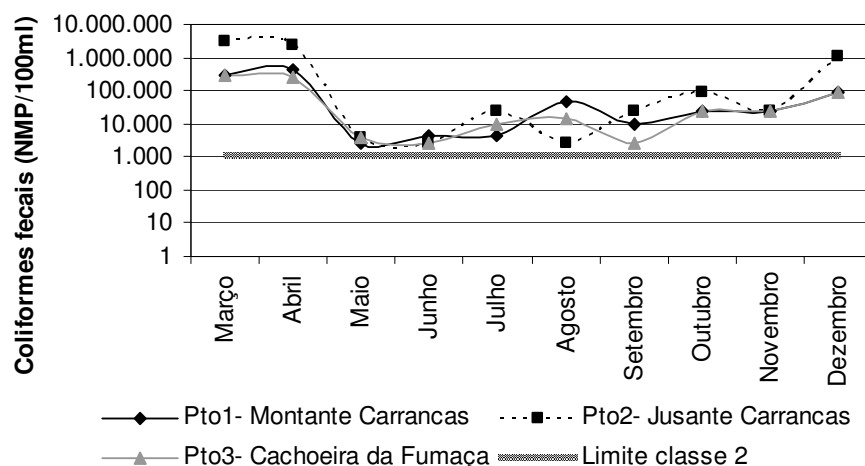


FIGURA 19. Evolução temporal das variações de coliformes fecais nos pontos de amostragem 1, 2 e 3, no Ribeirão de Carrancas, Carrancas, MG.

Os níveis mais elevados, com valores superiores a 100.000 NMP/100ml foram observados nos meses de maior vazão, relativos a março, abril e dezembro. Já nos meses mais secos houve uma significativa redução na concentração de coliformes fecais, que se apresentaram inferiores a 10.000 NMP/100ml, em maio e junho. Estes resultados se devem, possivelmente, ao maior carreamento de material fecal proveniente das áreas urbanas e rurais para os cursos d'água por meio do escoamento superficial, sendo sua interferência mais significativa do que o efeito diluítório esperado na estação chuvosa. Em áreas predominantemente rurais, segundo Pereira & Tocchetto (2007), os períodos de pluviosidade favorecem uma maior contaminação das águas por coliformes fecais, devido ao maior aporte de material fecal advindo da criação de animais, associado aos dejetos humanos.

Mesmo nas amostragens realizadas no Ponto 1, situado a montante do lançamento do esgoto urbano, os níveis de coliformes, que variaram de 2.500 a

450.000 NMP/100ml, apontam uma interferência significativa do impacto da atividade pecuária sobre a qualidade das águas no Ribeirão de Carrancas. Observa-se que, nos meses de junho e agosto, os resultados superaram os índices obtidos no Ponto2, onde há a interferência de esgotos domésticos. Em relação ao mês de agosto, o resultado pode ter sido influenciado pela chuva ocorrida na véspera da amostragem, que aumentou o escoamento difuso na bacia.

Os piores índices foram averiguados no Ponto 2, onde os resultados alcançaram até 3.000.000 NMP/100ml, devido ao lançamento do esgoto doméstico oriundo da área urbana de Carrancas. Lopes-Ferreira (1998), ao analisar os níveis de coliformes fecais no principal canal de esgotos que desemboca em lagoa situada na região de Macaé (RJ), encontrou níveis de coliformes fecais médios de 217.000 NMP/100ml, considerando uma fonte significativa para a contaminação microbiológica das águas na lagoa. Vieira et al. (2002) também verificaram altos níveis de coliformes fecais nas águas de galerias pluviais em Fortaleza (CE).

A influência da poluição advinda da atividade urbana gera reflexos negativos a jusante, conforme pode ser notado nos resultados obtidos para o Ponto 3. Apesar da redução dos níveis de coliformes fecais, decorrente do possível efeito diluatório neste trecho do Ribeirão de Carrancas, os valores (2.500 a 1.000.000 NMP/100ml) sempre estiveram em desconformidade com o limite de 1.000 NMP/100ml estabelecido pela legislação. Os altos níveis de coliformes fecais encontrados neste estudo apontam os possíveis riscos à saúde pública, tendo em vista que a Cachoeira da Fumaça é bastante utilizada para o banho pela população, especialmente turistas que, em muitos casos, desconhecem o lançamento do esgoto doméstico municipal a jusante do balneário.

De acordo com os resultados do programa de monitoramento, as águas do Ribeirão de Carrancas não estão em conformidade com a classificação

determinada pela Resolução CONAMA n° 357 de 2005, que classifica os corpos d'água cujos enquadramentos ainda não tenham sido efetivados, como referentes à classe 2. Dessa forma, as águas do ribeirão analisado estão adequadas apenas à classe 4, destinada à navegação e à harmonia paisagística, tendo em vista os níveis obtidos, especialmente para os coliformes fecais e fósforo total.

Tal como observado no Ribeirão de Carrancas, segundo o IGAM (2005b), no ponto de amostragem localizado no rio Capivari, os parâmetros de coliformes fecais e fósforo total excederam os limites legais para a classe 2 em, pelo menos, uma das quatro campanhas de monitoramento realizadas no ano de 2004.

Destaca-se, portanto, a importância da inclusão de pequenas bacias hidrográficas nos programas de monitoramento realizados. A avaliação da qualidade das águas, nestes casos, permite uma melhor identificação sobre as origens da degradação, facilitando a adoção de medidas para o melhor gerenciamento dos recursos hídricos, no âmbito dos comitês de bacias hidrográficas.

#### **4.3 Condições de balneabilidade**

Os valores de coliformes fecais obtidos com a realização do monitoramento de balneabilidade na Cachoeira da Fumaça estão expressos na Figura 20.

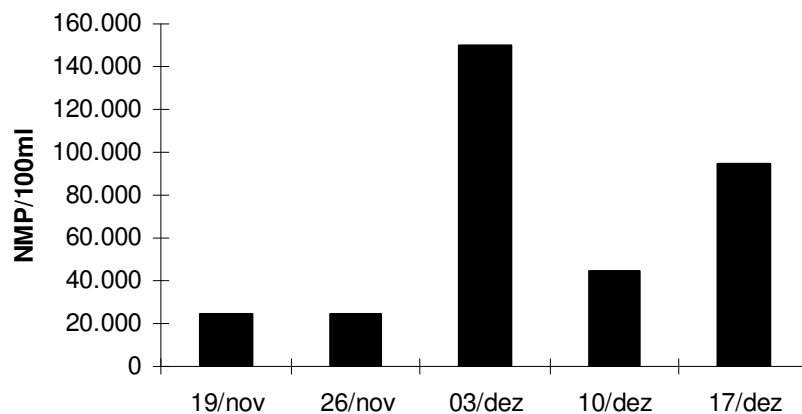


FIGURA 20. Concentração de coliformes fecais nas amostragens semanais efetuadas entre 19/11/2006 e 17/12/2007 para a Cachoeira da Fumaça no Ribeirão de Carrancas, MG.

Durante as cinco semanas consecutivas em que foram avaliados os teores de coliformes fecais, os resultados excederam o limite de 1.000 NMP/100ml estabelecido pela Resolução CONAMA nº 274 de 2000, classificando desta forma, o balneário como impróprio para atividades de recreação de contato primário (Tabela 8). Tal fato relaciona-se ao lançamento de efluentes sem tratamento prévio a jusante do balneário e ao desenvolvimento da atividade pecuária na bacia, as quais, juntas, proporcionam uma maior concentração de material fecal nas águas do Ribeirão de Carrancas.



TABELA 9: Resultados das amostragens e a respectiva classificação de balneabilidade para a Cachoeira da Fumaça no Ribeirão de Carrancas, conforme a Resolução CONAMA nº 274 de 2000.

Data	Coliformes fecais (NMP/100ml)	Limite (NMP/100ml)	Categoria
19/11/2006	25.000	1.000	Imprópria
26/11/2006	25.000	1.000	Imprópria
03/12/2006	150.000	1.000	Imprópria
10/12/2006	45.000	1.000	Imprópria
17/12/2006	95.000	1.000	Imprópria

Observa-se que, no resultado da amostragem realizada no dia 03/12/2006, a densidade de coliformes fecais correspondeu a 150.000 NMP/100ml, excedendo em 150 vezes o limite máximo de 1.000 NMP/100ml estabelecido pela lei. A amostragem do dia 17/12/2006 também apresentou resultados discrepantes dos demais verificados nas outras amostragens, alcançando 95.000 NMP/100ml, enquanto, nas demais semanas, os resultados variaram entre 25.000 e 45.000 NMP/100ml. Esta diferença significativa entre os valores verificados ao longo do monitoramento semanal pode estar relacionada às chuvas ocorridas nos dias que antecederam às coletas (03/12/2006 e 17/12/06) e que propiciaram um maior aporte no material fecal advindo das áreas rural e urbana por meio do escoamento superficial.

As elevadas concentrações de coliformes fecais averiguadas apontam que as condições sanitárias nas águas do Ribeirão de Carrancas estão seriamente degradadas pela poluição fecal, aumentando os riscos de incidência de doenças como dermatoses e gastroenterites para a população que entra em contato com estas águas. De acordo com Branco & Rocha (1977), a incidência de doenças

gastrintestinais dificilmente ocorre em águas com níveis de coliformes fecais inferiores a 10.000 NMP/100ml.

Mesmo os menores valores averiguados ao longo do monitoramento, de 25.000 NMP/100ml, referentes aos dias 19/11/06 e 26/11/06, estão muito acima do recomendado para o uso recreativo das águas. Nestas datas, em função do tempo bom, verificou-se, nos dias da amostragem, uma maior afluência do público ao balneário, com grande concentração de banhistas no poço da cachoeira onde as coletas foram realizadas.

Os resultados do monitoramento realizado neste trabalho apontam que, na Cachoeira da Fumaça, a principal influência para a variação na densidade de coliformes fecais deve-se, especialmente, à interferência do regime pluviométrico predominante, tendo em vista que a pior qualidade microbiológica foi verificada em períodos de maior pluviosidade, quando observou-se um número menor de banhistas no local.

Segundo a WHO (2003), durante as estações chuvosas, há um aumento da densidade de bactérias nas águas, tendo em vista o maior carreamento de material fecal por meio do escoamento superficial em áreas rurais e urbanas, além de galerias pluviais e córregos, comprometendo, dessa maneira, a qualidade das águas nos balneários.

Em estudo comparativo sobre a qualidade das águas entre cachoeiras integrantes do Complexo Cachoeira da Fumaça, Lopes et al. (2005), ao avaliarem os teores de coliformes fecais em uma única amostragem no mês de maio de 2005, encontraram 4.500 NMP/100ml na Cachoeira da Fumaça, caracterizando suas águas como impróprias para o banho no dia da amostragem, o que confirma os resultados obtidos neste estudo. No entanto, a discrepância entre os valores observados nos dois trabalhos pode estar relacionada aos períodos do ano em que foram realizados, tendo em vista que as amostragens efetuadas para as condições de balneabilidade no presente trabalho ocorreram

em período de maior índice pluviométrico, no qual o carreamento de material fecal para os corpos d'água por meio do escoamento superficial é intensificado.

Embora, durante o período da estação seca, os valores de coliformes fecais tendem a ser menores em função da redução do escoamento superficial e, conseqüentemente, um menor aporte de dejetos de origem animal, alguns balneários permanecem impróprios para o banho, independentemente do regime climático predominante, devido ao lançamento de esgotos domésticos. O mesmo foi verificado por Vasconcelos et al. (2006), no Rio São Lourenço, em São Lourenço do Sul (RS), onde os maiores níveis de coliformes foram detectados no período chuvoso, tal como verificado no balneário da Cachoeira da Fumaça.

A contaminação das águas de balneários em função do lançamento pontual de efluentes domésticos, sem tratamento prévio, foi verificada por Esteves (1998b) que, neste caso, encontrou valores de até 170.000 NMP/100ml em região da Lagoa Imboassica, Macaé (RJ), muito utilizada para o banho e esportes náuticos. Neste caso, tendo em vista os elevados índices obtidos, o autor salienta a necessidade de as autoridades locais impedirem qualquer forma de recreação nestas águas, devido ao risco de disseminação de doenças.

Os riscos de turistas entrarem em contato com águas contaminadas podem aumentar, devido à ausência de boletins informativos sobre as condições de balneabilidade e pelo desconhecimento, na maioria dos casos, da existência de fontes poluidoras nos balneários e sua implicação, em termos de saúde pública.

Outro fator de risco consiste na inferência que o banhista faz sobre a qualidade das águas, com base apenas em atributos estéticos das mesmas. Segundo Smith et al. (1995), a percepção de qualidade das águas pelos banhistas está ligada a parâmetros como transparência e cor. No entanto, esta forma de avaliação das águas para o banho não permite a identificação de microrganismos patogênicos provenientes de fontes fecais de poluição.

O balneário Cachoeira da Fumaça é bastante freqüentado, especialmente no verão, quando diversos turistas o procuram em função do fácil acesso e da grande divulgação, pela mídia, dos atrativos turísticos do município de Carrancas. Lopes et al. (2005) verificaram que apenas 40% dos freqüentadores da Cachoeira da Fumaça não entraram em contato com suas águas, por acreditarem que estas sejam poluídas; 21,67% dos entrevistados não se banharam na cachoeira por motivos diversos, como a falta de trajes de banho e condições climáticas desfavoráveis e os demais 38,33% tiveram contato com as águas. Dessa forma, pode-se observar que boa parte dos freqüentadores do balneário não tem conhecimento sobre o lançamento do esgoto municipal nas águas que abastecem a Cachoeira da Fumaça.

Com base nos resultados obtidos das análises de coliformes fecais, as águas do balneário estudado estão impróprias para o desenvolvimento de atividades de recreação, pois não se encontram em conformidade com os padrões determinados pela Resolução CONAMA nº 274 de 2000, expondo, dessa forma, a população local e turística aos riscos de infecção por doenças de veiculação hídrica.

## 5 CONCLUSÕES

O índice de qualidade de águas (IQA) utilizado para o Ribeirão de Carrancas apresentou valores que variaram de médio a ruim, na maior parte do período monitorado no ano de 2006, caracterizando, dessa forma, a degradação da qualidade das águas na bacia estudada, especialmente após o lançamento de esgotos, sem tratamento prévio, da cidade de Carrancas.

Dentre os dez parâmetros avaliados neste estudo, apenas os níveis de pH, fósforo total e coliformes fecais apresentaram-se em desconformidade com os limites estabelecidos para a classe 2, conforme a Resolução CONAMA nº 357 de 2005. Os baixos valores de pH podem estar relacionados à concentração natural de matéria orgânica nas águas. Já os valores de fósforo total e coliformes fecais estão, possivelmente, relacionados ao lançamento de esgotos domésticos provenientes da área urbana de Carrancas, além da interferência da atividade agropecuária.

A utilização do Ecolit para o monitoramento de alguns parâmetros físicos e químicos viabilizou a realização de análises integrantes do IQA de forma rápida e com custos reduzidos. No entanto, para alguns parâmetros, como o fósforo total, o método utilizado apresentou-se inadequado ao limite estabelecido na legislação. Apesar das limitações decorrentes da baixa resolução de leitura do kit, sua utilização apresenta-se como uma importante ferramenta para ONGs, associações de moradores e demais instituições interessadas em monitorar a qualidade das águas ao longo do tempo e identificar as condições de qualidade de determinado corpo hídrico.

A Cachoeira da Fumaça apresentou condições de balneabilidade impróprias, demonstrando a necessidade de sinalização desta condição no local até que novas avaliações sobre a qualidade das águas sejam realizadas ou que medidas corretivas sejam tomadas.

Tendo em vista que o potencial turístico de Carrancas está diretamente ligado aos seus atrativos naturais, especialmente às diversas cachoeiras, torna-se imprescindível a instalação de uma estação de tratamento de esgotos, de forma que a qualidade das águas possa atender à demanda solicitada de balneabilidade, contribuindo para a geração de renda para o município e população local, em decorrência do desenvolvimento da atividade turística.

## 6 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALMEIDA, M.A.B.; SCHWARZBOLD, A. Avaliação sazonal da qualidade das águas do Arroio da Cria Montenegro, RS com aplicação de um índice de qualidade de água (IQA). **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v.8, n.1, p.81-97, 2003.

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 19.ed. Washington, 1998.

AMATO, M. **A freguesia de Nossa Senhora de Carrancas e sua história**. São Paulo: Loyola, 1996. 288p.

ARAÚJO, I.C.P. et al. Aspectos legais, institucionais e gerenciais. In: FREITAS, M.A.V. (Org.). **O estado das águas no Brasil –1999 perspectivas de gestão e informação de recursos hídricos**. Brasília: ANEEL/SRH/MMA/OMM, 1999. p.175-183.

ARCOVA, F.C.S.; CICCIO, A. Qualidade da água de microbacias com diferentes usos do solo na região de Cunha, **Scientia Forestalis**, v.56, p.125-134, 1999.

AZEVEDO, E.B. Poluição e tratamento de água. **Química Nova na Escola**, n.10, nov. 1999.

BARBIERI, A.F. et al. Atividades antrópicas e impactos ambientais. In: PAULA, J.A (Org.). **Biodiversidade, população e economia: uma região de Mata Atlântica**. Belo Horizonte, 1997. p.273-343.

BARRETO, H.N. **Recursos hídricos, turismo e meio ambiente: estudo comparativo de casos no Estado de Minas Gerais**. 2003. 182p. Dissertação (Mestrado em Geografia e Análise Ambiental)-Universidade Federal de Minas Gerais. IGC, Belo Horizonte.

BARTRAM, J.; HELMER, R. Introduction. In: BARTRAM, J.; BALLANCE, R. (Ed.). **Water quality monitoring: a practical guide to design and implementation of freshwater quality studies and monitoring programmes**. London: UNEP/WHO, 1996. p.9-14.

BENETTI, A.; BIDONE, F. O meio ambiente e os recursos hídricos. In: TUCCI, C.E.M. (Org.). **Hidrologia: ciência e aplicação**. Porto Alegre: Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 2001. p.849-876.

BERTONI, J.; LOMBARDI NETO, F. **Conservação do solo**. São Paulo: Ícone, 1999. 243p.

BILICH, M.R.; LACERDA, M.P.C. Avaliação da qualidade da água do Distrito Federal (DF) por meio de geoprocessamento. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 12., 2005, Goiânia. **Anais...** Goiânia: INPE, 2005. p.2059-2065.

BORDALO, A.A.; NILSUMRANCHIT, W.; CHALERMWAT, K. Water quality and uses of Bangpakong river (Eastern Thailand). **Water Research**, v.35, n.15, p.3635-3642, 2001.

BORGES, M.J.; GALBIATTI, J.A.; FERRAUDO, A.S. Monitoramento da qualidade hídrica e eficiência de interceptores de esgotos em cursos d' água urbanos da Bacia Hidrográfica do Córrego Jaboticabal. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v.8, n.2, p.161-171, 2003.

BOTELHO, C.G.; CAMPOS, C.M; VALLE, R.H.P.; SILVEIRA, I.A. **Recursos naturais renováveis e impacto ambiental: água**. Lavras: UFLA/FAEPE, 2000. 187p.

BOTELHO, R.G.M. Planejamento ambiental em microbacia hidrográfica. In: GUERRA, A.J.T. et. al. (Org.). **Erosão e conservação dos solos: conceitos, temas e aplicações**. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, 1999. p.269-300.

BRAGA, B.; PORTO, M.; TUCCI, C.E.M. Monitoramento da quantidade e qualidade das águas. In: REBOUÇAS, A.C.; BRAGA, B.; TUNDISI, J.G. **Águas doces no Brasil: capital ecológico, uso e conservação**. 2.ed. São Paulo: Escrituras, 2002. p.635-649.

BRANCO, S. M. A água e o homem. In: PORTO, R.L. (Org.). **Hidrologia ambiental**. São Paulo: Universidade de São Paulo/Associação Brasileira de Recursos Hídricos, 1991. p.3-25.

BRANCO, S.M.; ROCHA, A.A. **Possibilidades e limitações para o uso recreacional de represas**. São Paulo: E. Bluncher/CETESB, 1977. 815p.



BRASIL. **Lei nº 4.771**. 15 de setembro de 1965. Institui o novo Código florestal. Disponível em: <[www.planalto.gov.br/ccivil/Leis/L4777.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil/Leis/L4777.htm)>. Acesso em: 12 jan. 2007a.

BRASIL. **Lei nº 7.754**. 14 de abril de 1989. Estabelece medidas para a proteção de florestas existentes nas nascentes dos rios e dá outras providências. Disponível em: <[https://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/leis/17754.htm](https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/17754.htm)>. Acesso em: 15 mar. 2007b.

BRASIL. **Lei nº 7.803**. 15 de agosto de 1989. Altera a redação da lei 4.771 de 15 de setembro de 1965 e dá outras providências. Disponível em: <[http://www.cetesb.sp.gov.br/licenciamento/legislacao/federal/leis/1989\\_Lei\\_Fed\\_7803.pdf](http://www.cetesb.sp.gov.br/licenciamento/legislacao/federal/leis/1989_Lei_Fed_7803.pdf)>. Acesso em: 15 mar. 2007c.

BRASIL. **Lei nº 9.433**. 8 de janeiro de 1997. Institui a Política Nacional dos Recursos Hídricos, cria o Sistema nacional de Gerenciamento dos Recursos Hídricos. Disponível em: <<http://www.planalto.gov.br/ccivil/leis/L9433.htm>>. Acesso em: 20 mar. 2005.

BROWN, R.M. et al. A water quality index- do we dare? **Water & Sewage Works**, Chicago, v. 117, n 10, p 339- 343, Oct. 1970.

BUENO, L.F.; GALBIATTI, J.A.; BORGES, M.J. Monitoramento de variáveis de qualidade da água do Horto Ouro Verde- Conchal- SP. **Revista Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v.25, n.3, p.742-748, set./dez. 2005.

CARVALHO, A.R.; SCHILITTER, F.H.M.; TORNOSIELO, V.L. Relações da atividade agropecuária com parâmetros físicos químicos da água. **Química Nova**, v.23, n.5, p.618-622, 2000.

CARVALHO, C.F.; FERREIRA, A.L.; STAPELFELDT, F. Qualidade das águas no Ribeirão Ubá - MG. **Revista Escola de Minas**, Ouro Preto, v.57, n.3, p.165-172, jul./set. 2004.

CARVALHO, L.M.T. **Mapping and monitoring forest remnants: a multiscale analysis of spatio-temporal data**. 2001. 150p. Tese (Doutorado em Sensoriamento Remoto)-Wageningen, The Netherlands.

CASSETI, V. **Ambiente e apropriação do relevo**. 2.ed. São Paulo: Contexto, 1995.

CENTRO TECNOLÓGICO DE MINAS GERAIS. **Diagnóstico ambiental do Estado de Minas Gerais**. Belo Horizonte, 1983. 158p.

CHAPMAN, D.; KIMSTACH, V. Selection of water quality variables. In: CHAPMAN, D. (Ed.). **Water quality assessments** - a guide to use of biota, sediments and water in environmental monitoring. 2.ed. London: UNESCO/WHO/UNEP, 1996. p.74-133.

COIMBRA, R.M. Monitoramento da qualidade da água. In: PORTO, R.L. (Org.). **Hidrologia ambiental**. São Paulo: Universidade de São Paulo/Associação Brasileira de Recursos Hídricos, 1991. p.391-411.

COMPANHIA MINERADORA DE MINAS GERAIS. **Carta geológica**. Folha SF 23-x-c-i – Lavras, 2002. Escala 1:100.000.

COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANAMENTO AMBIENTAL. **Relatório de balneabilidade das praias paulistas 2002**. São Paulo: CETESB, 2003. 206p.

COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANAMENTO AMBIENTAL. **Relatório de qualidade de águas interiores do estado de São Paulo 2004**. São Paulo: CETESB, 2005. 307p.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. **Resolução nº 20 de 18 de junho de 1986**. Estabelece a classificação, segundo os usos preponderantes, para as águas doces, salobras e salinas do Território Nacional. Disponível em <<http://www.mma.gov.br/>>. Acesso em: 20 set. 2005.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. **Resolução nº 274 de 29 de novembro de 2000**. Estabelece condições de balneabilidade das águas brasileiras. Brasília, 2000. Disponível em: <<http://www.cprh.pe.gov.br/sec-legisl/download/res274-00.doc>>. Acesso em: 20 set. 2005.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. **Resolução nº 303 de 20 de março de 2002**. Dispõe sobre parâmetros, definições e limites de áreas de preservação permanente. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res02/res30302.html>>. Acesso em: 15 mar. 2007.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. **Resolução nº 357 de 17 de março de 2005**. Estabelece a classificação, segundo os usos preponderantes, para as águas doces, salobras e salinas do território nacional. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/>>. Acesso em: 20 set. 2005.

CPRH. Agência Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos. **Seleção de índices e indicadores de qualidade da água**. Aplicação dos índices selecionados. CPRH. PNMA II, 2006. Disponível em: <<http://www.cprh.pe.gov.br/frme-index-secao.asp?idsecao=294>>. Acesso em: 28 jul. 2006.

CRISTOFOLETTI, A. **Geomorfologia**. 2.ed. São Paulo: E. Blucher, 1980. 188p.

CUNHA, S.B. da.; GUERRA, A.J.T. Degradação ambiental. In: GUERRA, A.J.T. (Org.). **Geomorfologia e meio ambiente**. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, 1996. p.337-379.

DIAS, L.E.; GRIFFITH, J.J. Conceituação e caracterização de áreas degradadas. DIAS, L.E.; MELLO, J.W.V. (Ed.). **Recuperação de áreas degradadas**. Viçosa: UFV, 1988. p.1-7.

DOMINGOS, M.C. **O turismo como agente (re)organizador do uso do espaço rural o caso de Carrancas - Minas Gerais**. 2004. 151f. Dissertação (Mestrado)-Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte.

DONADIO, N.M.M.; GALBIATTI, J.A.; DE PAULA, R.C. Qualidade da água de nascentes com diferentes usos do solo na bacia hidrográfica do Córrego Rico, São Paulo, Brasil. **Revista Engenharia Agrícola**. Jaboticabal, v.25, n.1, p.115-125, jan./abr. 2005.

DRUMMOND, G.M. et al. **Biodiversidade em Minas Gerais: um atlas para sua conservação**. 2.ed. Belo Horizonte: Fundação Biodiversitas, 2005. 222p.

ESTEVES, F.A. **Fundamentos de limnologia**. 2.ed. Rio de Janeiro: Interciência, 1998a. 602p.

ESTEVES, F.A. Lagoa Imboassica: impactos antrópicos, propostas mitigadoras e sua importância para a pesquisa ecológica. In: ESTEVES, F.A. (Ed.). **Ecologia das lagoas costeiras do parque nacional da restinga de Jurubatiba e do Município de Macaé (RJ)**. Macaé, RJ: NUPEM/UFRJ, 1998b. 442p.

ESTRADA REAL. Instituto. Disponível em: <<http://www.estrada-real.org.br>>. Acesso em 28 set. 2005.

FERNANDES, M.R.; SILVA, J.C. **Programa estadual de manejo de sub-baciais hidrográficas**: fundamentos e estratégias. Belo Horizonte: EMATER, 1994. 24p.

FRITZONS, E. et al. As alterações da qualidade da água do rio Capivari com o deflúvio: um instrumento de diagnóstico de qualidade ambiental. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v.8. n.4, p.239-248, out./dez. 2003.

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

GENRICH, A.V.S. **Impactos ambientais na cabeceira de drenagem do alto curso do Córrego Vilarinho – RMBH**. 2002. 138p. Dissertação (Mestrado em Geografia e Análise Ambiental) IGC-Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte.

GIAROLA, N.F.B. et al. **Solos da região sob influência da hidrelétrica de Itutinga/Camargos (MG)**: perspectiva ambiental. Lavras: CEMIG, 1997. 101p.

GONÇALVES, C.S. et al. Qualidade da água numa microbacia hidrográfica de cabeceira situada em região produtora de fumo. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.9, n.3, p.391-399, 2005.

GUERRA, A.J.T. O início do processo erosivo. In: GUERRA, A.J.T. et al. (Org.). **Erosão e conservação dos solos**. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, 1999. p.17-56.

HERMES, L.C. et al. **Participação comunitária em monitoramento de qualidade de água**. Jaguariúna, SP: EMBRAPA Meio Ambiente, 2004. (Circular Técnica, 8).

HERMES, L.C.; SILVA, A.S. **Avaliação da Qualidade das águas**: manual prático. Brasília: EMBRAPA Informação Tecnológica, 2004. 55p.

HIRATA, R. Recursos hídricos. In: TEIXEIRA, W.; TOLEDO, M.C.M.; FAIRCHILD, T.R.; TAIOLI, F. (Org.). **Decifrando a terra**. São Paulo: Oficina de Textos, 2001. p.421-444.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Cidades@**. Disponível em: <[www.ibge.gov.br/cidades/default.php](http://www.ibge.gov.br/cidades/default.php)>. Acesso em: 26 out. 2006.

INSTITUTO MINEIRO DE GESTÃO DAS ÁGUAS. **Relatório de monitoramento das águas superficiais da bacia do Rio Grande em 2003**. Belo Horizonte, 2004. 262p.

INSTITUTO MINEIRO DE GESTÃO DAS ÁGUAS. **Estudo de metas de qualidade Bacia Hidrográfica do rio Paracatu 2005**. Belo Horizonte, 2005a. 34p.

INSTITUTO MINEIRO DE GESTÃO DAS ÁGUAS. **Relatório de monitoramento das águas superficiais da bacia do Rio Grande em 2004**. Belo Horizonte, 2005b. 250p.

INSTITUTO MINEIRO DE GESTÃO DAS ÁGUAS. **Bacia do Rio Grande-UPGRH's GD1,GD2,GD3,GD4 e GD5. Mapa de qualidade das águas superficiais em 2005**. Belo Horizonte, 2007. Disponível em: <<http://aguas.igam.mg.gov.br/aguas/htmls/downloads.htm>> Acesso em: 12 fev. 2007.

KETTELHUT, J.T.S.; RODRIGUEZ, F.A.; GARRIDO, R.J.; PAIVA, F.; NETO, O.C.; RIZZO, H. Aspectos legais, institucionais e gerenciais. In: FREITAS, M.A.V. (Org.). **O estado das águas no Brasil - 1999, perspectivas de gestão e informação de recursos hídricos**. Brasília: ANEEL-SRH-MMA-OMM, 1999. 336p.

KISHI, R.T. Estudo das relações entre a qualidade das águas superficiais e o uso do solo. In: COLÓQUIO BRASILEIRO DE CIÊNCIAS GEODÉSICAS, 2., 2001, Curitiba. **Anais...** Curitiba, 2001. p.1-15.

LANNA, A.E. Gestão dos recursos hídricos. In: TUCCI, C.E.M. (Org.). **Hidrologia: ciência e aplicação**. Porto Alegre: Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 2001. p.727-768.

LILLESAND, T.M.; KIEFER, R.W. **Remote sensing and image interpretation**. 4.ed. New York: J.Wiley, 2000. 724p.

LINSTONE, H.A.; TUROFF, M. **The Delphi method: techniques and applications**. Massachusetts: Adison-Wesley, 1975. 620p.

LOPES, F.W.A. et al. Bacias hidrográficas como unidade de análise de processos de expansão urbana desordenada: o caso da Bacia do Córrego do Nado - Belo Horizonte/MG. **Revista GeoUERG**, Rio de Janeiro, p.1985-2002, 2003.

LOPES, F.W.A. et al. Análise da qualidade da água, degradação e atividade turística no entorno da Cachoeira da Fumaça-Carrancas-MG. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA FÍSICA APLICADA, 9., 2005, São Paulo. **Anais...** São Paulo: USP, 2005. p.4855-4862.

LOPES, V.C.; LIBÂNIO, M. Proposição de um índice de estações de tratamento de água (IQETA). **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v.10, n.4, p.318-328, out./dez. 2005.

LOPES-FERREIRA, C. A importância da região colonizada por macrófitas aquáticas na mitigação da degradação sanitária da Lagoa Imboassica. In: ESTEVES, F.A. (Ed.). **Ecologia das lagoas costeiras do parque nacional da restinga de Jurubatiba e do Município de Macaé (RJ)**. Macaé, RJ: Rio de Janeiro: NUPEM/UFRJ, 1998. 442p.

MACIEL Jr. P. **Zoneamento das águas**: um instrumento de gestão dos recursos hídricos. Belo Horizonte: RC, 2000. 112p.

MAGALHÃES, Jr., A.P. **Dinâmica e transformações das águas no meio ambiente**: tópicos em geografia física, recursos hídricos. Belo Horizonte, IGC/UFMG, 2003a. (Apostila).

MAGALHÃES, Jr. A.P. Os indicadores como instrumentos potenciais de gestão das águas no atual contexto legal-institucional do Brasil: resultados de um painel de especialistas. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, Porto Alegre, v.8, n.4, p.49-68, 2003b.

MARQUES, J.J.G.S.M.; CURTI, N.; LIMA, J.M. **Recursos ambientais da bacia do Alto Rio Grande, Minas Gerais**. Lavras: UFLA/FAEPE, 2002. 33p. (Especialização Lato Sensu em Solos e Meio Ambiente).

MATHER, P.M. **Computer processing of remotely-sensed images**: na introduction. 2.ed. Nottingham, UK: J. Wiley, 1999. 292p.

MEYBECK, M.; HELMER, R. An introduction to water quality. In: CHAPMAN, D. (Ed.). **Water quality assessments- a guide to use of biota, sediments and water in environmental monitoring**. 2.ed. London: UNESCO/WHO/UNEP, 1996. p.19-39.

MEYBECK, M. et al. Water quality. In: BARTRAM, J.; BALLANCE, R. (Ed.). **Water quality monitoring - a practical guide to design and implementation of freshwater quality studies and monitoring programmes**. London: UNEP/WHO, 1996. p.15-36.

MINAS GERAIS. Assembléia Legislativa. **Municípios mineiros**. Disponível em:  
<<http://www.almg.gov.br/index.asp?Grupo=estado&diretorio=munmg&arquivo=municipios&municipio=14600>>. Acesso: 23 jun. 2006.

MINAS GERAIS Secretaria de Estado do Meio Ambiente e Desenvolvimento Sustentável de Minas Gerais. **Sistema de cálculo da qualidade da água (SCQA), estabelecimento das equações do índice de qualidade das águas (IQA)**. Belo Horizonte: SEMAD/UCEMG/PNMAII, 2005.

MOLINA, P.M. **Diagnóstico da qualidade e disponibilidade de água na microbacia do Córrego Água da Bomba no município de Regente Feijó – SP**. 2006. 158p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil)-Faculdade de Engenharia de Ilha Solteira. Universidade Estadual Paulista.

NATIONAL SANITATION FOUNDATION. **Water quality index-WQI**. NSF, 2006. Disponível em:  
[http://www.nsf.org/consumer/earth\\_day/wqi.asp#calculating](http://www.nsf.org/consumer/earth_day/wqi.asp#calculating). Acesso em: 1 ago. 2006.

PEREIRA, A.A.; MENDONÇA, A.S.F. Aspectos qualitativos de águas de lagoas costeiras e seus fatores influentes - Estudo de caso: Lagoa Mãe-Bá, Espírito Santo. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, Porto Alegre, v.11, n.1, p.63-77, jan./mar. 2006.

PEREIRA, L.C.; TOCCHETTO, M.R.L. **Balneabilidade e riscos à saúde humana e ambiental**. Agronline.com.br. Disponível em:  
<<http://www.agronline.com.br/artigos/artigo.php?id=215>>. Acesso em: 08 fev. 2007.

PESCE, S.F.; WUNDERLIN, D.A. Use of water quality indices to verify the impact of Córdoba city (Argentina) on Suquia river. **Water Research**, v.34, n.11, p.2915-2926, 2000.

POMPEU, C.T. Águas doces no direito brasileiro. In: REBOUÇAS, A.C.; BRAGA, B.; TUNDISI, J.G. **Águas doces no Brasil: capital ecológico, uso e conservação**. 2.ed. São Paulo: Escrituras, 2002. p.599- 633.

POND, K. **Water recreation and disease**. Plausibility of associated infections: acute effects, sequelae and mortality. London: IWA/WHO, 2005. 231p.

PORTO, M.F.A. Estabelecimentos de parâmetros de controle da poluição. In: PORTO, R.L. (Org.). **Hidrologia ambiental**. São Paulo: Universidade de São Paulo. Associação Brasileira de Recursos Hídricos, 1991. p.375-390.

PORTO, M.F.A.; BRANCO, S.M.; LUCA, S. J. Caracterização da qualidade da água. In: PORTO, R.L. (Org.). **Hidrologia ambiental**. São Paulo: Universidade de São Paulo: Associação Brasileira de Recursos Hídricos, 1991. p.27-65.

PORTO, R.; ZAHED, F.K.; TUCCI, C.; BIDONE, F. Drenagem urbana. In: TUCCI, C.E.M. (Org.). **Hidrologia: ciência e aplicação**. 2.ed. Porto Alegre: UFRGS/ABRH, 2001. 2.ed. Cap. 6, p.243-252.

PROGRAMA DAS NAÇÕES UNIDAS PARA O DESENVOLVIMENTO  
**Atlas do desenvolvimento humano no Brasil**. Disponível em:  
<[www.pnud.org/atlas](http://www.pnud.org/atlas)>. Acesso em: 29 out. 2006.

REBOUÇAS, A.C. Água doce no mundo e no Brasil. In: REBOUÇAS, A.C.; BRAGA, B.; TUNDISI, J.G. **Águas doces no Brasil: capital ecológico, uso e conservação**. 2.ed. São Paulo: Escrituras, 2002. p.1-37.

REES, G.; BARTRAM, J.; POND, K.; GOYET, S. Introduction. In: BARTRAM, J.; REES, G. (Ed.). **Monitoring Bathing Waters** - a practical guide to design and implementation of assessments and monitoring programmes. London: WHO, 2000. p.9-14.

RESENDE, M.; CURI, N.; SANTANA, D.P. **Pedologia e fertilidade do solo: interações e aplicações**. Brasília: Ministério da Educação /ESAL/POTAFOS, 1988. 84p.

RESENDE, M et al. **Pedologia: base para distinção de ambientes**. Viçosa: NEPUT, 1995. 304p.



ROCHA, A. A et al. A gestão ambiental do recurso hídrico no estado de Mato Grosso. In: ENCONTRO ANUAL DA SEÇÃO BRASILEIRA DA INTERNATIONAL ASSOCIATION FOR IMPACT ASSESSEMENT-IAIA, 4., 1995, Belo Horizonte. **Anais...** Belo Horizonte: Cultura, 1995. p.124-133.

ROTH, L.A.; SOUZA, L.B. Carrancas: potencial turístico e a necessidade de políticas públicas. **Revista Ethos**, Lavras, v.1, n.1, p.69-88, jul./dez. 2003.

SALATI, E.; LEMOS, H.M.; SALATI, E. Água e desenvolvimento sustentável. In: REBOUÇAS, A.C; BRAGA, B.; TUNDISI, J.G. **Águas doces no Brasil: capital ecológico, uso e conservação**. 2.ed. São Paulo: Escrituras, 2002. p.39-63.

SANTOS, A.A. **A importância do circuito turístico para o fomento da economia e da preservação ambiental - caso São Roque de Minas**. 2004. 110p. Dissertação (Mestrado em Administração)-Universidade Federal de Lavras, Lavras, MG.

SERRANO, C. (Org.). **A educação pelas pedras: ecoturismo e educação ambiental**. São Paulo: Chronos, 2000. (Coleção Tours).

SILVA, A.M. da; SCHULZ, H.E.; CAMARGO, P.B. de. **Erosão e hidrossedimentologia em Bacias Hidrográficas**. São Carlos: Rima, 2003.

SILVA, G.A.; SIMÕES, R.A.G. Água na indústria. In: REBOUÇAS, A.C; BRAGA, B.; TUNDISI, J.G. **Águas doces no Brasil: capital ecológico, uso e conservação**. 2.ed. São Paulo: Escrituras, 2002. p.635-649.

SMITH, D.G.; CROKER, G.F.; McFARLANE, K. Human perception of water appearance1. Clarity and colour for bathing and aesthetics. **New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research**, Wellington, v.29, p. 29-43.1995.

SISINNO, C.L.S.; MOREIRA, J.C. Avaliação da contaminação e poluição ambiental na área de influência do aterro controlado do Morro do Céu, Niterói, Brasil. **Cadernos de Saúde Pública**, Rio de Janeiro, v.12, n.4, p.515-523, out./dez. 1996.

SOUZA, E.R. **Alterações físico-químicas no deflúvio de três sub-bacias hidrográficas decorrentes da atividade agrícola**. 1996. 91p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal)-Universidade Federal de Lavras, Lavras, MG.

SOUZA, R.A.S. **Avaliação das frações de fosfato como indicadores de eutrofização de águas superficiais**. 2006.123p. Dissertação (Mestrado em Solos e Nutrição de Plantas)-Universidade Federal de Lavras, Lavras, MG.

SPERLING, E. von.; TASSIN, B.; VIRGON-LEITE, B. Aspectos de qualidade da água em bacias de retenção urbanas. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, Porto Alegre, v.11, n.2, p.27-35, abr./jun. 2006.

SPERLING, M. von. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 3.ed. Belo Horizonte: UFMG/Departamento de Engenharia Sanitária, 2005. v.1, 452p.

TELLES, D.D. Água na agricultura e pecuária. In: REBOUÇAS, A.C.; BRAGA, B.; TUNDISI, J.G. **Águas doces no Brasil: capital ecológico, uso e conservação**. 2.ed. São Paulo: Escrituras, 2002. p.305-337.

TOLEDO, L.G.; NICOLELLA, G. Índice de qualidade da água em microbacia sob uso agrícola e urbano. **Revista Scientia Agricola**, v.59, n.1, p.181-186, jan./mar. 2002.

TONELLI, E. Esquistossomose mansoni. In: LEÃO, E. et al. **Pediatria ambulatorial**. 4.ed. Belo Horizonte: COOPMED, 2005. p.547-553.

TUNDISI, C.T.; TUNDISI, T.M.; ROCHA, O. Limnologia de águas interiores. Impactos, conservação e recuperação de ecossistemas aquáticos. In: REBOUÇAS, A.C.; BRAGA, B.; TUNDISI, J.G. **Águas doces no Brasil: capital ecológico, uso e conservação**. 2.ed. São Paulo: Escrituras, 2002. p.195-225.

VALLE, R.H.P.; SILVEIRA, I.A. **Recursos naturais renováveis e impacto ambiental: água**. Lavras: UFLA/FAEPE, 2000. v.3, 49p.

VASCONCELOS, F.C. da S.; IGANCI, J.R.V.; RIBEIRO, G.A. Qualidade microbiológica da água do Rio São Lourenço, São Lourenço do Sul, Rio Grande do Sul. **Arquivos do Instituto Biológico**, São Paulo, v.73, n.2, p.177-182, abr./jun. 2006.

VIEIRA, R.H.S.F. et al. The stormwater drain system as a pollution vector of seashore in Fortaleza (Ceará state, Brazil). **Brazilian Journal of Microbiology** v.33, p.294-298, 2002.

WORLD HEALTH ORGANIZATION. **Guidelines for safe recreational water environments** - coastal and fresh waters. Geneva, Switzerland, 2003. v.1, 253p.