

JOSÉ DE ALENCAR PINTO FARAGE

INFLUÊNCIA DO USO E DA OCUPAÇÃO DO SOLO NA QUALIDADE
DA ÁGUA E CAPACIDADE AUTODEPURATIVA DO RIO POMBA

Dissertação apresentada à
Universidade Federal de Viçosa, como parte
das exigências do Programa de Pós-
Graduação em Engenharia Agrícola, para
obtenção do título de Magister Scientiae.

VIÇOSA
MINAS GERAIS – BRASIL
2009

JOSÉ DE ALENCAR PINTO FARAGE

INFLUÊNCIA DO USO E DA OCUPAÇÃO DO SOLO NA QUALIDADE
DA ÁGUA E CAPACIDADE AUTODEPURATIVA DO RIO POMBA

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Viçosa, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola, para obtenção do título de *Magister Scientiae*.

APROVADA: 28 de abril de 2009.

Prof. Alisson Carraro Borges
(Co-orientador)

Prof. Mauro Aparecido Martinez

Prof^a. Paola Alfonsa Lo Monaco

Prof. Rubens Alves de Oliveira

Prof. Antonio Teixeira de Matos
(Orientador)

“Bendito o homem cuja fama não brilha
mais que a sua consciência”
(Tagore)

AGRADECIMENTOS

Agradeço ao Supremo Alto, e na Terra, a todas as pessoas que direta ou indiretamente contribuíram, para que este trabalho pudesse se concretizar.

Agradeço ao meu inesquecível e amado pai Geraldo, e à minha querida mãe Imê, pelo apoio e também por ter me ensinado a respeitar o próximo.

À minha querida esposa Adriana e aos meus amados filhos Gabriel e Lucas, pelo incentivo, apoio e principalmente pela compreensão, nos momentos mais difíceis.

Ao professor Antonio Teixeira de Matos pelo extremo incentivo, apoio e compreensão a mim dedicados.

Ao companheiro Ronaldo Fia pela ajuda em todos os momentos.

Aos professores Alisson, Demetrius e Martinez pela ajuda e confiança a mim dispensada.

À Indústria Cataguases de Papel, por ter acreditado nos meus trabalhos.

À Débora, à Fátima, ao Simão, ao Ronaldo Batista e ao Vanderlei (Peninha), pela colaboração.

À todos os funcionários do Departamento de Engenharia Agrícola, especialmente à Edna, pela boa vontade em servir.

Enfim, à Universidade Federal de Viçosa, especialmente ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola.

A todos muito obrigado.

BIOGRAFIA

José de Alencar Pinto Farage, filho de Imê Pinto da Silva Farage e Geraldo Farage, nasceu em Cataguases, MG, em 04 de abril de 1959.

Em 1980, ingressou no curso de Engenharia Agrícola na Universidade Federal de Viçosa, em Viçosa, concluindo em 1984.

Durante a graduação, foi bolsista de Iniciação Científica do CNPq em energia alternativa.

Em 2000, iniciou o programa de Pós-graduação em Gestão de Negócios e Empreendedorismo, pela Universidade Federal de Juiz de Fora, concluindo em 2002.

Em 2007, iniciou o mestrado no Programa de Pós-graduação em Engenharia Agrícola na Universidade Federal de Viçosa-MG, concentrando seus estudos na área de recursos hídricos e ambientais, submetendo-se à defesa de dissertação em 28 de abril de 2009.

ÍNDICE

RESUMO	xiii
ABSTRACT	x
1. INTRODUÇÃO	1
2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	5
2.1. Índice de Qualidade da Água - IQA	7
2.2. Índice de Estado Trófico – IET	10
2.3. Autodepuração de cursos de água	15
2.3.1. Desoxigenação	16
2.3.2. Oxigenação	20
3. MATERIAL E MÉTODOS	25
3.1. Caracterização das áreas em estudo	25
3.2. Uso e ocupação do solo	28
3.3. Amostragem	33
3.4. Obtenção do Índice de Qualidade da Água (IQA)	37
3.5. Obtenção do Índice de Estado Trófico (IET)	47
3.6. Obtenção da vazão	47
3.7. Obtenção dos coeficientes de autodepuração	51
3.7.1. Coeficiente de desoxigenação	51
3.7.2. Coeficiente de reaeração	53

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO	54
4.1. Índice de Qualidade de Água (IQA)	54
4.1.1. Influência do período de amostragem	64
4.1.2. Variáveis que mais influenciaram no conceito final do IQA	70
4.1.3. Influência do uso e ocupação do solo no IQA	71
4.2. Índice de estado trófico (IET)	84
4.3. Coeficiente de desoxigenação (K_1)	88
4.4. Coeficiente de reaeração (K_2)	92
5. CONCLUSÕES	98
6. REFERÊNCIAS	100

RESUMO

FARAGE, José Alencar Pinto, M.Sc., Universidade Federal de Viçosa, abril de 2009. **Influência do uso e da ocupação do solo na qualidade da água e capacidade autodepurativa do Rio Pomba.** Orientador: Antonio Teixeira de Matos. Co-orientadores: Alisson Carraro Borges e Demetrius David da Silva.

A bacia hidrográfica do Rio Pomba é uma área intensamente ocupada, sofrendo constantes intervenções antrópicas, o que a conduz a um estado de degradação avançado. As principais características da bacia, sob o ponto de vista ambiental, são a falta de tratamento de esgotos e a degradação da cobertura vegetal, que potencializam o carreamento de sedimentos para os cursos de água. Desse modo, a fim de se avaliar as interações entre as intervenções antrópicas e os recursos hídricos da bacia do Rio Pomba, realizou-se um estudo com amostragens em quatro campanhas para relacionar a qualidade da água com o tipo de uso e ocupação do solo. Foram realizadas amostragens em nove pontos ao longo da bacia, e a partir dos valores obtidos, foram determinados o Índice de Qualidade da Água (IQA), o Índice de Estado Trófico (IET) e os coeficientes de desoxigenação (K_1) e de reaeração (K_2) nas estações de chuva e de estiagem. Dos trechos avaliados, observou-se que, no período de estiagem, o Rio Pomba se encontrou parcialmente eutrofizado, com valores de IET entre 40 a 69 em alguns pontos ao longo do percurso estudado. Já no período chuvoso, todo o percurso enquadrou-se em estado eutrófico, apresentando IET entre 60 a 87. Tal aumento foi atribuído ao aporte de fósforo na calha do rio, decorrente do maior escoamento

superficial no período chuvoso. Em relação ao IQA, verificou-se que no alto Rio Pomba, os valores deste índice variaram entre 59 e 75 (conceitos de Médio a Bom), tanto no período chuvoso como no de estiagem. Já no médio Rio Pomba, a qualidade da água piorou, passando para Médio a Ruim (69 a 40), devido à presença de centros urbanos mais populosos. Entretanto, foi possível observar que a jusante das cidades de Dona Euzébia e Cataguases, no médio Rio Pomba, o conceito atribuído foi Bom (71 e 72), demonstrando capacidade autodepurativa deste corpo de água (K_2 igual a $0,69\text{ d}^{-1}$). No geral, os valores do IQA, para os diversos trechos avaliados no Rio Pomba, receberam melhores conceitos no período de estiagem que no período chuvoso. Análise das amostras de água coletadas nos pontos avaliados do Rio Pomba indicou uma tendência de hipereutrofização. Os valores obtidos de K_1 estão próximos aos valores típicos para rios de águas limpas, com aporte de matéria orgânica de baixa degradabilidade no meio aquático. Os valores de K_2 encontrados durante o período de estiagem, para os trechos I e II, situaram-se dentro dos limites típicos para rios com velocidade normal, e o trecho III situou-se dentro dos limites típicos para rios vagarosos. Já no período chuvoso, os valores foram maiores que aqueles obtidos no período de estiagem, assumindo valores típicos de corredeiras os trechos I e II, e valores típicos de rios rápidos o trecho III, o que atribui a este corpo de água alta capacidade de depuração de resíduos orgânicos.

ABSTRACT

FARAGE, José Alencar Pinto, M. Sc., Universidade Federal de Viçosa, April 2009. **Influence of the use and of the occupation of the soil in the Rio Pomba water quality and its self-depurative capacity.** Advisor: Antonio Teixeira de Matos. Co-advisors: Alisson Carraro Borges and Demetrius David da Silva.

The River Pomba hydrographic basin is an intensely occupied area which has been suffering constant anthropic interference and this leads to an advanced state of degradation. The main characteristics of the basin are, under the environmental point of view, lack of treated sewage and the degradation of the plant coverage, which potentiate the transport of sediments towards the river flow. Therefore, a study with samples divided into four stages was made in order to relate the water quality to the type of its use and the occupation of the soil. This study enabled the assessment of the interactions between the anthropic interference and the water resources of the River Pomba basin. During the rainy and the dry seasons, the Water Quality Level (IQA), the Trophic State Level (IET), the deoxygenation (K_1) and the reparation coefficients (K_2) were determined by the samples found in nine spots along the river. Among the assessed spots it was possible to observe that during the drought the River Pomba was partially eutrophied with the IET levels between 40 and 69 in some spots along the assessed area. On the other hand, during the rainy season all the spots were eutrophied, presenting IET between 60 and 87. Such an increase was due to the presence of phosphorus in the river, because of the superficial flow in the rainy

season. As for the IQA, it has been registered that in the high parts of the River Pomba, the values ranged from 59 to 75 (Average to Good concepts), both during the rainy season and the drought. In the middle of the river, though, the water quality got worse, Average to Bad (69 to 40) due to the more populated towns. However, it was possible to observe that, in the downstream of the towns Dona Euzébia and Cataguases, in the middle of the river, the concept was Good (71 and 72) showing the water self-depurative capacity (K_2 equals $0,69\text{ d}^{-1}$). In general, the IQA values had better concepts in the drought than during the rainy season in the several assessed spots of the River Pomba. The analysis of the water samples indicated a tendency to hypereutrophication. The K_1 values are close to the typical values for crystal-clear waters with an input of organic material of low degradability in the water. The values of K_2 , which were found during the drought, for the spots I and II, were within the typical limits for rivers with ordinary speed and spot III was within the typical limits for slow rivers. During the rainy season the values were higher than the ones during the drought, being such values typical of the rapids in the spots I and II and typical values of fast rivers in spot III, what gives this body of water a high ability to depurate organic materials.

1. INTRODUÇÃO

Os recursos hídricos, mais especificamente a água doce superficial, têm-se tornado, cada vez mais, foco de preocupação mundial, devido à sua escassez em algumas regiões e, também, à deterioração de sua qualidade.

O Brasil é um país dotado de grande diversidade climática, geomorfológica, e biológica, apresentando uma rede hidrológica que responde por 53% da produção de águas doces do continente sul-americano e 12% do total mundial (REBOUÇAS, 2002). Embora possuidor de grande manancial hídrico, a questão da gestão de recursos hídricos, considerando-se aspectos quantitativos e qualitativos, merece grande destaque no país. Entretanto, segundo a Agência Nacional de Águas, a gestão da qualidade da água no país não tem, historicamente, merecido o mesmo destaque dado à gestão da quantidade de água, quer no aspecto legal, quer nos arranjos institucionais em funcionamento no setor, quer no planejamento e na operacionalização dos sistemas de gestão (ANA, 2005).

Desde o início do século passado, quando os trabalhos pioneiros elegeram as microbacias hidrográficas como unidades experimentais e de planejamento, observou-se um avanço no entendimento do conceito de sustentabilidade de recursos hídricos, com destaque para a adoção de uma visão integrada do ecossistema, com o estudo dos aspectos quantitativos da produção de água, da qualidade da água, da ciclagem de nutrientes e da biota aquática (WHITEHEAD & ROBINSON, 1993).

Em decorrência de sua importância, tanto em relação a seus diversos usos quanto à manutenção de sua qualidade e quantidade, os recursos hídricos são considerados bens comuns, que devem ser geridos de forma integrada, garantindo, desta forma, aproveitamento otimizado com mínimo de conflito (CALIJURI & BUBEL, 2006), o que faz dos recursos hídricos uma questão não só ecológica como também política, econômica e social. A diversificação nos usos múltiplos da água, com a criação de necessidades crescentes pelo recurso, são grandes responsáveis por suas alterações em quantidade e qualidade, intensificando os conflitos por sua aquisição (TUNDISI, 2003).

Por estar sempre tão intimamente ligada a todas as atividades humanas e, ainda, pela falsa aparência de sua abundância, a água doce no Brasil sempre foi usada de forma indiscriminada, com desperdício.

A qualidade da água é resultante de fenômenos naturais e de ações antrópicas, sendo função do uso e ocupação do solo na bacia hidrográfica. A interferência do homem é uma das maiores causas de alteração da qualidade da água, seja ela realizada de forma concentrada, como no caso da geração de efluentes domésticos ou industriais, ou de forma dispersa, como no caso da poluição com defensivos e insumos agrícolas, contribuindo para a incorporação de compostos orgânicos e inorgânicos nos cursos de água, alterando diretamente sua qualidade. Desse modo, a forma de utilização e ocupação do solo reflete diretamente na qualidade das águas de uma bacia hidrográfica.

Ações antrópicas que desconsideram as dinâmicas dos ecossistemas aquáticos proporcionam modificações no ciclo hidrológico, diminuindo a capacidade de infiltração de água no solo, alterando o regime dos rios e superando a capacidade de recarga das reservas de água (TUNDISI, 2003). O desenvolvimento industrial, aliado à migração do homem do campo para os centros urbanos, tem gerado graves problemas para os corpos de água, principalmente os localizados próximos às cidades. Apesar de existir uma legislação específica para o uso da água, o que se observa, devido ao grande crescimento populacional e ao intenso desenvolvimento industrial, agroindustrial, comercial e agrícola, é a degradação dos recursos hídricos pelo lançamento direto

de efluentes industriais, domésticos, agroindustriais, de mineradoras, além do carreamento de fertilizantes e defensivos agrícolas aplicados na agricultura.

As características físicas e químicas de todo corpo de água são determinadas, em grande parte, pelo clima, geomorfologia e condições geoquímicas prevalentes na bacia de drenagem. O intemperismo de rochas é, geralmente, determinante das características químicas das águas, e essas variam com a geologia e com a intensidade das entradas de outras vias, incluindo a precipitação pluvial e a poluição.

A introdução de matéria orgânica nos corpos de água é importante fonte de alimentos para diversos organismos heterotróficos presentes na água. Estes organismos utilizam o oxigênio dissolvido na água para decomposição da matéria orgânica introduzida no meio, ocasionando, assim, depleção de sua concentração. Concomitantemente, pode ocorrer a reintrodução de oxigênio na água a partir de trocas gasosas entre a atmosfera e a superfície livre do curso de água e, também, por meio da liberação deste gás por processos fotossintéticos. Essa recuperação dos níveis de oxigênio, por mecanismos naturais, constitui o fenômeno denominado autodepuração.

A indissociabilidade entre aspectos quantitativos e qualitativos na gestão das águas é um fator extremamente importante. A sazonalidade das vazões, maiores nos períodos chuvosos e menores na estiagem, tem como consequência alterações nas concentrações de poluentes e conseqüentemente, na qualidade dos corpos hídricos.

O uso da água no abastecimento humano, na agricultura, na pecuária, na indústria e agroindústria, na extração mineral e na diluição de efluentes domésticos, industriais e agroindustriais demonstra a grande importância da bacia hidrográfica do Rio Pomba para a região, onde estão inseridos 35 municípios mineiros e 3 municípios fluminenses, abrigando uma população aproximada de 600.000 habitantes. Em vista dos múltiplos usos que essas águas estão sujeitas, faz-se necessário o conhecimento de sua qualidade e quantidade, além da capacidade de autodepuração do curso de água em estudo, de modo que haja uma gestão eficiente e criteriosa dos recursos hídricos disponíveis.

O presente estudo foi realizado com o objetivo de se avaliar as interações entre as atividades antrópicas (uso e ocupação do solo) e os recursos hídricos da bacia hidrográfica do Rio Pomba. Para tanto, foram estabelecidos os seguintes objetivos específicos:

- Obtenção do índice de qualidade da água (IQA) e do índice de estado trófico (IET) em nove pontos na bacia, ao longo do rio principal, em dois períodos distintos (estiagem e chuvoso);
- Avaliação da capacidade de autodepuração do curso de água principal, por meio da obtenção dos coeficientes de desoxigenação (K_1) e de reaeração (K_2) nos períodos de estiagem e chuvoso.

2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

Desde as primeiras civilizações, também denominadas de “civilizações hidráulicas”, o fator água é vinculado não só à sobrevivência, mas também ao desenvolvimento socioeconômico das populações que, a partir da necessidade de controle hidráulico, desenvolveram novas técnicas em relação ao domínio dos recursos naturais, tanto em caso de escassez como no caso de controle da área ocupada pela água (KAHTOUNI, 2004).

Essencial à vida, a água é substância necessário para quase todas as atividades humanas, constituindo componente fundamental da paisagem e do meio ambiente sendo, por isso, um recurso de valor inestimável (SETTI et al., 2001), prestando-se para múltiplos usos: abastecimento doméstico, industrial, irrigação, navegação, recreação, geração de energia elétrica, aquicultura, piscicultura, pesca e até para diluição, assimilação e condução de esgotos.

Em países da América Latina e Caribe, com população estimada em 519 milhões de habitantes e crescente urbanização, já que mais de 75% dos habitantes concentram-se em centros urbanos, há crescente demanda por água e energia, o que obriga o poder público a agir, construindo reservatórios para maior armazenamento de água e, com isso, atender as necessidades de abastecimento público (SALAS & MARTINHO, 2001).

A natureza e as concentrações dos compostos presentes nas águas variam, principalmente, em função da constituição do solo de onde são originárias,

das condições climáticas e do grau de poluição que lhes é conferido pelos despejos domésticos e industriais (SILVA & PRUSKI, 2000).

Os ecossistemas aquáticos acabam, de uma forma ou de outra, servindo como reservatórios temporários ou finais de uma grande variedade e quantidade de poluentes lançados no ar, no solo ou diretamente nos corpos de água. Desta forma, a poluição do ambiente aquático, provocada pelo homem, de uma forma direta ou indireta, por meio da introdução de substâncias inorgânicas ou orgânicas, produz efeitos deletérios, tais como: I) prejuízo aos seres vivos; II) perigo à saúde humana; III) efeitos negativos às atividades aquáticas (pesca, lazer, etc.); e IV) prejuízo à qualidade da água, no que diz respeito ao uso na agricultura, indústria e outras atividades econômicas (MEYBECK & HELMER, 1992).

A qualidade da água é reflexo do efeito combinado de muitos processos que ocorrem ao longo do curso de água (PETERS & MEYBECK, 2000). De acordo com LIMA (2001), a qualidade da água não se traduz apenas pelas suas características físicas e químicas, mas pela qualidade de todo o funcionamento do ecossistema.

As leis estaduais de recursos hídricos, editadas a partir do início da década de 1990 e, posteriormente, a Política Nacional de Recursos Hídricos (PNRH), instituída pela Lei 9.433/97, ao incorporarem o princípio do aproveitamento múltiplo e integrado dos recursos hídricos, afirmaram a opção brasileira por um modelo de gestão de águas que contemplasse, simultaneamente, aspectos quantitativos e qualitativos (LIBÂNIO et al., 2005).

No Brasil, a maioria das regiões possui disponibilidade hídrica em quantidades suficientes para as atividades industriais, irrigação e para o abastecimento doméstico. Entretanto, a ausência de saneamento e o lançamento de efluentes domésticos e industriais, sem qualquer tratamento, na maioria dos corpos de água, resultam em extensa degradação da qualidade destas águas, definindo um quadro paradoxal de escassez.

2.1. Índice de Qualidade da água - IQA

Considerado um recurso renovável, decorrente do ciclo hidrológico, a água é finita e pode se esgotar em situações de alta taxa de exploração e degradação, pois, além das causas naturais, as intervenções antrópicas também promovem alterações neste ciclo, de forma mais intensa, em função das necessidades da crescente população urbana, das indústrias e, principalmente, da agricultura. Além disso, a própria capacidade de suporte do corpo de água, isto é, sua capacidade de autodepuração, após receber efluentes domésticos e ou industriais, pode ser comprometida ao ponto de piorar a qualidade de suas águas. Tal situação varia conforme a vazão do rio e a quantidade de efluentes por ele recebido. Nos últimos anos, com o crescente desenvolvimento econômico e a diversificação da sociedade, não só os recursos hídricos superficiais, como também os subterrâneos vêm tendo seu consumo aumentado, tendo como consequência o comprometimento de sua quantidade e qualidade.

O monitoramento de variáveis de qualidade da água em microbacias hidrográficas constitui ferramenta básica para avaliar alterações ambientais causadas pela ação humana ou do próprio ambiente. Isto porque a maior parte das ações desenvolvidas no ambiente acabam se refletindo na qualidade dos cursos de água. Como estas ações são de natureza distinta, nem sempre é possível isolar a influência destes fatores daqueles diretamente relacionados com a atividade agrícola, por exemplo.

As fontes difusas de poluição, especialmente a agricultura, têm sido objeto de atenção em muitos países, devido à dificuldade de se estabelecerem procedimentos de avaliação de impactos ambientais e de se adotarem padrões aceitáveis, como outrora ocorreu com as fontes pontuais. Torna-se importante ressaltar que cada bacia ou microbacia hidrográfica possui características próprias, o que torna difícil estabelecer uma única variável como indicadora padrão para qualquer sistema hídrico. Neste sentido, é importante o desenvolvimento de trabalhos de campo para a obtenção de indicadores de

qualidade da água que reflitam as intervenções humanas, como o uso agrícola, urbano e industrial (TOLEDO et al., 2002).

Os índices de qualidade da água refletem o nível de salubridade da água, estando baseados em algumas variáveis pré-determinadas. Em alguns casos, estes índices refletem o comportamento do ecossistema e, em outros, indicam a condição do ambiente aquático. O objetivo principal destes índices é dar indicativos do potencial de disfunções do ecossistema e permitir melhor compreensão das fontes de contaminação e das decisões de manejo mais eficazes (ONGLEY, 2001).

Na busca de indicadores de qualidade da água, vários deles têm sido propostos, sendo mais empregado o Índice de Qualidade de Água (IQA), desenvolvido pela *National Sanitation Foundation* – NSF dos Estados Unidos e usado em países como EUA, Brasil e Inglaterra (OLIVEIRA, 1993; OREA, 1998). De acordo com DERÍSIO (1992), em 1970, Brown, McClelland, Deininger e Tozer apresentaram um índice de qualidade de água que combinou as opiniões de 142 especialistas, resultando na indicação das variáveis de qualidade de água que deveriam entrar no cálculo, o peso relativo das mesmas e a condição em que se apresentava cada uma delas, de acordo com uma escala de valores. Inicialmente, foram selecionadas 35 variáveis indicadoras de qualidade da água e destas, nove foram usadas para compor o IQA-NS ou IQA. Para cada variável foram estabelecidas curvas de variação da qualidade da água, de acordo com o estado ou condições de cada variável.

A estrutura proposta originalmente resultava de uma combinação linear com pesos dos subíndices (BROWN et al., 1970). Posteriormente, LANDWEHR e DEININGER (1974), propuseram uma forma multiplicativa, para evitar eventuais problemas de resultados mascarados, que ocorriam quando um subíndice apresentava valores muito baixos de qualidade de água. O índice multiplicativo é um modelo não linear, conceitualmente simples, sendo função do produto de todos os níveis de qualidade das variáveis individuais. Porém, quando qualquer uma das variáveis tende a zero, o IQA, acompanha esta tendência.

$$IQA = \prod_{i=1}^n q_i^{w_i} \quad (1)$$

em que,

IQA – índice de qualidade da água, um número de 0 a 100;

q_i – qualidade da i -ésima variável, um número entre 0 e 100;

w_i – peso correspondente à i -ésima variável, um número entre 0 e 1.

Embora o IQA seja indicativo da qualidade da água para os diferentes usos a que se propõe, as variáveis escolhidas para sua composição foram as que proporcionavam, como determinante principal, indicativos de qualidade para abastecimento público (MATOS, 2004). No cálculo do IQA, as nove variáveis consideradas são: percentagem de saturação de oxigênio dissolvido; demanda bioquímica de oxigênio (DBO); coliformes termotolerantes; variação na temperatura; pH; nitratos; fosfatos; sólidos totais e turbidez da água.

A utilização de uma escala espectral colorida para ilustrar a qualidade da água de um determinado trecho do curso de água foi instituída para facilitar a rápida interpretação das condições ambientais de grandes bacias e facilitar a compreensão do público. À condição de maior precariedade na qualidade foi atribuída à cor vermelha, a cor amarela corresponde à qualidade média e a cor azul à melhor qualidade. A classificação do corpo de água é realizada a partir do valor obtido para o IQA, utilizando-se a escala apresentada no Quadro 1.

Quadro 1. Classificação da qualidade da água, conforme o valor obtido para o IQA

Nível de Qualidade	Faixa	Cores
Excelente	$90 < \text{IQA} \leq 100$	Azul
Bom	$70 < \text{IQA} \leq 90$	Verde
Médio	$50 < \text{IQA} \leq 70$	Amarelo
Ruim	$25 < \text{IQA} \leq 50$	Laranja
Muito Ruim	$00 < \text{IQA} \leq 25$	Vermelho

Fonte: IGAM (2005)

2.2. Índice de Estado Trófico – IET

Quando a disponibilidade e, principalmente, a qualidade da água encontram-se comprometidas, esta pode causar transtornos ao bem-estar da população e, inclusive, contribuir para o surgimento de doenças, cujos agentes são veiculados pela água. A flora e a fauna, uma vez dependentes da carga poluidora, também podem ser afetadas.

O carreamento de parte dos fertilizantes utilizados em culturas agrícolas e a grande carga de efluentes residenciais e industriais têm levado corpos hídricos a uma condição de desequilíbrio, em termos de disponibilidade de nutrientes. Nutrientes, quando em concentrações acima do normal nos meios aquáticos, podem provocar mudanças nas suas características que podem afetar os diversos usos da água, que vão desde a preservação das vidas aquáticas até o consumo humano. Este fenômeno é conhecido como eutrofização antrópica.

A eutrofização é caracterizada pelo aumento na concentração de nutrientes, especialmente fósforo e nitrogênio, nos ecossistemas aquáticos, que têm como consequência o aumento de suas produtividades, acarretando problemas como estímulo ao crescimento excessivo de algas, aumento da taxa de decomposição

da matéria orgânica com a redução do oxigênio dissolvido, e, conseqüentemente, a deterioração da qualidade da água (ESTEVES, 1988; CAVENAGHI, 2003).

Em rios, a eutrofização é menos freqüente devido às altas velocidades e à elevada turbidez, que formam condições desfavoráveis ao crescimento de plantas aquáticas.

Além de prejuízos ao balanço de oxigênio, a eutrofização causa uma série de inconvenientes, tais como geração de maus odores, proliferação de mosquitos e insetos, cujas larvas encontram condições favoráveis de desenvolvimento nas folhas das plantas aquáticas, mortandade de peixes, solubilização de compostos diversos na região do fundo do corpo de água (em decorrência das condições de acidez, proporcionadas pela anaerobiose), prejuízos à navegação e recreação, entre outros. Entretanto, o problema mais grave associado à eutrofização é o causado pelas algas em águas de abastecimento. Algumas algas (cianobactérias) que se desenvolvem em lagos e represas eutrofizadas, liberam substâncias tóxicas, tanto ao homem quanto aos animais, quando submetidas a condições de estresse celular, outras podem conferir apenas sabor e odor repugnantes à água.

Na publicação da Organização Mundial de Saúde sobre cianobactérias (CHORUS & BARTRAM, 1999) são relatados diversos episódios, em diferentes continentes, em que florações desses organismos trouxeram prejuízos à saúde humana, quer por uso da água para abastecimento, quer por inalação em exposição direta em atividades como natação. Há também casos relatados de morte de animais que ingeriram água com florações de cianobactérias (LAMPARELLI, 2004).

As algas interferem ainda, negativamente, nas diversas etapas do tratamento da água, seja por causarem prejuízos à floculação (pela modificação do pH), à decantação (pela excreção de compostos oleosos, que dificultam a sedimentação) e à filtração (entupimento de filtros), seja aderindo às paredes de reservatório ou incrustando-se em redes de distribuição (von SPERLING, 1996).

Uma das principais razões para a ocorrência de alterações na qualidade das águas no Brasil é, certamente, o fato de que, apesar de 139,3 milhões de pessoas serem atendidas em termos de abastecimento público (93,1%), apenas

69,4 milhões se beneficiam de coleta de esgoto (48,3%) (SNIS, 2006). Do esgoto que é coletado, apenas 32,2% recebem tratamento, sendo na maioria apenas tratamento primário e, portanto, sem remoção de nutrientes que provocam, dentre outros problemas, a eutrofização das águas.

O fósforo, como componente essencial da eutrofização das águas, participa de processos fundamentais do metabolismo dos seres vivos, como o armazenamento de energia e estruturação da membrana celular (ESTEVES, 1998). Sua origem no meio aquático pode ser decorrente de processos naturais, com a dissolução de rochas ricas neste elemento, erosão do solo, decomposição de material orgânico, ou por ação antropogênica, que pode ser o lançamento de esgoto doméstico de cidades, efluentes de criatórios de animais, detergentes, fertilizantes e pesticidas (MATOS, 2004).

Diferentemente do processo natural de eutrofização, cuja escala é geológica, no qual os ambientes tendem a passar de uma condição oligotrófica para a mesotrófica, e finalmente, para a eutrófica, resultando no seu assoreamento e desaparecimento, o fenômeno de aceleração antrópica do processo de eutrofização pode ser observado em uma escala de tempo mais curta, como em décadas, sendo mundialmente conhecido. Ele está, na maioria das vezes, associado ao aumento na contribuição de esgotos para os corpos de água. Em países em desenvolvimento, nas últimas décadas, a degradação dos corpos hídricos, decorrente sobretudo do crescimento demográfico e da urbanização, sem o devido saneamento básico, foi particularmente importante (ROCHA et al., 1997).

Determinar o estado trófico é uma ação fundamental para obtenção de informações sobre um curso de água, pois o seu conhecimento permite descrever as relações bióticas e abióticas desse ecossistema. A avaliação do estado trófico da qualidade da água é muito importante para o manejo sustentável dos recursos hídricos.

Os índices de estado trófico (IET) foram desenvolvidos com o intuito de possibilitar a classificação das águas de corpos hídricos, facilitando, assim, a

informação, aos agentes de tomada de decisões e ao público, relativas ao estado ou à natureza na qual se encontram tais sistemas (OLIVEIRA et al., 2007).

O conceito de estado trófico envolve aspectos de carga e transporte de nutrientes, produtividade, quantidade e qualidade da biota. Baseado nesse conceito, foram estabelecidos índices multiparamétricos, os quais apresentaram limitada utilização, em decorrência do grande número de variáveis envolvidas para seu cálculo. Procurou-se, então, o desenvolvimento de outros índices que fossem baseados em menor número de variáveis, gerando-se um problema: a definição das variáveis a serem escolhidas.

CARLSON (1977) propôs um índice de estado trófico (IET) baseado em equações que utilizam variáveis limnológicas. Esse índice é amplamente utilizado em monitoramento de qualidade da água, principalmente pela facilidade de aplicação e obtenção das variáveis de entrada no modelo.

TOLEDO Jr. (1983 e 1984) propôs modificações do índice de estado trófico de CARLSON (1977), utilizando dados de reservatórios do Estado de São Paulo. Deste trabalho, resultou uma nova classificação de trofia, baseada nas concentrações de clorofila *a*, fósforo total e transparência do reservatório de Barra Bonita, localizado no Médio Tietê, SP. Sendo ainda, avaliada em outros reservatórios do Estado de São Paulo (Guarapiranga, Ponte Nova, Paiva Castro e Americana) (TOLEDO Jr. 1990), concluindo-se que as versões modificadas do índice avaliado eram mais apropriadas para a determinação do estado trófico da água do que as formas originais, sendo estas, adotadas pela CETESB - Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental.

O IET adotado é o introduzido por CARLSON (1977), modificado por TOLEDO Jr. (1983), que tem como base informações relativas à biomassa fitoplanctônica presente em um determinado corpo de água, adotando as três variáveis: fósforo total, clorofila *a* e transparência (disco de Secchi), representados pelas Equações 2, 3, 4, respectivamente, estimando-se, independentemente, a biomassa algal, para condições tropicais.

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

em que:

IET (PT) – índice de estado trófico para fósforo;

PT – concentração de fósforo total, medida à superfície da água ($\mu\text{g L}^{-1}$);

$$IET (Cla) = 10 \{6 - [2,04 - 0,695 \ln Cla / \ln 2]\} \quad (3)$$

em que:

IET (Cla) – índice de estado trófico para clorofila *a*;

Cla – concentração de clorofila *a*, medida à superfície da água ($\mu\text{g L}^{-1}$).

$$IET (S) = 10 \{6 - [0,64 + \ln S / \ln 2]\} \quad (4)$$

em que:

IET (S) – índice de estado trófico para transparência;

S – transparência, medida por meio do disco de Secchi (m).

O índice de estado trófico de CARLSON (1977) é dinâmico, isto é, um corpo hídrico pode ter sua classificação mudada ao longo do tempo, tanto para classes de maior trofia, como para as de menor trofia. No Quadro 2 estão apresentadas a classificação trófica e a faixa de variação do IET proposta por TOLEDO Jr. (1990), a qual está baseada na concentração de fósforo, de clorofila “a” e transparência da água, obtida pelas Equações 2, 3 e 4 respectivamente.

Quadro 2. Classificação do IET proposto por TOLEDO Jr. (1990)

Critério	Fósforo total ($\mu\text{g L}^{-1}$)	Clorofila "a" ($\mu\text{g L}^{-1}$)	Transparência (m)	Estado trófico
IET $\leq$ 24	$\leq$ 6	$\leq$ 0,51	$\geq$ 7,8	Ultraoligotrófico
24 < IET $\leq$ 44	7,0-26,0	0,52-3,81	7,7-2,0	Oligotrófico
44 < IET < 54	27,0-52,0	3,82-10,34	1,9-1,0	Mesotrófico
54 < IET < 74	53,0-211,0	10,35-76,06	0,9-0,3	Eutrófico
IET > 74	> 211,0	> 76,06	< 0,3	Hipereutrófico

2.3. Autodepuração de cursos de água

A introdução de matéria orgânica em um corpo hídrico resulta no consumo de oxigênio dissolvido. Isto se deve ao processo de estabilização da matéria orgânica, realizado pelas bactérias decompositoras aeróbias, que utilizam o oxigênio comoceptor final de elétrons na sua respiração.

Segundo SANTOS (2001), a matéria poluidora que atinge um corpo aquático sofre um processo natural de neutralização que inclui, principalmente, a diluição, sedimentação e estabilização química. Este processo é denominado autodepuração. Para MONTEIRO (1975) e ALMEIDA (2006), cada corpo receptor possui um limite de lançamento de matéria orgânica biodegradável, sendo importante a avaliação de sua capacidade de autodepuração.

Do mesmo modo que há o consumo de oxigênio do meio líquido, existe também a recuperação do nível desse gás, que pode ser resultante de uma oxigenação, proporcionada pela aeração, superior ao consumo de oxigênio no meio. Segundo von SPERLING (1996), o fenômeno da autodepuração está vinculado ao restabelecimento do equilíbrio no meio aquático, por mecanismos essencialmente naturais, após as alterações induzidas pelos despejos afluentes.

Neste processo, os compostos orgânicos são convertidos em compostos inertes e não prejudiciais, do ponto de vista ecológico.

Diversas são as variáveis que podem ser utilizadas na avaliação do processo de autodepuração, entretanto a avaliação da concentração de oxigênio dissolvido é a mais importante, já que é básica para a definição da condição de um curso de água e a avaliação se o mesmo se encontra dentro ou fora dos limites para classe de seu enquadramento (SANTOS, 2001).

2.3.1. Desoxigenação

Ecologicamente, a maior perda de qualidade das águas de um corpo de água é decorrente do decréscimo nos níveis de oxigênio dissolvido, promovido pelo processo respiratório dos microrganismos decompositores, responsáveis pela degradação da matéria orgânica presente no meio.

A solubilidade do oxigênio atmosférico varia de 14,6 mg L⁻¹, sob temperatura de 0 °C, a até 7 mg L⁻¹, sob 35 °C, em água doce e pressão de 1 atm. Os maiores problemas ambientais ocorrem quando o meio líquido encontra-se sob maiores temperaturas, já que as taxas de oxidação biológica e a pressão de vapor do gás O₂ aumentam com a temperatura. Esta baixa solubilidade do oxigênio é um fator que impõe limites inferiores à capacidade de depuração de águas naturais.

De acordo com von SPERLING (2007), as principais fontes de oxigênio para a massa líquida são a reaeração atmosférica, a fotossíntese e a contribuição de tributários mais oxigenados. Já o consumo resume-se, basicamente, aos vários tipos de oxidação da matéria orgânica suspensa (tanto a carbonácea como a nitrogenada) e sedimentada (camada de sedimentos que é responsável pela demanda bentônica de oxigênio) e o uso do oxigênio na respiração, principalmente dos vegetais (algas), quando em ausência de luz.

Segundo MATOS (2004), a quantidade de oxigênio necessária para que microrganismos aeróbios mineralizem o material orgânico carbonáceo presente

em uma amostra de água é estequiometricamente equivalente à quantidade de carbono orgânico biodegradável presente na mesma.

O consumo de oxigênio para conversão do íon amônio em nitrito e este, por sua vez, em nitrato, por meio do processo da nitrificação, é referido como demanda nitrogenada ou demanda de segundo estágio.

O consumo de oxigênio dissolvido em uma amostra de água pode ser medido utilizando-se o teste da demanda bioquímica de oxigênio, sendo basicamente governado pelo coeficiente de desoxigenação, K_1 , que varia de acordo com a composição e a concentração de material orgânico na água. A cinética de reação da matéria orgânica remanescente se processa segundo uma reação de primeira ordem, podendo-se estimar o consumo de oxigênio para estabilização da mesma, utilizando-se a Equação 5.

$$dL / dt = - K_1 L \quad (5)$$

em que:

L – concentração de DBO remanescente (mg L^{-1});

K_1 – coeficiente de desoxigenação (base e) (d^{-1});

t – tempo (d).

Na Equação 5, verifica-se haver direta proporcionalidade entre a taxa de oxidação do material orgânico (dL / dt) e a matéria orgânica remanescente (L), em um tempo t qualquer. Integrando-se a Equação 5 entre os limites de $L = L_0$ e $L = L_t$, e $t = 0$ e $t = t$, obtém-se a Equação 6.

$$L = L_0 e^{-K_1 \cdot t} \quad (6)$$

em que:

L_0 – concentração de DBO remanescente em $t = 0$ (mg L^{-1}).

Normalmente, trabalha-se com valores de DBO exercida, isto é, o oxigênio consumido na estabilização da matéria orgânica carbonácea até determinado tempo. A DBO a ser oxidada, ou DBO última, equivale à DBO remanescente no tempo zero ($t = 0$), logo, ela é o somatório da DBO remanescente (L) e da DBO exercida (y), segundo a Equação 7.

$$y = L_0 - L \quad (7)$$

em que:

y – concentração de DBO exercida em um tempo t (mg L^{-1})

Substituindo a Equação 6 na Equação 7, obtém-se a Equação 8.

$$y = L_0 - L_0 e^{-K_1 \cdot t}$$

Simplificando: (8)

$$y = L_0 (1 - e^{-K_1 \cdot t})$$

O coeficiente de desoxigenação depende do tipo da matéria orgânica e do grau de tratamento, além da temperatura e da presença de substâncias inibidoras (von SPERLING, 1996) e valores típicos, para diversas águas e efluentes, estão apresentados no Quadro 3.

Quadro 3. Valores típicos do coeficiente de desoxigenação (K_1) (base “e”, 20°C)

Origem	K_1 (d ⁻¹)
Água residuária concentrada	0,35 – 0,45
Água residuária de baixa concentração	0,30 – 0,40
Efluente primário	0,30 – 0,40
Efluente secundário	0,12 – 0,24
Rios com águas limpas	0,09 – 0,21
Águas para abastecimento público	< 0,12

Fonte: von Sperling (1996) adaptado por Fair et al. (1973) e Arceivala (1981).

O coeficiente de desoxigenação K_1 é diretamente proporcional à temperatura, isto é, com a elevação da temperatura há aumento no valor de K_1 , porém não há alteração no valor da demanda última de oxigênio. A relação empírica entre a temperatura e a taxa de desoxigenação pode ser expressa, conforme a Equação 9.

$$K_{1(T)} = K_{1(20)} \theta^{(T-20)} \quad (9)$$

em que:

K_{1T} – coeficiente de desoxigenação a uma temperatura T qualquer (d⁻¹);

$K_{1(20)}$ – coeficiente de desoxigenação a 20°C (d⁻¹);

T – temperatura do líquido (°C);

θ – coeficiente de temperatura (adimensional).

O valor normalmente empregado para θ é 1,047 (von SPERLING, 1996).

2.3.2.Oxigenação

Do mesmo modo que há o consumo de oxigênio do meio líquido, existe também a recuperação do nível de oxigênio, fenômeno que é governado, basicamente, pelo coeficiente de reaeração K_2 do curso de água.

Um suprimento suficiente de oxigênio dissolvido é vital para a manutenção de ecossistemas aquáticos, sendo consideradas importantes fontes de oxigênio em cursos de água: processo natural de reaeração, oxigênio derivado da fotossíntese e introdução de oxigênio por outras fontes, tais como tributários (COX, 2003).

O processo natural de reaeração de corpos de água receptores de despejos de esgotos envolve a transferência de massa superficial, por meio da qual a demanda por oxigênio, resultante da ação bacteriana sobre a matéria orgânica biodegradável, pode ser suprida ou não, dependendo da intensidade com que o fenômeno da transferência de oxigênio ocorre na superfície do corpo receptor (SZÉLIGA & ROMA, 2003).

Segundo GIANANTE (2000), as fontes de oxigênio são a atmosfera e as algas. Quanto à primeira fonte, há transferência de oxigênio atmosférico, que é abundante, para a água, de forma que esta o tem na quantidade máxima, quando não poluída. A concentração máxima de OD na água é função da temperatura e pressão atmosférica local. As algas constituem a segunda fonte de OD, em função da reação de fotossíntese.

A reaeração atmosférica é, freqüentemente, o principal fator responsável pela introdução de oxigênio no meio líquido. A transferência de gases é um fenômeno físico, por meio do qual há troca de moléculas de gases entre o líquido e o gás, pela sua interface. Este intercâmbio resulta num aumento da concentração do gás na fase líquida, caso esta fase não esteja saturada com gás (von SPERLING, 1996).

Os principais fenômenos responsáveis pelo balanço de oxigênio dissolvido em um curso de água encontram-se apresentados na Figura 1.

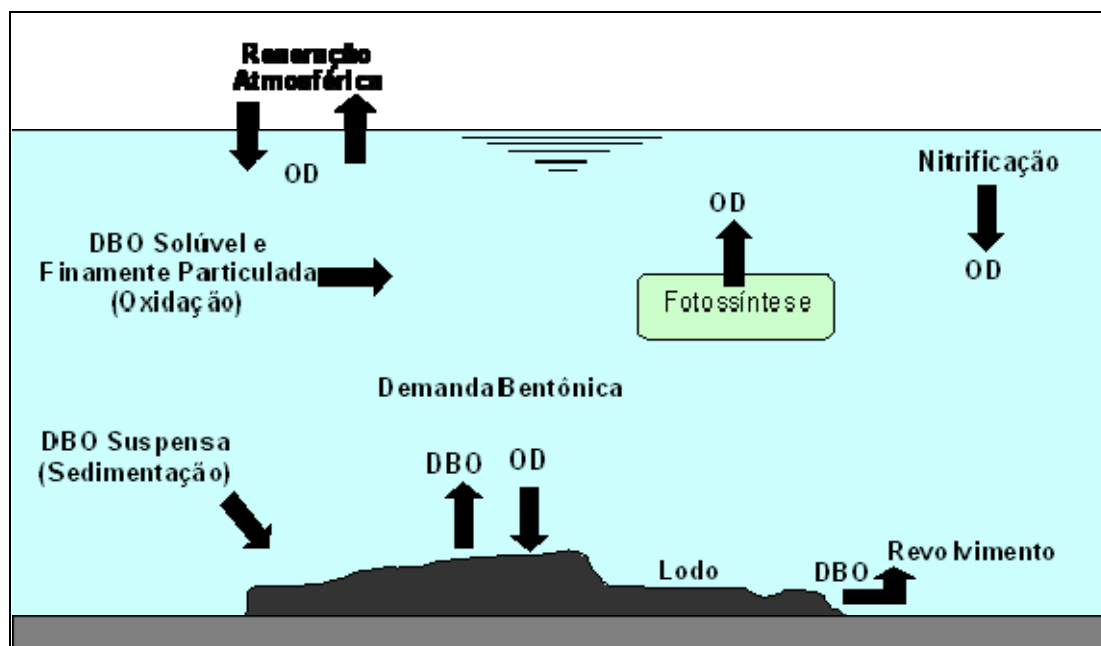


Figura 1 – Mecanismos relacionados ao balanço do oxigênio dissolvido (Santos, 2001)

A cinética de reaeração, da mesma forma que a desoxigenação, também, pode ser expressa por uma reação de primeira ordem, conforme a Equação 10.

$$dD / dt = - K_2 D \quad (10)$$

em que:

D – déficit de oxigênio dissolvido, isto é, diferença entre a concentração de saturação e a concentração existente em um tempo t (mg L^{-1});

K_2 – coeficiente de reaeração (base e) (d^{-1});

t – tempo (d).

Pode-se observar na Equação 10, que a taxa de absorção de oxigênio é diretamente proporcional ao déficit existente. Integrando-se a Equação 10 entre os limites de $D = D_0$ e $D = D_t$, e $t = 0$ e $t = t$, obtém-se a Equação 11.

$$D = D_0 e^{-K_2 \cdot t} \quad (11)$$

em que:

D_0 – déficit inicial de oxigênio (mg L^{-1});

A capacidade de reaeração, isto é, o valor de K_2 , é função das características geométricas e hidráulicas do corpo de água. Existem diversas equações empíricas, baseadas em características hidráulicas particulares a cada curso de água, a fim de estimar o valor de K_2 , porém, segundo COX (2003), nenhum dos modelos do processo de absorção de oxigênio em fluxo de canais abertos foi suficientemente desenvolvido para, sozinho, prever o coeficiente de reaeração com acurácia, utilizando-se apenas variáveis hidráulicas médias.

Valores típicos do coeficiente de reaeração K_2 para corpos de água superficiais estão apresentados no Quadro 4.

A correção do valor do coeficiente de reaeração K_2 em função da temperatura é obtida pela Equação 12.

$$K_{2(T)} = K_{2(20)} \theta^{(T - 20)} \quad (12)$$

em que:

$K_{2(T)}$ – coeficiente de reaeração a uma temperatura T qualquer (d^{-1});

$K_{2(20)}$ – coeficiente de reaeração a uma temperatura de 20°C (d^{-1});

T – temperatura do líquido ($^\circ\text{C}$);

θ – coeficiente de temperatura (adimensional).

O valor normalmente empregado para θ é 1,024 (von SPERLING, 1996).

Quadro 4. Valores típicos do coeficiente de reaeração (K_2) (base “e”, 20°C)

Tipo de corpo de água	Profundo	Raso
	(d ⁻¹)	(d ⁻¹)
Pequenas lagoas	0,12	0,23
Rios vagarosos, grandes lagos	0,23	0,37
Grandes rios com baixa velocidade	0,37	0,46
Grandes rios com velocidade normal	0,46	0,69
Rios rápidos	0,69	1,15
Corredeiras e quedas de água	>1,15	>1,61

Fonte: Fair et al. (1973) e Arceivala (1981).

Em situações relativamente simples, considerando-se apenas a desoxigenação e a reaeração atmosférica no balanço do oxigênio dissolvido, a taxa de variação de déficit de oxigênio com o tempo pode ser expressa pela equação diferencial representada pela Equação 13.

$$dD / dt = K_1 L - K_2 D \quad (13)$$

Integrando a Equação 13, obtém-se a expressão que representa a variação do déficit de oxigênio dissolvido em função do tempo, expressa pela Equação 14.

$$D_t = [(K_1 L_0) / (K_2 - K_1)] (e^{-K_1 t} - e^{-K_2 t}) + D_0 e^{-K_2 t} \quad (14)$$

em que:

D_t – déficit de oxigênio em determinado tempo t (mg L⁻¹).

A concentração de oxigênio dissolvido em um corpo de água, em determinado tempo (t), é igual à diferença entre a concentração de saturação de oxigênio e o déficit de oxigênio no tempo (t). O perfil de oxigênio dissolvido em função do tempo está descrito pela Equação 15.

$$C_t = C_s - \{[(K_1 L_0) / (K_2 - K_1)] (e^{-K_1 t} - e^{-K_2 t}) + (C_s - C_0) e^{-K_2 t}\} \quad (15)$$

em que:

- C_t – concentração de oxigênio dissolvido em um tempo t (mg L^{-1});
- C_s – concentração de saturação de oxigênio (mg L^{-1});
- L_0 – demanda última de oxigênio, logo após a mistura (mg L^{-1});
- C_0 – concentração inicial de oxigênio, logo após a mistura (mg L^{-1}).

3. MATERIAL E MÉTODOS

3.1. Caracterização da área em estudo

A bacia hidrográfica objeto deste estudo é a do Rio Pomba, afluente da margem esquerda do Rio Paraíba do Sul (Figura 2) e que apresenta área de drenagem de 8.616 km², distribuída pelos Estados de Minas Gerais e Rio de Janeiro. Esta bacia apresenta uso e ocupação do solo relativamente uniformes, abrangendo 35 municípios mineiros e 3 municípios fluminenses, onde vive uma população de, aproximadamente, 600 mil habitantes (CEIVAP, 2008).

O Rio Pomba nasce nas proximidades de Barbacena-MG, na Serra do Sapateiro (ramificação da Serra da Mantiqueira), em um trecho localmente denominado Serra da Conceição, a 1.100 m de altitude, percorrendo cerca de 290 km no sentido sudeste, até finalmente desaguar no Rio Paraíba do Sul, em altitude de 60 m (SANTIAGO, 1991).

O trecho em estudo possui, aproximadamente, 135 km de extensão, abrangendo as cidades de Santa Bárbara do Tugúrio, Mercês, Rio Pomba, Guarani, Astolfo Dutra, Dona Euzébia e Cataguases. Ao longo deste percurso, recebe vários tributários, sendo os mais importantes, na margem direita, o Rio Lontra, Rio Formoso e o Rio Novo e, na margem esquerda, o Rio Paciência, Rio São Manoel, Rio Paraopeba, Rio Xopotó e o Córrego Meia Pataca.

A área em estudo apresenta topografia acidentada, com vales estreitos e úmidos, e o relevo varia de fortemente ondulado a montanhoso (MARISCAL-FLORES, 1993). O clima regional é tropical, mesotérmico, caracterizado por verões chuvosos e brandos. A temperatura média anual é de 20,9 °C e o índice pluviométrico médio anual é de 1.237 mm. O período mais frio corresponde aos meses de maio a agosto, sendo os dois últimos meses deste período considerados como os mais secos do ano.

A principal característica dessa bacia, em relação ao saneamento ambiental, é a falta de tratamento de esgoto sanitário, resultando, quase sempre, no lançamento “in natura” dos efluentes diretamente nos cursos de água. Outra característica relevante é a degradação da cobertura vegetal, implicando em carreamento de sedimentos para as calhas dos cursos de água.

Torna-se importante ressaltar o grau de desmatamento na bacia do Rio Pomba, apresentando na maior parte das sub-bacias, situadas na sua cabeceira, áreas desprovidas de matas e com inexpressiva extensão de vegetação secundária. Entre os impactos negativos desse cenário de sub-bacias desprotegidas está a erosão do solo, além da acentuada diminuição na quantidade de água nos mananciais. A diminuição na vazão de cursos de água já se tornou crítica em algumas regiões, como na sub-bacia do Ribeirão Ubá, que abastece, precariamente, a cidade de Ubá, na qual tem ocorrido constante e rápido crescimento populacional, bem como em várias regiões rurais, onde a atividade agrícola fica limitada pela escassez de água (CEIVAP, 2008).

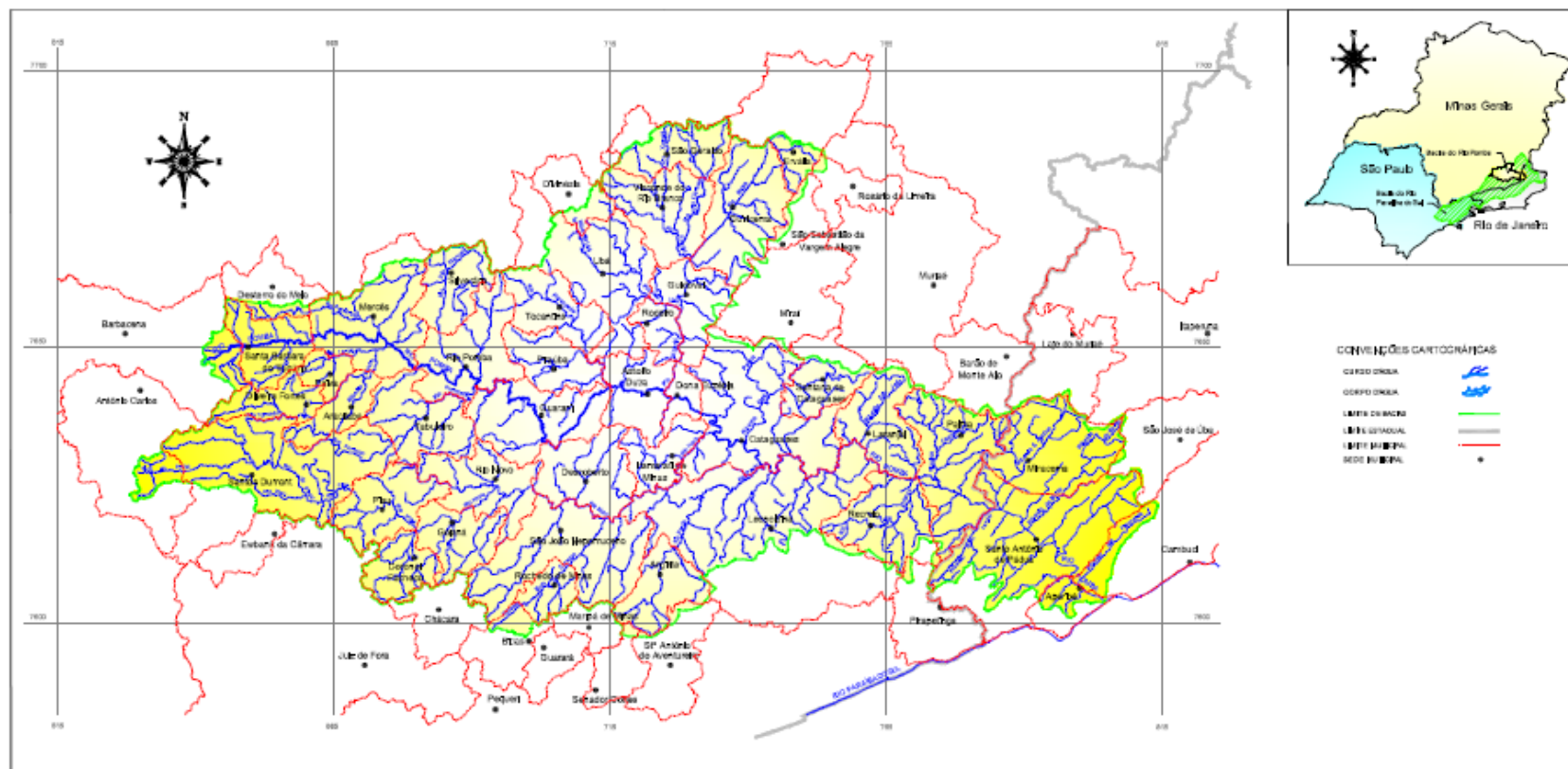


Figura 2 – Bacia hidrográfica do Rio Pomba

3.2. Uso e ocupação do solo

A fim de avaliar o tipo de uso e ocupação do solo na bacia hidrográfica do Rio Pomba, foi realizado um levantamento aerofotográfico, cujos planos tinham os eixos de voo o mais próximo possível da calha do Rio Pomba. A área levantada foi de 245,19 km², representando 2,85% da área total da bacia, dividida em 8 trechos ao longo do perímetro estudado, identificados no Quadro 5 e apresentados na Figura 3.

Segundo o Comitê de Integração das Águas da Bacia Hidrográfica do Rio Paraíba do Sul (CEIVAP), baseado no Caderno de Ações “Bacia do Rio Pomba” (CEIVAP, 2008), esta bacia apresenta o uso e ocupação do solo relativamente uniforme, portanto, a área aerofotografada foi base amostral da área total da bacia hidrográfica em estudo.

Quadro 5. Delimitação dos trechos estudados, de acordo com seus pontos limites

Pontos limites	Trecho
1 - 2	A jusante da cidade de Santa Bárbara do Tugúrio até à região de nascente
2 - 3	A montante do Rio Paciência até a jusante da cidade de Santa Bárbara do Tugúrio
3 - 5	A montante do Rio Lontra até a jusante do Rio Paciência
5 - 7	A montante do Rio São Manoel até a jusante do Rio Lontra
7 - 9	A montante do Rio Xopotó até a jusante do Rio São Manoel
9 - 11	A montante do Rio Novo até a jusante do Rio Xopotó
11 - 13	A montante do Córrego Meia Pataca até a jusante do Rio Novo
13 - 15	A jusante da cidade de Cataguases até a jusante do Córrego Meia Pataca

Bacia Hidrográfica do Rio Pomba Pontos de Coleta

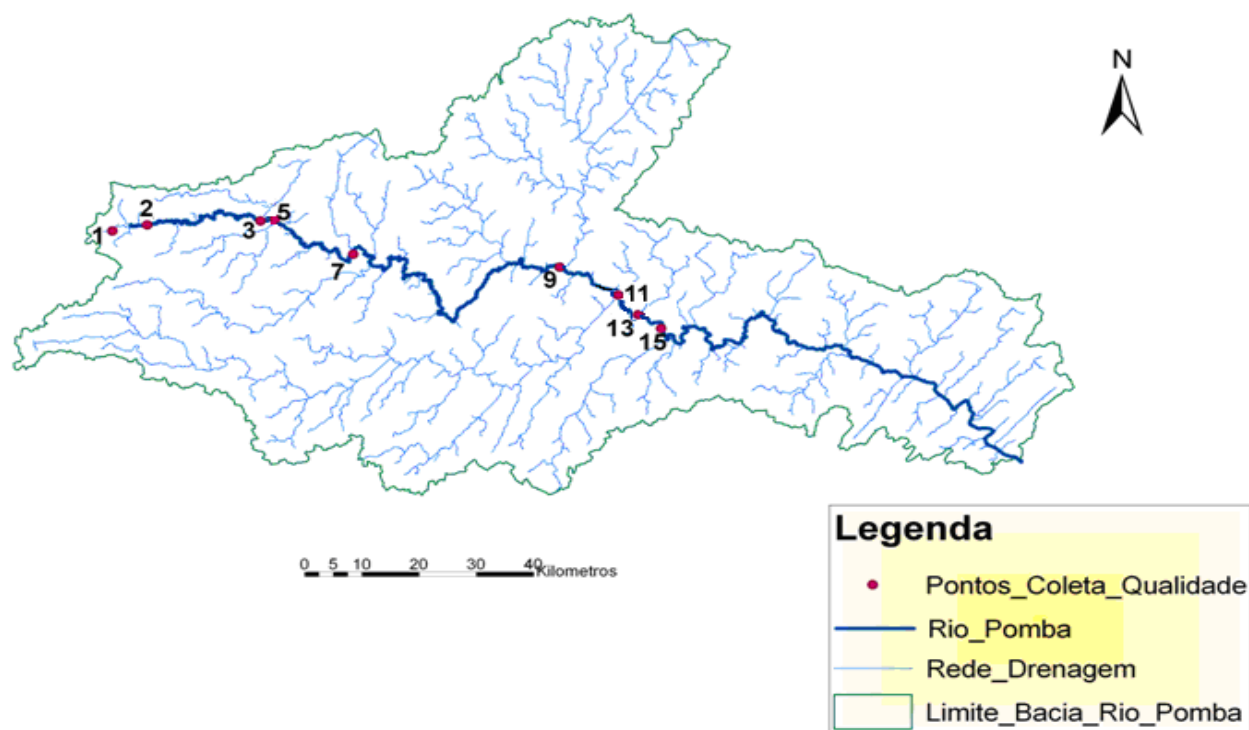


Figura 3 – Localização dos trechos que receberam classificação de IQA e dos pontos que receberam classificação trófica

Analisando-se os mapas confeccionados a partir das fotos obtidas no levantamento aerofotográfico da área amostrada da bacia do Rio Pomba, apresentados nas Figuras 4 a 8, foram quantificados os percentuais das áreas ocupadas com diferentes tipos de usos do solo.

Os tipos de ocupação e uso do solo na região avaliada da bacia hidrográfica do Rio Pomba estão apresentados no Quadro 6.

Quadro 6. Tipo de ocupação e uso do solo e suas respectivas áreas

Tipo	Área ocupada (ha)	% da área levantada
Pasto	178.085.649	72,63
Banco de areia	133.398	0,05
Cidade	9.297.336	3,79
Cultivo	12.409.589	5,06
Drenagem	6.698.357	2,73
Mata	36.892.599	15,05
Regeneração florestal	1.392.336	0,57
Edificações (usinas)	169.370	0,07
Pedreiras	36.866	0,02
Alagados	76.843	0,03
Total	245.192.344	100

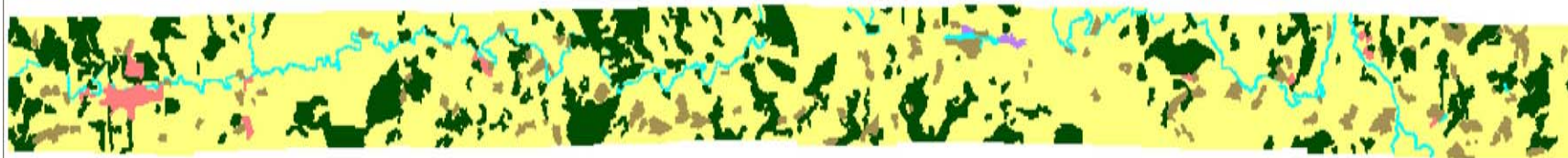


Figura 4 – Mapas gerados a partir do levantamento aerofotográfico compreendendo o trecho 1-2, trecho 2-3 e trecho 3-5.



Figura 5 – Mapas gerados a partir do levantamento aerofotográfico compreendendo o trecho 5-7.



Figura 6 – Mapas gerados a partir do levantamento aerofotográfico compreendendo o trecho 7-9.

LEGENDA

	PASTAGEM		BANCO DE AREIA		PEDREIRA
	CULTIVO		NÚCLEO URBANO		MATA
	DRENAGEM		ÁREA ALAGADA		USINA
	MATA EM REGENERAÇÃO				

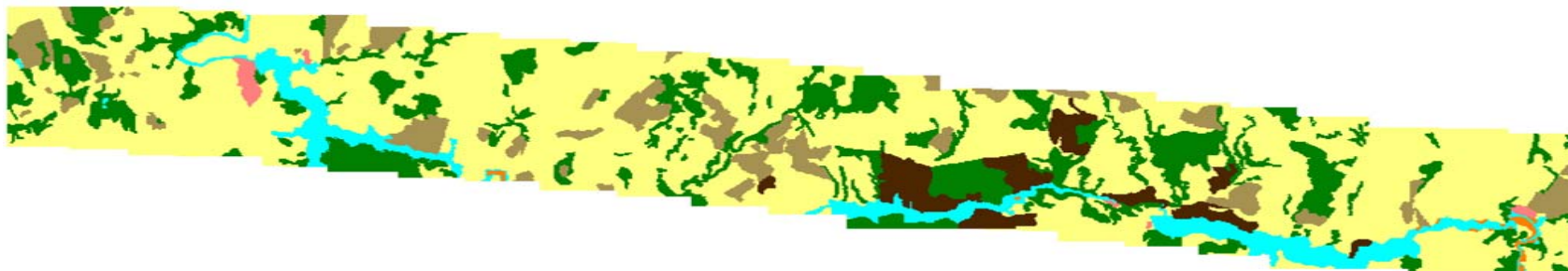


Figura 7 – Mapas gerados a partir do levantamento aerofotográfico compreendendo o trecho 7-9.



Figura 8 – Mapas gerados a partir do levantamento aerofotográfico compreendendo parte do trecho 7-9, trecho 9-11, trecho 11-13, trecho 13-15.

LEGENDA

	PASTAGEM		BANCO DE AREIA		PEDREIRA
	CULTIVO		NÚCLEO URBANO		MATA
	DRENAGEM		ÁREA ALAGADA		USINA
	MATA EM REGENERAÇÃO				

3.3. Amostragem

As amostras de água do Rio Pomba e afluentes, coletadas para a determinação do IQA, IET e dos coeficientes de autodepuração, foram do tipo simples, de superfície (tomadas a 0,20 a 0,30 m de profundidade), coletadas na posição central da calha do rio, fazendo uso de embarcação, conforme Figura 9. As coletas foram realizadas em quatro campanhas, abrangendo períodos de estiagem (abril a setembro) e chuvoso (outubro a março), sendo efetuadas duas coletas em cada período. Foram utilizados 15 pontos de coleta ao longo do Rio Pomba, a partir da nascente até um ponto a jusante da cidade de Cataguases. Os pontos selecionados estão apresentados na Figura 10 e identificados no Quadro 7.

As amostras foram coletadas usando uma haste de metal de 4 m de comprimento (extensor), na qual os vários tipos de recipientes coletores eram presos. Para determinação do potencial hidrogeniônico (pH) e turbidez, e quantificação das concentrações da demanda bioquímica de oxigênio (DBO), do nitrato, do fósforo total e dos sólidos totais, foram utilizadas garrafas PET de 2 L. Frascos esterilizados de 500 mL foram utilizados na coleta de amostra para realização de análise de coliformes termotolerantes. Por último, amostras foram coletadas em frascos de DBO para quantificação da concentração de oxigênio dissolvido (OD). As medições de temperatura foram feitas “in loco”, no momento das coletas, utilizando-se termômetro de mercúrio.

Os pontos de amostragem foram escolhidos de acordo com o posicionamento dos tributários mais importantes. Adotou-se o procedimento de amostragem ao longo do rio principal, a montante da confluência com o tributário em questão e ainda na foz deste tributário, a aproximadamente 100 m a montante do ponto de confluência entre eles.

Para obtenção das coordenadas geográficas, de modo a se poder georeferenciar os pontos de coletas das amostras de água do Rio Pomba, foi utilizado um GPS 12 XL Garmin de navegação.



Figura 9. Coleta de amostra de água no Rio Pomba, a jusante da cidade de Cataguases

Bacia Hidrográfica do Rio Pomba Pontos de Coleta

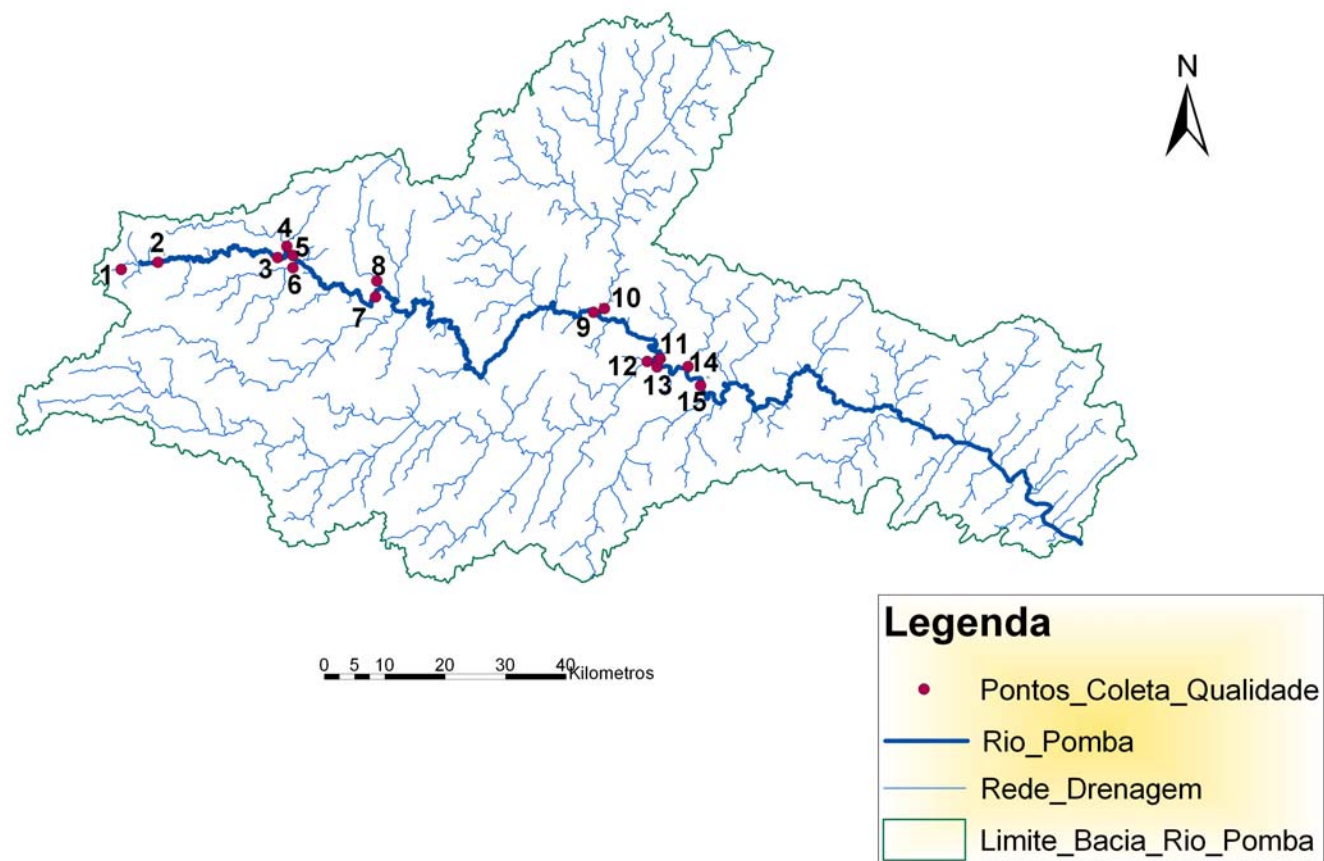


Figura 10 – Localização dos pontos de coleta selecionados

Quadro 7. Identificação dos pontos de coleta de amostra de água para determinação do IQA no Rio Pomba

Ponto de coleta de amostra de água	Nº do ponto	Altitude (m)	Latitude (°)	Longitude (°)
Região de nascente do Rio Pomba	1	684	-21,2535	-43,5944
Rio Pomba a jusante de S. Bárbara do Tugúrio	2	615	-21,2419	-43,5370
Rio Pomba a montante do Rio Paciência	3	513	-21,2224	-43,3334
Rio Paciência	4	510	-21,2198	-43,3326
Rio Pomba a montante do Rio Lontra	5	503	-21,2344	-43,3185
Rio Lontra	6	503	-21,2397	-43,3191
Rio Pomba a montante do Rio São Manoel	7	431	-21,2775	-43,1838
Rio São Manoel	8	425	-21,2733	-43,1849
Rio Pomba a montante do Rio Xopotó	9	238	-21,3076	-42,8378
Rio Xopotó	10	235	-21,3104	-42,8323
Rio Pomba a montante do Rio Novo	11	195	-21,3775	-42,7455
Rio Novo	12	194	-21,3781	-42,7461
Rio Pomba a montante do Córrego Meia Pataca	13	176	-21,3924	-42,7455
Córrego Meia Pataca	14	175	-21,3906	-42,6891
Rio Pomba a jusante de Cataguases	15	170	-21,4195	-42,6698

No momento da amostragem, os frascos foram mergulhados e enxaguados duas a três vezes nas águas do Rio Pomba, onde foram realizadas as coletas (“ambientação do frasco”). Os frascos foram mergulhados de boca para baixo e virados lentamente, no sentido contra a corrente, até ficarem completamente preenchidos com o líquido.

Foram utilizadas caixas de isopor com gelo para o acondicionamento dos frascos contendo as amostras, promovendo seu resfriamento, do momento da coleta até a condução das mesmas ao Laboratório de Qualidade da Água, do Departamento de Engenharia Agrícola – UFV, onde foram realizadas as medidas de potencial hidrogeniônico (pH) e turbidez, a contagem de coliformes termotolerantes e a quantificação das concentrações de nitrato, fosfato, sólidos totais, demanda bioquímica de oxigênio (DBO) e oxigênio dissolvido (OD). O período entre as coletas das amostras e as análises laboratoriais foi de, no máximo, 24h.

Para medição do pH foi utilizado o método eletrométrico; a contagem de coliformes termotolerantes foi realizada utilizando-se o método enzimático Colilert; o nitrato foi quantificado utilizando-se o método colorimétrico; o fosfato com o método fósforo-molibdílico; após digestão nítrico-perclórico da amostra, e colorimetria; a turbidez foi medida utilizando-se um turbidímetro; os sólidos totais foram quantificados pelo método da estufa, sob temperatura de 103 °C - 105 °C; a concentração de OD foi obtida utilizando-se o método Winkler (iodométrico), e que também foi usado para a obtenção da DBO, quantificada após a amostra ficar incubada a 20° C, por 5 dias. Todas as análises foram realizadas em conformidade com APHA, AWWA & WEF (1998).

3.4. Obtenção do Índice de Qualidade da Água (IQA)

O IQA foi calculado para 8 trechos ao longo do Rio Pomba, utilizando-se a metodologia empregada pelo IGAM (2005). Os trechos que receberam classificação estão apresentados na Figura 3. Seus limites foram os pontos

extremos de seus comprimentos, conforme apresentados nas Figuras 11 a 19, e identificados no Quadro 5.

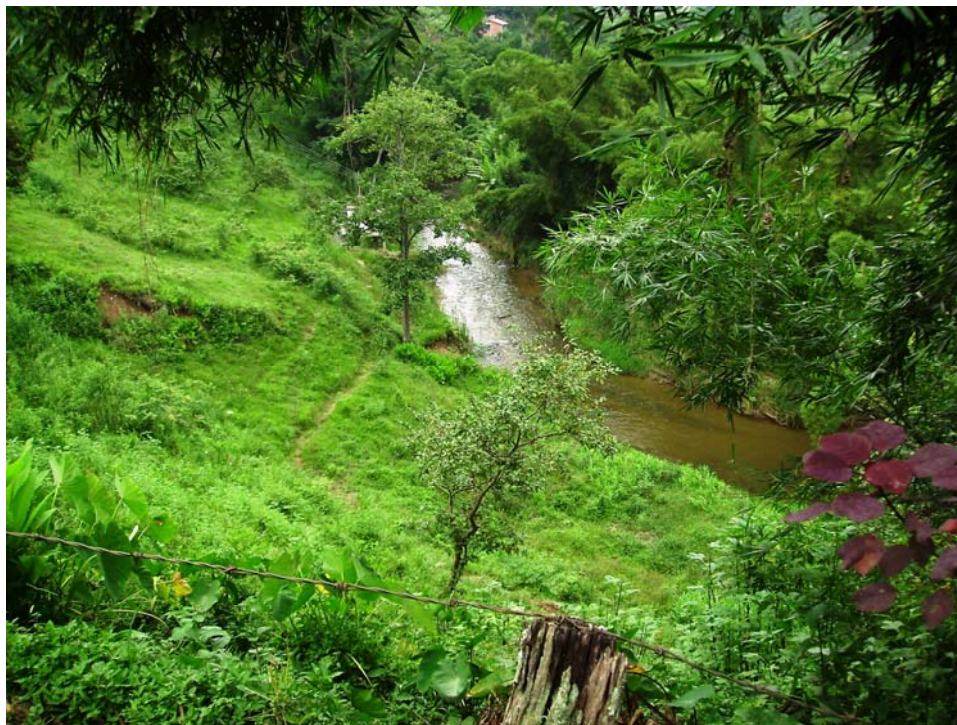


Figura 11. Rio Pomba, próximo à nascente



Figura 12. Rio Pomba, a jusante da cidade de Santa Bárbara do Tugúrio



Figura 13. Rio Pomba, a montante do Rio Paciência



Figura 14. Rio Pomba, a montante do Rio Lontra



Figura 15. Rio Pomba, a montante do Rio São Manoel, Rio Pomba-MG



Figura 16. Rio Pomba, a jusante da cidade de Rio Pomba



Figura 17. Rio Pomba, a montante do Rio Xopotó



Figura 18. Rio Pomba, a montante do Rio Novo



Figura 19. Rio Pomba, a montante do Córrego Meia Pataca, Cataguases-MG



Figura 20. Rio Pomba, a jusante da cidade de Cataguases

Na caracterização da qualidade da água, foram utilizadas nove variáveis que representam suas características físicas, químicas, biológicas e bioquímicas. O IQA foi determinado pelo produtório ponderado das qualidades de água correspondentes às variáveis: (1) oxigênio dissolvido, (2) coliformes termotolerantes, (3) potencial hidrogeniônico, (4) DBO₅, 20°C, (5) nitrato, (6) fósforo total, (7) variação da temperatura, (8) turbidez e (9) sólidos totais. Para cada uma destas variáveis existem pesos utilizados no cálculo do IQA, estabelecidos pelo IGAM (2008), apresentados no Quadro 8, e equações específicas, apresentadas no Quadro 9.

Os valores obtidos para os atributos de qualidade avaliados foram usados para cálculo do IQA, utilizando-se a Equação 1 (IGAM, 2005).

$$IQA = \prod_{i=1}^n q_i^{w_i} \quad (1)$$

Quadro 8. Pesos das variáveis que compõem o IQA

i	Variável	Unidade	Peso (w_i)
1	Percentual de saturação de oxigênio dissolvido	mg L ⁻¹	0,17
2	Coliformes termotolerantes	NMP/100mL	0,15
3	pH	-	0,12
4	Demanda bioquímica de oxigênio	mg L ⁻¹	0,10
5	Nitratos	mg L ⁻¹	0,10
6	Fosfato total	mg L ⁻¹	0,10
7	Variações de temperatura	°C	0,10
8	Turbidez	UNT	0,08
9	Sólidos totais	mg L ⁻¹	0,08

Fonte: IGAM (2005)

A partir do valor obtido no cálculo do IQA, compreendido numa escala de 1 a 100, foi possível fazer a classificação do nível de qualidade da água em diversos trechos do Rio Pomba, utilizando os limites e cores apresentados no Quadro 1, proposto pelo IGAM (2005).

Quadro 9. Equações específicas para cada variável do IQA

Variáveis	Limite	Equação	
Oxigênio Dissolvido (OD)	PSO ≤ 100 mgL ⁻¹	$q_i = 100 \times (\text{sen}(y_1))^2 - ((2,5 \times \text{sen}(y_2) - 0,018 \times \text{OD} + 6,86) \times \text{sen}(y_3)) + (12 / (e^{y_4} + e^{y_5}))$	(15)
		$y_1 = 0,01396 \times \text{OD} + 0,0873$	(16)
		$y_2 = (\pi / 56) \times (\text{OD} - 27)$	(17)
		$y_3 = (\pi / 85) \times (\text{OD} - 15)$	(18)
		$y_4 = (\text{OD} - 65)/10$	(19)
		$y_5 = (65 - \text{OD})/10$	(20)
	100 < PSO ≤ 140 mg L ⁻¹	$q_i = -0,00777142857142831 \times (\text{OD})^2 + 1,27854285714278 \times \text{OD} + 49,8817148572$	(21)
Coliformes Termotolerantes (CT)	PSO > 140 mg L ⁻¹	$q_i = 47,0$	
	CF ≤ 10 ⁵ NMP/100 mL	$q_i = 98,24034 - 34,7145 \log(\text{CF}) + 2,614267 (\log(\text{CF}))^2 + 0,107821 (\log(\text{CF}))^3$	(22)
	CF > 10 ⁵ NMP/100 mL	$q_i = 3,0$	
Potencial Hidrogeniônico (pH)	pH ≤ 2,0	$q_i = 2,0$	
	2,0 < pH ≤ 6,9	$q_i = -37,1085 + 41,91277 \times \text{pH} - 15,7043 \times \text{pH}^2 + 2,417486 \times \text{pH}^3 - 0,091252 \times \text{pH}^4$	(23)
	6,9 < pH ≤ 7,1	$q_i = -4,69365 - 21,4593 \times \text{pH} - 68,4561 \times \text{pH}^2 + 21,638886 \times \text{pH}^3 - 1,59165 \times \text{pH}^4$	(24)
	7,1 < pH ≤ 12	$q_i = -7.698,19 + 3.262,031 \times \text{pH} - 499,494 \times \text{pH}^2 + 33,1551 \times \text{pH}^3 - 0,810613 \times \text{pH}^4$	(25)
	pH ≥ 12,0	$q_i = 3,0$	
Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO)	DBO ≤ 30 mg L ⁻¹	$q_i = 100,9571 - 10,7121 \times \text{DBO} + 0,49544 \times \text{DBO}^2 - 0,011167 \times \text{DBO}^3 + 0,0001 \times \text{DBO}^4$	(26)
	DBO > 30 mg L ⁻¹	$q_i = 2,0$	
Nitrato	NO ₃ ⁻ ≤ 10 mg L ⁻¹	$q_i = -5,3 \times \text{NO}_3^- + 100,17$	(27)
	10 < NO ₃ ⁻ ≤ 60 mg L ⁻¹	$q_i = -22,853 \times \ln(\text{NO}_3^-) + 101,18$	(28)
	60 < NO ₃ ⁻ ≤ 90 mg L ⁻¹	$q_i = 10^{10} \times (\text{NO}_3^-)^{5,1161}$	(29)
	NO ₃ ⁻ > 90 mg L ⁻¹	$q_i = 1,0$	

Fonte: IGAM (2005)

POS - Percentual de saturação de oxigênio; NMP - Número mais que provável.

Quadro 9. Continuação

Fosfato Total	$\text{PO}_4 \leq 10 \text{ mg L}^{-1}$	$q_i = 79,7 \times (\text{PO}_4 + 0,821)^{-1,15}$	(30)
	$\text{PO}_4 > 10 \text{ mg L}^{-1}$	$q_i = 5,0$	
Variação de Temperatura (Δt)	$-0,625 < \Delta t \leq 0,625$	$q_i = 4,8 \times \Delta t + 93$	(31)
	$\Delta t \equiv 0$	$q_i = 4,8 \times 0 + 93 = 93$	(32)
Turbidez (Tu)	$Tu \leq 100 \text{ UNT}$	$q_i = 90,37 \times e^{(-0,0169 \times Tu)} - 15 \times \cos(0,0571 \times (Tu - 30)) + 10,22 \times e^{(-0,231 \times Tu)} - 0,8$	(33)
	$Tu > 100 \text{ UNT}$	$q_i = 5,0$	
Sólidos Totais (ST)	$ST \leq 500 \text{ mg L}^{-1}$	$q_i = 133,17 \times e^{(-0,0027 \times ST)} - 53,17 \times e^{(-0,0141 \times ST)} + ((-6,2 \times e^{(-0,00462 \times ST)}) \times \text{sen}(0,0146 \times ST))$	(34)

Fonte: IGAM (2005)

POS - Percentual de saturação de oxigênio; NMP - Número mais que provável.

3.5. Obtenção do Índice de Estado Trófico (IET)

O IET foi calculado para 9 pontos de coleta de amostras efetuadas ao longo do Rio Pomba, apresentados na Figura 3.

Para o cálculo do IET na área estudada da bacia do Rio Pomba, utilizou-se o índice de estado trófico adotado pela CETESB, que é o introduzido por CARLSON (1977) modificado por TOLEDO (1983). A CETESB não considera, normalmente, na estimativa de estado de trofia, o cálculo do índice de transparência, pois esta variável é afetada pela turbidez decorrente de material em suspensão, comum em corpo de água de regime lótico.

No caso de não haver resultados de clorofila *a*, como é a condição do presente trabalho, devido à existência de trechos com alta correnteza, turbidez e concentração de material em suspensão, dificultando a análise confiável da clorofila *a*, considera-se apenas a variável fósforo total, utilizando-se a Equação 2 (TOLEDO Jr. 1983).

$IET (PT) = 10 \{6 - [\ln (80,32 / PT) / \ln 2]\}$	2
--	---

A partir do valor obtido no cálculo do IET, pela Equação 2, foi possível fazer a classificação dos níveis de estado trófico, em diversos pontos, das águas do Rio Pomba, utilizando-se os valores apresentados no Quadro 2.

3.6. Obtenção da vazão

A vazão foi determinada para sete seções do curso de água, obtida pelo produto da velocidade média de escoamento pela área da respectiva seção transversal do curso de água.

As seções transversais foram escolhidas de acordo com o posicionamento dos tributários mais importantes. Adotou-se o procedimento ao longo do rio

principal, a jusante da confluência com o tributário em questão e ainda na nascente do rio principal. No Quadro 10 estão apresentadas as identificações das seções de medições de vazões no Rio Pomba.

A determinação da velocidade média da água foi feita com a utilização de um molinete da marca JCTM, modelo M.L.N. 7, e a área da seção transversal do curso de água por meio de levantamento batimétrico efetuado no local (AZEVEDO NETO et al., 1998 e TUCCI, 2004).

Quadro 10. Identificação das seções de medição de vazão no Rio Pomba

Seção de medição de vazão	Altitude (m)	Latitude (°)	Longitude (°)
Região de nascente do Rio Pomba	645	-21,2461	-43,5679
Rio Pomba a jusante do Rio Paciência	503	-21,2344	-43,3185
Rio Pomba a jusante do Rio Lontra	502	21,2380	43,3164
Rio Pomba a jusante do Rio São Manoel	423	21,2806	43,1762
Rio Pomba a jusante do Rio Xopotó	230	-21,3001	-42,8312
Rio Pomba a jusante do Rio Novo	189	-21,3709	-42,7398
Rio Pomba a jusante de Cataguases	170	-21,4195	-42,6698

Para obtenção da seção molhada e da velocidade média de escoamento do curso de água, foi utilizado o seguinte método: com o uso de uma embarcação, apresentada na Figura 21, primeiramente, mediu-se a largura do curso de água; logo após determinou-se o intervalo de distância horizontal recomendável para o posicionamento do molinete. As verticais nas quais foram feitas as determinações da velocidade ficaram afastadas entre si de 0,050 a 0,025 da largura da seção molhada (PRUSKI et al., 2006). Posteriormente, para cada ponto de posicionamento do molinete, com uma corda graduada e ancorada, mediu-se a profundidade do curso de água.

Para cálculo de velocidade por ponto de profundidade foram utilizadas as equações apresentadas a seguir, específicas para o molinete usado neste trabalho, segundo faixas de valores de N (rotações por segundo).



Figura 21. Medição de vazão no Rio Pomba, a jusante da cidade de Cataguases - MG

Para $N \leq 0,42$; $R^2 = 0,9988$

$$V_{pp} = 0,019066692 + 0,237607735 \times N \quad (35)$$

Para $N > 0,42$; $R^2 = 0,9999$

$$V_{pp} = -0,002113104 + 0,287499846 \times N \quad (36)$$

em que:

V_{pp} – velocidade por ponto em cada intervalo ($m\ s^{-1}$);

N – número de voltas da hélice do molinete (rps).

Para cálculo da área da seção transversal do curso de água, utilizou-se o método do trapézio, isto é, aproximou-se a área de cada intervalo transversal ao curso de água à área de um trapézio. O somatório destas áreas equivale à área total da seção transversal.

3.7. Obtenção dos coeficientes de autodepuração

3.7.1. Coeficiente de desoxigenação (K_1)

Para a obtenção do coeficiente de desoxigenação (K_1), procurou-se identificar locais que melhor caracterizassem as condições reais das águas do Rio Pomba, levando em conta, principalmente, interferência antrópicas, como uso e manejo do solo. Os pontos de coleta de amostras de águas, para quantificação de K_1 , estão identificados no Quadro 11 e apresentados nas figuras 12, 16 e 18.

Quadro 11. Identificação dos pontos de coleta de amostras de águas para obtenção do coeficiente de desoxigenação K_1

Ponto de coleta de amostra de água	Altitude (m)	Latitude (°)	Longitude (°)
Rio Pomba a jusante da cidade S. B. do Tugúrio	615	-21,2419	-43,5370
Rio Pomba a jusante da cidade de Rio Pomba	423	21,2806	43,1762
Rio Pomba a jusante do Rio Novo	195	-21,3775	-42,7455

Para a obtenção do coeficiente de desoxigenação (K_1) e a DBO exercida (L), frascos contendo amostras da água do rio e solução nutriente foram incubados, sob temperatura de 20°C, utilizando o mesmo procedimento para obtenção DBO₅, 20°C, de forma que se dispusesse de unidades para ser quantificada a DBO num período de 21 dias, sendo as leituras de oxigênio dissolvido, para o cálculo da DBO, realizadas por períodos de 0, 1, 2, 3, 4, 5, 6, 7, 9, 11, 13, 15, 17, 19 e 21 dias. A concentração de oxigênio dissolvido foi determinada pelo método iodométrico (APHA, AWWA & WEF, 1998). Segundo von SPERLING (2005), a taxa de oxidação da matéria orgânica é proporcional à matéria orgânica ainda remanescente, em um determinado tempo, sendo a cinética da sua degradação proporcional à primeira potência da concentração, podendo ser obtida utilizando-se a seguinte equação:

$$y = L_0.(1 - e^{-K_1 \cdot t}) \quad 8$$

Com base nos valores obtidos para a DBO exercida, submetidos à análise de regressão não linear, com ajustes de equações exponenciais, foram determinados os valores do coeficiente de desoxigenação (K_1) e da DBO remanescente (L_0).

3.7.2. Coeficiente de reaeração (K_2)

O coeficiente de reaeração (K_2) foi determinado para três trechos do Rio Pomba, procurando caracterizar todo o percurso em estudo. Assim, escolheu-se um trecho no alto Pomba, um trecho no médio-alto Pomba e um trecho no médio Pomba, com seus respectivos comprimentos, apresentados no Quadro 12. Para a obtenção de K_2 , foi utilizada a equação desenvolvida por STREETER & PHELPS (1925):

$$C_t = C_s - \{[(K_1 L_0) / (K_2 - K_1)] (e^{-K_1 t} - e^{-K_2 t}) + (C_s - C_0) e^{-K_2 t}\} \quad (15)$$

A correção do valor do coeficiente de reaeração K_2 em função da temperatura foi obtida utilizando-se a Equação 15.

$$K_{2(T)} = K_{2(20)} \theta^{(T - 20)} \quad (12)$$

Quadro 12. Trechos utilizados no Rio Pomba para obtenção do coeficiente de reaeração K_2

Nº	Trecho	Comprimento
I	A jusante da cidade de Santa Bárbara do Tugúrio, a montante da confluência do Rio Pomba com o Rio Paciência	41 km
II	A jusante da cidade de Rio Pomba, a montante da cidade de Guarani	32 km
III	A jusante da confluência do Rio Novo, a montante da confluência com o Ribeirão Meia Pataca	9 km

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 Índice de Qualidade de Água (IQA)

Os resultados e conceituação final do IQA obtidos neste trabalho, para os diversos trechos em estudo, foram submetidos à discussão, em função da influência do período de amostragem, dos resultados das variáveis que compõem o IQA e, por fim, do tipo de uso e ocupação do solo na área submetida a estudo da bacia hidrográfica do Rio Pomba.

Os valores obtidos para as variáveis que compõem o IQA do Rio Pomba e de seus afluentes, nos trechos a montante dos pontos de coleta de amostra de água, relativos ao período de estiagem, estão apresentados nos Quadros 13 e 16 e os do período chuvoso nos Quadros 14 e 15. Os valores médios aritméticos, obtidos para cada variável que compõe o IQA, considerando todos os pontos amostrados no Rio Pomba, para o período de estiagem e chuvoso, estão apresentados nos Quadros 17 e 18, respectivamente.

Quadro 13. Resultados obtidos para as variáveis e valores calculados de IQA do Rio Pomba e afluentes, em análise realizada em agosto de 2006 (estiagem)

Campanha 1 - Rio Pomba e afluentes												
Nº	Ponto de coleta de amostra	pH	Turb (UNT)	OD (mg L ⁻¹)	DBO (mg L ⁻¹)	ST (mg L ⁻¹)	PO ₄ ³⁻ (mg L ⁻¹)	CT (NMP/100 mL)	Temp. (°C)	ΔT (°C)	NO ₃ ⁻ (mg L ⁻¹)	IQA
1	Região de nascente do Rio Pomba	6,19	2,1	7,1	5,6	48,0	0,02	1,00E+03	17,1	0	0,04	66
2	Rio Pomba a jusante S. Bárbara do Tugúrio	6,78	2,4	6,6	4,2	17,3	0,04	4,01E+03	18,4	0	0,13	64
3	Rio Pomba a montante Rio Paciência	6,37	6,6	7,5	4,5	77,3	0,05	1,00E+03	21,3	0	0,11	68
4	Rio Paciência	6,44	11,8	5,8	8,5	96,7	0,10	6,30E+03	20,7	0	0,45	55
5	Rio Pomba a montante Rio Lontra	6,56	8,9	7,0	7,1	76,0	0,07	1,00E+03	19,6	0	0,21	66
6	Rio Lontra	6,96	7,0	7,3	5,6	67,3	0,04	1,00E+03	19,1	0	0,11	69
7	Rio Pomba a montante Rio São Manoel	6,7	11,2	7,7	4,3	74,7	0,06	1,00E+03	21	0	0,12	69
8	Rio São Manoel	6,67	9,2	7,5	4,7	88,0	0,09	2,79E+04	20,8	0	0,14	56
9	Rio Pomba a montante Rio Xopotó	7,33	2,1	7,9	9,7	166,0	0,05	2,00E+03	22,2	0	0,10	65
10	Rio Xopotó	7,09	5,3	7,6	8,4	360,0	0,15	1,00E+03	21,8	0	1,30	64
11	Rio Pomba a montante do Rio Novo	7,58	2,5	8,2	7,3	266,7	0,05	1,00E+03	22,1	0	0,55	69
12	Rio Novo	7,29	3,4	6,9	8,2	154,0	0,04	1,00E+03	21,9	0	0,13	67
13	Rio Pomba a montante Córrego Meia Pataca	1,19	5,0	6,8	6,9	52,6	0,08	1,80E+03	21,8	0	0,68	65
14	Córrego Meia Pataca	6,51	49,6	0,9	36,4	152,0	0,43	2,15E+04	22,3	0	0,96	23
15	Rio Pomba a jusante Cataquases	6,81	10,2	7,1	13,8	56,7	0,14	1,34E+04	18,6	0	0,74	52

Quadro 14. Resultados obtidos para as variáveis e valores calculados de IQA do Rio Pomba e afluentes, em análise realizada em novembro de 2006 (chuvoso)

Campanha 2 - Rio Pomba e afluentes												
Nº	Ponto de coleta de amostra	pH	Turb (UNT)	OD (mg L ⁻¹)	DBO (mg L ⁻¹)	ST (mg L ⁻¹)	PO ₄ ³⁻ (mg L ⁻¹)	CT (NMP/100 mL)	Temp. (°C)	ΔT	NO ₃ ⁻ (mg L ⁻¹)	IQA
1	Região de nascente do Rio Pomba	7,05	5,4	7,4	3,2	11,3	0,08	7,54E+03	23,6	0	0,43	64
2	Rio Pomba a jusante S. Bárbara do Tugúrio	6,74	11,4	7,4	2,1	103,3	0,11	7,49E+03	23,9	0	0,39	63
3	Rio Pomba a montante Rio Paciência	6,88	26,2	5,3	13,7	68,7	0,09	1,00E+03	24,8	0	0,42	59
4	Rio Paciência	6,95	21,9	6,7	5,7	74,7	0,06	5,12E+04	25,8	0	0,48	53
5	Rio Pomba a montante Rio Lontra	6,63	133,5	6,8	8,2	452,0	0,53	3,17E+04	25,3	0	0,35	47
6	Rio Lontra	6,93	20,0	5,7	33,0	90,0	0,09	1,00E+03	25,4	0	0,41	38
7	Rio Pomba a montante Rio São Manoel	6,99	31,5	6,1	16,5	86,7	0,09	2,00E+03	26,1	0	0,39	56
8	Rio São Manoel	6,99	28,6	6,1	1,0	87,3	0,14	4,10E+03	27,1	0	0,54	64
9	Rio Pomba a montante Rio Xopotó	6,78	30,7	6,5	8,3	78,7	0,06	1,58E+04	26,6	0	0,46	54
10	Rio Xopotó	7,25	28,6	4,9	11,0	104,7	0,14	1,91E+04	28,1	0	0,39	49
11	Rio Pomba a montante do Rio Novo	6,18	46,8	6,9	32,4	232,0	0,08	2,00E+03	28,2	0	0,41	42
12	Rio Novo	6,42	20,2	6,0	21,9	70,0	0,08	1,00E+03	27,5	0	0,39	54
13	Rio Pomba a montante Córrego Meia Pataca	6,76	32,9	5,5	21,8	102,7	0,08	9,80E+04	28,2	0	0,36	41
14	Córrego Meia Pataca	6,56	60,5	3,4	151,6	113,3	0,28	3,44E+05	29,2	0	0,36	28
15	Rio Pomba a jusante Cataquases	6,90	32,7	6,3	17,1	106,7	0,12	1,00E+03	28,2	0	0,43	58

Quadro 15. Resultados obtidos para as variáveis e valores calculados de IQA do Rio Pomba e afluentes, em análise realizada em fevereiro de 2007 (chuvoso)

Campanha 3 - Rio Pomba e afluentes												
Nº	Ponto de coleta de amostra	pH	Turb (UNT)	OD (mg L ⁻¹)	DBO (mg L ⁻¹)	ST (mg L ⁻¹)	PO ₄ ³⁻ (mg L ⁻¹)	CT (NMP/100 mL)	Temp. (°C)	ΔT	NO ₃ ⁻ (mg L ⁻¹)	IQA
1	Região de nascente do Rio Pomba	7,65	5,3	7,4	8,7	14,7	0,06	1,00E+03	22,5	0	0,00	68
2	Rio Pomba a jusante S. Bárbara do Tugúrio	7,04	37,8	7,4	7,3	19,3	0,06	1,00E+03	23,0	0	0,58	72
3	Rio Pomba a montante Rio Paciência	7,11	49,1	7,3	9,6	58,7	0,07	1,00E+03	25,3	0	1,58	62
4	Rio Paciência	6,31	6,2	5,3	14,6	115,3	0,10	2,16E+04	27,3	0	1,08	46
5	Rio Pomba a montante Rio Lontra	6,02	35,1	6,5	12,2	114,0	0,07	1,48E+04	25,1	0	1,30	40
6	Rio Lontra	6,42	25,1	7,1	9,8	25,3	0,06	3,00E+03	25,1	0	0,49	59
7	Rio Pomba a montante Rio São Manoel	6,72	51,8	6,8	8,8	66,7	0,07	2,95E+04	25,3	0	0,61	50
8	Rio São Manoel	6,22	38,0	6,2	12,3	104,7	0,07	2,13E+04	28,1	0	0,41	48
9	Rio Pomba a montante Rio Xopotó	6,42	31,9	6,6	8,7	58,0	0,06	9,80E+03	27,9	0	0,96	54
10	Rio Xopotó	6,45	69,1	8,00	7,7	54,7	0,05	1,00E+03	27,1	0	3,85	60
11	Rio Pomba a montante do Rio Novo	6,44	35,0	7,1	10,0	94,0	0,05	1,00E+03	27,4	0	1,49	46
12	Rio Novo	6,14	14,2	6,6	6,1	26,7	0,06	1,00E+03	27,4	0	1,05	64
13	Rio Pomba a montante Córrego Meia Pataca	6,65	31,8	7,8	7,5	50,7	0,07	2,00E+03	27,3	0	0,99	62
14	Córrego Meia Pataca	6,36	30,3	5,6	16,6	80,0	0,23	3,01E+04	26,7	0	1,22	43
15	Rio Pomba a jusante Cataquases	6,50	27,1	6,6	6,2	82,7	0,07	1,00E+02	27,2	0	1,02	72

Quadro 16. Resultados obtidos para as variáveis e valores calculados de IQA do Rio Pomba e afluentes, em análise realizada em maio de 2007 (estiagem)

Campanha 4 - Rio Pomba e afluentes												
Nº	Ponto de coleta de amostra	pH	Turb (UNT)	OD (mg L ⁻¹)	DBO (mg L ⁻¹)	ST (mg L ⁻¹)	PO ₄ ³⁻ (mg L ⁻¹)	CT (NMP/100 mL)	Temp. (°C)	ΔT	NO ₃ ⁻ (mg L ⁻¹)	IQA
1	Região de nascente do Rio Pomba	6,95	1,9	8,5	4,3	49,3	0,05	4,10E+02	15,1	0	0,07	75
2	Rio Pomba a jusante S. Bárbara do Tugúrio	6,73	2,3	8,5	3,4	18,0	0,04	1,05E+04	16,6	0	0,09	62
3	Rio Pomba a montante Rio Paciência	6,95	8,1	7,0	8,4	90,0	0,10	4,14E+03	20,3	0	0,07	61
4	Rio Paciência	7,08	11,3	8,2	7,5	65,3	0,06	9,80E+02	19,7	0	0,12	68
5	Rio Pomba a montante Rio Lontra	6,97	11,2	7,7	9,8	89,3	0,03	9,32E+03	18,6	0	0,10	46
6	Rio Lontra	7,06	11,4	8,0	6,4	36,7	0,03	4,10E+02	18,1	0	0,11	72
7	Rio Pomba a montante Rio São Manoel	6,62	16,8	7,6	3,2	72,7	0,05	2,59E+03	20,0	0	0,21	65
8	Rio São Manoel	7,07	12,7	0,0	6,8	57,3	0,12	1,00E+03	19,8	0	0,14	38
9	Rio Pomba a montante Rio Xopotó	7,19	6,3	8,4	6,4	42,7	0,06	3,50E+02	21,2	0	0,15	65
10	Rio Xopotó	7,06	7,4	7,7	3,6	75,3	0,11	7,50E+02	20,8	0	0,55	73
11	Rio Pomba a montante do Rio Novo	7,06	7,6	9,0	2,9	108,7	0,15	1,21E+03	21,1	0	0,29	71
12	Rio Novo	7,12	3,1	7,9	4,0	79,3	0,03	1,00E+02	20,9	0	0,17	79
13	Rio Pomba a montante Córrego Meia Pataca	7,23	5,6	7,9	7,2	20,7	0,08	2,18E+03	21,3	0	0,11	66
14	Córrego Meia Pataca	6,53	76	0,0	33,7	158,0	0,48	1,00E+03	21,4	0	0,22	24
15	Rio Pomba a jusante Cataguases	7,03	6,9	4,0	4,0	75,3	0,06	3,10E+02	20,3	0	0,23	65

Quadro 17. Valores médios, considerando todos os pontos de amostragem, das variáveis que compõem o IQA do Rio Pombo, nos períodos de estiagem

Variável	Unidade	Valor
pH	-	6,85
Turbidez	UNT	6,6
Percentual de saturação de oxigênio dissolvido	mg L ⁻¹	7,4
Demanda bioquímica de oxigênio	mg L ⁻¹	6,3
Sólidos totais	mg L ⁻¹	77,9
Fosfato	mg L ⁻¹	0,07
Coliformes termotolerantes	NMP/100mL	1,75E+03
Variações na temperatura	°C	0,0
Nitrato	mg L ⁻¹	0,23

Quadro 18. Valores médios, considerando todos os pontos de amostragem, das variáveis que compõem o IQA do Rio Pomba, nos períodos chuvosos

Variável	Unidade	Valor
pH	-	6,75
Turbidez	UNT	36,5
Percentual de saturação de oxigênio dissolvido	mg L ⁻¹	6,8
Demanda bioquímica de oxigênio	mg L ⁻¹	11,2
Sólidos totais	mg L ⁻¹	100,1
Fosfato	mg L ⁻¹	0,10
Coliformes termotolerantes	NMP/100mL	3,58E+03
Variações na temperatura	°C	0,0
Nitrato	mg L ⁻¹	0,68

Os conceitos obtidos com base nos limites em que se encontraram os valores do IQA, para os trechos em estudo nos períodos de estiagem e chuvoso, segundo o IGAM (2005), estão apresentados nos Quadros 19 e 20, respectivamente.

Os valores médios obtidos para o IQA, considerando-se todos os trechos amostrados no Rio Pomba, foram de 61 para o período de estiagem e 56 para o período chuvoso, demonstrando piora na qualidade das águas (Quadros 19 e 20).

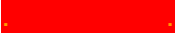
Na campanha de agosto / 2006 todos os trechos receberam conceituação média, com faixa de variação do valor do IQA entre 52 a 69. Na campanha maio / 2007, os trechos referentes aos pontos 1 e 11 receberam conceituação boa, e o trecho referente ao ponto 5 ruim, sendo os demais média (Quadro 19). A faixa de variação do valor do IQA nesta campanha foi de 46 a 75.

Na campanha novembro / 2006 os trechos referentes aos pontos 5, 11 e 13 receberam conceituação ruim e os demais média (Quadro 20), com faixa de variação do valor do IQA entre 41 a 64. Já na campanha fevereiro / 2007 os trechos referentes aos pontos 2 e 15 receberam conceituação boa e os referentes aos pontos 5 e 11 ruim, sendo média a conceituação dos demais. A faixa de variação do valor do IQA nesta campanha foi de 40 a 72.

Quadro 19. Valores de IQA e seus respectivos conceitos segundo IGAM (2005), nos trechos estudados no Rio Pomba nos períodos de estiagem

Rio Pomba (agosto / 2006 – estiagem)				
Ponto de coleta de amostra	Nº do ponto	IQA	Conceito	Cor
Região de nascente do Rio Pomba	1	66	Médio	
Rio Pomba a jusante de S. Bárbara do Tugúrio	2	64	Médio	
Rio Pomba a montante do Rio Paciência	3	68	Médio	
Rio Pomba a montante do Rio Lontra	5	66	Médio	
Rio Pomba a montante do Rio São Manoel	7	69	Médio	
Rio Pomba a montante do Rio Xopotó	9	65	Médio	
Rio Pomba a montante do Rio Novo	11	69	Médio	
Rio Pomba a montante do Córrego Meia Pataca	13	65	Médio	
Rio Pomba a jusante de Cataguases	15	52	Médio	
Rio Pomba (maio / 2007 – estiagem)				
Região de nascente do Rio Pomba	1	75	Bom	
Rio Pomba a jusante de S. Bárbara do Tugúrio	2	62	Médio	
Rio Pomba a montante do Rio Paciência	3	61	Médio	
Rio Pomba a montante do Rio Lontra	5	46	Ruim	
Rio Pomba a montante do Rio São Manoel	7	65	Médio	
Rio Pomba a montante do Rio Xopotó	9	65	Médio	
Rio Pomba a montante do Rio Novo	11	71	Bom	
Rio Pomba a montante do Córrego Meia Pataca	13	66	Médio	
Rio Pomba a jusante de Cataguases	15	65	Médio	

Quadro 20. Valores de IQA e seus respectivos conceitos segundo IGAM (2005), nos trechos estudados no Rio Pomba nos períodos chuvosos

Rio Pomba (novembro / 2006 – chuvoso)				
Ponto de coleta de amostra	Nº do ponto	IQA	Conceito	Cor
Região de nascente do Rio Pomba	1	64	Médio	
Rio Pomba a jusante de S. Bárbara do Tugúrio	2	63	Médio	
Rio Pomba a montante do Rio Paciência	3	59	Médio	
Rio Pomba a montante do Rio Lontra	5	47	Ruim	
Rio Pomba a montante do Rio São Manoel	7	56	Médio	
Rio Pomba a montante do Rio Xopotó	9	54	Médio	
Rio Pomba a montante do Rio Novo	11	42	Ruim	
Rio Pomba a montante do Córrego Meia Pataca	13	41	Ruim	
Rio Pomba a jusante de Cataguases	15	58	Médio	
Rio Pomba (fevereiro / 2007 – chuvoso)				
Região de nascente do Rio Pomba	1	68	Médio	
Rio Pomba a jusante de S. Bárbara do Tugúrio	2	72	Bom	
Rio Pomba a montante do Rio Paciência	3	62	Médio	
Rio Pomba a montante do Rio Lontra	5	40	Ruim	
Rio Pomba a montante do Rio São Manoel	7	50	Médio	
Rio Pomba a montante do Rio Xopotó	9	54	Médio	
Rio Pomba a montante do Rio Novo	11	46	Ruim	
Rio Pomba a montante do Córrego Meia Pataca	13	62	Médio	
Rio Pomba a jusante de Cataguases	15	72	Bom	

4.1.1 Influência do período de amostragem

O aumento da vazão do Rio Pomba no período chuvoso, conforme apresentado no Quadro 21, acarretou alterações na qualidade das águas, promovendo variações expressivas nos valores das variáveis que compõem o IQA deste corpo de água.

Os valores médios, por ponto de amostragem, obtidos para as variáveis que compõem o IQA do Rio Pomba, nos períodos de estiagem e chuvoso, estão apresentados nos Quadros 22 e 23, respectivamente.

O pH é uma importante variável na avaliação da qualidade da água, por influenciar processos biológicos e químicos nesse ambiente. O potencial hidrogeniônico de todos os trechos estudados não sofreu alterações significativas, tanto no período de estiagem como no período chuvoso. No período de estiagem, o menor valor médio foi 6,57, obtido no ponto 1, e o maior valor médio foi 7,26, obtido no ponto 9, conforme apresentado no Quadro 22. No período chuvoso, o menor valor médio foi 6,31, obtido no ponto 11, e maior valor médio foi 7,35, tendo sido obtido no ponto 1, conforme apresentado no Quadro 23. Todos os valores encontrados ficaram dentro dos limites estabelecidos pela Resolução CONAMA Nº 357/2005. ESTEVES (1998) comenta que a maioria dos corpos de água continentais apresentam pH que varia de 6 a 8, no entanto, pode-se encontrar ambientes ácidos ou mais salinos. RODRIGUEZ (2001) verificou valor médio de pH igual a 4,99 em amostragem realizada no período chuvoso e 6,64 no período de estiagem, em curso de água drenante de regiões de cerrado, cujo solo apresenta pH ácido.

Os valores das variáveis a serem discutidos na sequência são médias aritméticas obtidas para cada variável que compõe o IQA, considerando todos os pontos amostrados no Rio Pomba, apresentados no Quadro 17, para o período de estiagem, e no Quadro 18, para o período chuvoso, com exceção da variável coliformes termotolerantes que são médias geométricas.

Os valores médios obtidos para as variáveis físicas turbidez e sólidos totais foram maiores no período chuvoso (18), sendo de 36,5 UNT e 100,1 mg L⁻¹,

Quadro 21. Valores de vazão obtidos no período de estiagem (Set / 2006) e no período chuvoso (Abr / 2007), para o Rio Pomba

Seção transversal	Área da seção (m ²)		Velocidade (m s ⁻¹)		Vazão da seção (m ³ s ⁻¹)	
	Set / 2006	Abr / 2007	Set / 2006	Abr / 2007	Set / 2006	Abr / 2007
Região de nascente do Rio Pomba	1,70	2,38	0,206	0,261	0,350	0,621
Rio Pomba a jusante do Rio Paciência	8,56	9,54	0,603	0,777	5,161	7,412
Rio Pomba a jusante do Rio Lontra	14,67	17,49	0,605	0,750	8,875	13,117
Rio Pomba a jusante do Rio S.Manoel	12,37	19,66	0,624	0,788	7,706	15,492
Rio Pomba a jusante do Rio Xopotó	62,22	71,97	0,405	0,484	25,199	34,833
Rio Pomba a jusante do Rio Novo	94,88	106,08	0,410	0,471	38,900	49,963
Rio Pomba a jusante de Cataguases	109,83	111,23	0,456	0,458	50,082	50,943

Quadro 22. Valores médios, por ponto de amostragem, das variáveis que compõem o IQA do Rio Pomba, no período de estiagem

Ponto	pH	Turb (UNT)	OD (mg L ⁻¹)	DBO (mg L ⁻¹)	ST (mg L ⁻¹)	PO ₄ ³⁻ (mg L ⁻¹)	CT (NMP/100 mL)	ΔT (°C)	NO ₃ ⁻ (mg L ⁻¹)
1	6,57	2,0	7,8	5,0	48,7	0,04	6,40E+02	0	0,06
2	6,76	2,4	6,5	3,8	17,7	0,04	6,49E+03	0	0,11
3	6,66	7,4	7,3	6,5	83,7	0,08	2,03E+03	0	0,09
5	6,77	10,6	7,3	8,5	82,7	0,05	3,05E+03	0	0,16
7	6,66	14,0	7,6	3,8	73,7	0,06	1,61E+03	0	0,17
9	7,26	4,2	8,2	8,1	104,4	0,06	8,37E+02	0	0,13
11	6,82	5,1	8,6	5,1	187,7	0,10	1,10E+03	0	0,42
13	7,21	5,3	7,4	7,1	36,7	0,08	1,98E+03	0	0,40
15	6,92	8,6	5,5	8,9	66,0	0,10	2,04E+03	0	0,49

Variáveis com valores acima do limite estabelecido pela Resolução CONAMA 357/2005, para rio classe 2 – **itálico e negrito**

Quadro 23. Valores médios, por ponto de amostragem, das variáveis que compõem o IQA do Rio Pomba, no período chuvoso

Ponto	pH	Turb (UNT)	OD (mg L ⁻¹)	DBO (mg L ⁻¹)	ST (mg L ⁻¹)	PO ₄ ³⁻ (mg L ⁻¹)	CT (NMP/100 mL)	ΔT (°C)	NO ₃ ⁻ (mg L ⁻¹)
1	7,35	5,4	7,4	5,9	13,0	0,07	2,75E+03	0	0,22
2	6,89	24,6	7,4	4,7	61,3	0,09	2,74E+03	0	0,49
3	6,99	37,7	6,3	11,6	63,7	0,08	1,00E+03	0	1,00
5	6,32	84,3	6,7	10,2	283,0	0,30	2,17E+04	0	0,83
7	6,86	41,7	6,5	12,6	76,7	0,08	7,68E+03	0	0,50
9	6,60	31,3	6,6	8,5	68,4	0,06	1,24E+04	0	0,71
11	6,31	40,9	7,0	21,2	163,0	0,07	1,41E+03	0	0,95
13	6,71	32,4	6,7	14,7	76,7	0,08	1,40E+04	0	0,68
15	6,70	29,9	6,5	11,7	94,7	0,10	3,16E+02	0	0,73

Variáveis com valores acima do limite estabelecido pela Resolução CONAMA 357/2005, para rio classe 2 – **itálico e negrito**

respectivamente, do que no período de estiagem (Quadro 17), quando foram obtidos valores de 6,6 UNT e 77,7 mg L⁻¹, respectivamente. Este fato se deveu ao arraste de material de solo, promovido pelo escoamento superficial, ocorrido na bacia de drenagem do rio em estudo, tal como também observado por FRITZSONS et al. (2003) e ZILLMER et al. (2007). Consequentemente, observou-se aumento nos valores médios das concentrações das variáveis químicas fosfato e nitrato, cujas concentrações, no período de estiagem, foram de 0,07 e 0,23 mg L⁻¹, respectivamente, e no período chuvoso de 0,10 e 0,68 mg L⁻¹, respectivamente. Isso pode ser atribuído à solubilização de sais ou ao deslocamento de íons, retidos ou não às partículas de solo, carregados para o meio aquático, aumentando o aporte destes nutrientes, tal como também observado por SHIGAKI (2006). RODRÍGUEZ (2001) observou, entretanto, aumento na concentração de nutrientes nas águas no período de estiagem, e atribuiu este fato ao aumento na concentração dos mesmos nas águas, devido à redução da vazão.

Em relação às concentrações médias de oxigênio dissolvido, foram obtidos valores médios menores no período chuvoso (6,8 mg L⁻¹) em relação ao período de estiagem (7,4 mg L⁻¹). Este fato é comum no início do período chuvoso, devido ao aumento do conteúdo de matéria orgânica na água, consequência da “lavagem de superfícies”, tanto na área urbana como na rural, já que há consumo de oxigênio dissolvido para a estabilização da matéria orgânica. Isso se confirmou com o aumento nas concentrações médias da variável bioquímica (DBO), cujo valor foi de 6,3 mg L⁻¹ no período de estiagem e 11,2 mg L⁻¹ no período chuvoso, diferentemente do que foi observado por RODRÍGUEZ (2001).

Os valores médios obtidos para a variável biológica coliformes termotolerantes foram maiores no período chuvoso (3,58E+03 NMP/100 mL) que os obtidos no período de estiagem (1,75E+03 NMP/100 mL). Isso demonstrou que o “efeito diluição” devido ao aumento da vazão é menos significativo que o “efeito lavagem”, isto é, as chuvas lavaram as áreas urbanas (ruas, praças, jardins), assim como, no meio rural (áreas de pastagem, de criatório de animais e edificações), arrastando, por escoamento superficial, excrementos de animais e outros materiais orgânicos para o leito do corpo de água, o que aumentou

consideravelmente o risco de contaminação por patógenos humanos e de doenças veiculadas pela água. GONÇALVES et al. (2005) verificaram redução no número de coliformes termotolerantes no período chuvoso, quando avaliada a qualidade da água do Arroio Lino (RS). Segundo o autor este fato deveu-se, provavelmente, à ausência de precipitação nos dias que antecederam as coletas os meses chuvosos, e à ocorrência de chuvas antes da coleta, inclusive com alta precipitação nos dias da coleta dos meses de junho e agosto.

A variabilidade nos valores de contaminantes microbiológicos entre os pontos de coleta e épocas do ano é comum nos trabalhos de monitoramento da qualidade da água, já que além de outras interferências, segundo CRABILL et al. (1999), essa variável pode ser alterada quando há revolvimento do sedimento do rio e alterações no uso do solo.

Torna-se importante elucidar que o regime de vazão do Rio Pomba sofreu interferência direta pela operação das três Pequenas Centrais Hidroelétricas (PCHs), construídas em seu leito, entre as cidades de Guarani e Astolfo Dutra. O nível das águas do Rio Pomba, na cidade de Cataguases, variou, diariamente, em 0,90 m da maior para a menor cota, no período de estiagem. Nos finais de semana, o nível permaneceu na menor cota, por haver menor demanda de energia elétrica e, portanto, menor necessidade de uso de água para acionamento das turbinas das PCHs.

4.1.2 Variáveis que mais influenciaram no conceito final do IQA

Após análise dos valores médios das variáveis que compõem o IQA, por ponto de amostragem, concluiu-se que as variáveis que influenciaram desfavoravelmente no conceito final do índice, tanto para o período de estiagem como para o período chuvoso, conforme apresentado nos Quadros 22 e 23, respectivamente, foram as variáveis bioquímica e biológica, representadas, respectivamente, pela DBO e pelos coliformes termotolerantes. Esta influência predominou em praticamente todos os trechos estudados, tendo sido ultrapassado o limite estabelecido na Resolução CONAMA 357, para cursos de água classe 2, que é de 5 mg L^{-1} para DBO e 1000 NMP/100 mL para coliformes termotolerantes, o que comprometeu a qualidade microbiológica destas águas. Em avaliação da qualidade das águas do Rio Pomba, ALMEIDA (2006) verificou que as variáveis que mais influenciaram negativamente o índice de qualidade da água foram os coliformes termotolerantes e a turbidez. Já, TOLEDO & NICOLELLA (2002) verificaram que a qualidade da água em região rural e região urbanizada foi influenciada principalmente por oxigênio dissolvido, fósforo, amônio e condutividade elétrica. No entanto, esses autores não avaliaram coliformes termotolerantes e nem DBO.

Em alguns trechos estudados, houve também aumento no aporte de elemento fosfato, conforme apresentado nos Quadros 22 e 23, tendo sido suplantado o valor padrão estabelecido na Resolução CONAMA 357 que, para cursos de água classe 2, em regime lótico, é de $0,10 \text{ mg L}^{-1}$ de P.

No trecho 3 -5 a montante do Rio Lontra (Quadro 5), logo após a cidade de Mercês, representado pelo ponto 5 (Figura 3), observou-se grande elevação no valor da turbidez (133,5 UNT), no período chuvoso (nov / 2006), ultrapassando o valor padrão estabelecido pela Resolução CONAMA 357 que, para cursos de água 2, estabelece o valor 100 UNT. Para TOLEDO et al. (2002), a turbidez da água tem sua origem na erosão natural e nas atividades humanas, principalmente de urbanização (Figura 22), que ocorrem em toda a área da bacia hidrográfica em estudo.



Figura 22 . Área em urbanização, Cataguases - MG

4.1.3 Influência do uso e ocupação do solo no IQA

A qualidade da água é o reflexo do uso e ocupação do solo em uma bacia hidrográfica, sendo que a qualidade tende a piorar da nascente em direção à foz, principalmente quando a bacia é intensamente explorada. Esta tendência foi verificada na área amostrada da bacia do Rio Pomba e, de forma semelhante, observada por LEONARDO (2003) e ALMEIDA (2006). Segundo TOLEDO et al. (2002), estudos realizados na cultura ou em cursos de água margeados por áreas com arroz irrigado, indicaram que os dados de IQA evidenciam a existência de um gradiente de degradação da qualidade da água da cabeceira para a foz do rio. No entanto, ROOSCH et al. (2007) determinando o índice de qualidade de água do Ribeirão do Meio (SP), avaliaram tendência de melhoria da nascente para a foz, o que foi justificado pela menor contaminação ao longo do corpo de água e grande capacidade autodepurativa.

O trecho 1-2 localiza-se na parte superior extrema da bacia hidrográfica, isto é, na região de cabeceira. Este trecho, devido à grande declividade do terreno, mesmo apresentando 29,8% da área amostrada coberta por matas, valor bem superior aos demais trechos, houve grande perda de solo no período chuvoso, o que ficou evidente pela elevação no valor da turbidez das águas do Rio Pomba, que passou de 2,4 para 24,6 UNT. Isso também se refletiu no aumento da concentração de sólidos totais, que foi de 17,7 para 61,3 mg L⁻¹. As concentrações de fosfato e nitrato aumentaram em 225% e 445%, respectivamente, no período chuvoso, quando comparados com os valores obtidos no período de estiagem. Admite-se que isto se atribuiu ao intenso escoamento superficial que ocorre principalmente nas áreas de cultivos e pastagem, as quais representam 1,3% e 58,3%, respectivamente, da área total amostrada do trecho. Entretanto, deve-se considerar o efeito lavagem de superfície, principalmente no início do período chuvoso, carreando maiores quantidades de material orgânico para o corpo de água, o que ficou caracterizado pelo aumento no valor médio da concentração de DBO que foi de 3,8 mg L⁻¹ (estiagem) para 4,7 mg L⁻¹ (chuvoso). De modo semelhante a este trabalho, MANSOR et al. (2006), em estudos de cargas difusas de origem rural em uma sub-bacia do Rio Jaguari (SP), observaram existir dependência entre as cargas de fósforo geradas na sub-bacia e o escoamento superficial causado pelas precipitações.

Em se tratando de coliformes termotolerantes, pode-se observar que suas concentrações diminuíram, alterando de 6,49E+03 para 2,74E+03 NMP/100 mL, consequência da baixa influência que a carga orgânica difusa promoveu, além da contribuição do escoamento superficial, na diluição do material orgânico, mesmo que existente em baixas concentrações na água.

No trecho (2-3), a jusante da cidade de Santa Bárbara do Tugúrio até a montante do Rio Paciência, que apresenta para a área amostrada cobertura florestal de apenas 14,9% e é ocupado, predominantemente, por áreas de pastagens (73,8%), verificou-se, no período chuvoso, grandes perdas de solo, embora em percentual menor que o observado no trecho 1-2, o que concorreu para aumentar a turbidez das águas do Rio Pomba de 7,4 para 37,7 UNT, na

concentração de nitrato de 0,09 para 1,0 mg L⁻¹ e na concentração de material orgânico, representado pela DBO, de 6,5 para 11,6 mg L⁻¹. Como a montante do ponto de coleta das amostras de água deste trecho não existem cidades e nem lançamentos expressivos de efluentes, atribuiu-se o aumento na concentração de DBO à contribuição de material orgânico, proporcionado pelas áreas de pastagem (73,8%) e de cultivo (4,7%), áreas exploradas, em sua maior parte, sem a utilização de qualquer tipo de prática conservacionista de solo. TOLEDO et al. (2002), ao avaliarem a qualidade da água em uma microbacia sob uso agrícola e urbano, observou que, onde o uso agrícola predominava, a influência das variáveis turbidez e sólidos suspensos totais foram mais expressivas, devido à ocorrência de processos erosivos do solo.

No trecho 2-3 houve, também, decréscimo na concentração de oxigênio dissolvido, que passou de 7,3 para 6,3 mg L⁻¹. Admitiu-se que isso tenha se devido ao aumento no aporte de matéria orgânica no meio aquático, já comentado anteriormente, que tem como consequência a redução na concentração de oxigênio dissolvido no meio. A concentração de coliformes termotolerantes diminuiu, provavelmente, pela falta de entrada de efluentes domésticos neste trecho, pois não existem cidades ao longo do mesmo, e nem lançamento expressivo de outras águas residuárias, sendo um trecho tipicamente rural. A baixa contaminação também pode ser um indicativo de que criatórios de animais não tem tido influência na qualidade das águas.

No trecho (3-5), a jusante do Rio Paciência até a montante do Rio Lontra, a área amostrada possui cobertura vegetal de culturas, matas e pastagens iguais a 3,4, 19,8 e 70,1%, respectivamente. Neste trecho, o Rio Pomba recebe, logo no início, todos os efluentes doméstico e industrial gerados na área urbana do município de Mercês, conduzido pelo Rio Paciência, o que promoveu grande piora na qualidade de suas águas. A qualidade da água piorou em virtude do aumento na concentração de matéria orgânica, o que proporcionou alteração nos valores das concentrações de DBO do período de estiagem (8,5 mg L⁻¹) para o período chuvoso (10,2 mg L⁻¹). Praticamente, toda a alteração ocorrida foi atribuída ao carreamento de poluentes orgânicos das áreas de drenagem de águas pluviais,

incluindo áreas residenciais, industriais e de mineração, especialmente extração de areia, visto que o trecho possui apenas 3 km de extensão, não recebendo contribuição expressiva de áreas rurais.

Os coliformes termotolerantes passaram de $3,05\text{E}+03$ para $2,17\text{E}+04$, o que influencia, diretamente, na piora do conceito de qualidade da água no trecho que, na maioria das campanhas, foi classificado como Ruim. Isso demonstra que o efeito diluição, característica do período chuvoso, não provocou redução na concentração da variável coliformes termotolerantes. A concentração de sólidos totais alterou de 82,7 para $283,0\text{ mg L}^{-1}$, devido ao escoamento superficial em que as áreas ribeirinhas deste trecho do rio estão sujeitas, inclusive com incidências de desbarrancamento das margens do rio (Figura 23), o que influenciou, relevantemente, os valores obtidos para a turbidez nos períodos de estiagem e chuvoso, que passou de 10,6 para 84,3 UNT, respectivamente.



Figura 23. Desbarrancamento marginal, Santa Bárbara do Tugúrio - MG

ZILLMER et al. (2007) comentaram que o aumento na turbidez com a elevação da vazão é justificado pelo carreamento de maiores quantidades de partículas orgânicas e inorgânicas provocado pelo escoamento superficial e do próprio leito do curso de água. Segundo CARVALHO et al. (2004), no caso de coliformes termotolerantes, não se observou o efeito diluição pelas chuvas. Os mesmos autores relatam que, no que se refere à turbidez e aos sólidos totais, esperava-se um aumento dos valores devido às correntes de águas pluviais, o que foi observado.

A concentração de fosfato alterou consideravelmente, passando de 0,05 para 0,30 mg L⁻¹ e a concentração de nitrato de 0,16 para 0,83 mg L⁻¹, o que se atribui aos lançamentos de efluentes domésticos e industriais da cidade de Mercês.

No trecho (5-7), a jusante do Rio Lontra até a montante do Rio São Manoel, situado a montante da área urbana do município de Rio Pomba, com distribuição de cobertura vegetal da área amostrada igual a 5,3, 15,5 e 71,2%, respectivamente para áreas de cultivo, matas e pastagens. A qualidade da água do Rio Pomba foi influenciada, basicamente, por atividades do meio rural, uma vez que não existe, no trecho, aglomerado populacional significativo, capaz de gerar alterações perceptíveis na qualidade das águas. A concentração de matéria orgânica aumentou no período chuvoso, passando a DBO de 3,8 para 12,6 mg L⁻¹, o que possivelmente tenha ocorrido devido ao, já comentado, “efeito lavagem” da superfície de áreas rurais, isto é, áreas de pastagens, de cultivo, de criatório de animais e de construções rurais, chegando ao corpo de água por escoamento superficial. Houve, também, o aumento no aporte de fosfato, passando de 0,06 para 0,08 mg L⁻¹, e de nitrato, que se alterou de 0,17 para 0,50 mg L⁻¹ nas águas do Rio Pomba. Esses resultados podem estar associados à degradação do material orgânico encontrado no meio aquático, visto que as concentrações de oxigênio dissolvido sofreram reduções do período de estiagem em relação ao chuvoso, passando de 7,6 para 6,5 mg L⁻¹.

As concentrações de sólidos totais se mantiveram com valores praticamente constantes, 73,7 e 76,7 mg L⁻¹, nos períodos de estiagem e chuvoso,

respectivamente. Provavelmente, isto se deveu à influência do reservatório de água de uma PCH, presente no trecho e que funciona como sedimentador de partículas em suspensão, promovendo a redução na concentração dos sólidos totais no período chuvoso, a jusante da barragem.

O trecho (7-9), a jusante do Rio São Manoel até a montante do Rio Xopotó, de área amostrada recoberta com 4,1% de culturas, 18,2% de matas e 71,3% de pastagens, é o mais longo de todos os trechos estudados do Rio Pomba, incluindo os centros urbanos de Guarani e Astolfo Dutra, tendo instaladas três PCHs entre estes dois municípios.

Observou-se que os valores de DBO das águas, nos períodos de estiagem e chuvoso, praticamente não se alteraram, passando de 8,1 para 8,5 mg L⁻¹, mesmo estando sujeitas ao efeito lavagem de superfícies urbanas e rurais no período chuvoso. Este fato pode ser atribuído a existência dos reservatórios de água, posicionados a montante da área urbana do município de Astolfo Dutra, servindo como grande sistema de tratamento de efluentes (lagoas facultativas), promovendo a redução da carga orgânica no período chuvoso, devido ao armazenamento de água pelos reservatórios das PCHs.

Quanto aos sólidos totais, observou-se que, do período de estiagem para o período chuvoso, houve decréscimo em suas concentrações, passando de 104,4 para 68,4 mg L⁻¹, respectivamente. Possivelmente, isto possa estar associado ao tratamento das águas proporcionado pelos reservatórios das PCHs, que, promoveu a sedimentação dos sólidos suspensos, a montante das barragens.

Torna-se importante ressaltar que o aumento na concentração de coliformes termotolerantes do período de estiagem para o chuvoso de 8,37E+02 para 1,24E+04, respectivamente, tenha ocorrido devido ao efeito lavagem de superfícies, da área urbana do município de Astolfo Dutra, situando-se logo a montante do ponto de coleta das amostras de água do trecho em estudo.

O trecho (9-11), a jusante do Rio Xopotó até a montante do Rio Novo, recebe, logo após seu início, o Rio Xopotó, o primeiro tributário de vazão expressiva e que chega a ser semelhante à do Rio Pomba. As concentrações de DBO alteraram-se consideravelmente do período de estiagem para o período

chuvoso, passando de 5,1 para 21,2 mg L⁻¹ (Quadros 22 e 23), levando este trecho ao conceito Ruim, no período chuvoso. Possivelmente, esta alteração tenha ocorrido devido à recepção das águas do Rio Xopotó, possuidor de águas de baixa qualidade, somado ao aporte de material orgânico, na forma de efluente doméstico, lançado nos municípios de Astolfo Dutra e Dona Euzébia, além do material orgânico proveniente das áreas urbana e rural, arrastados para a calha do Rio Pomba, por escoamento superficial. Provavelmente, o fator mais importante para o grande aumento nas concentrações de DBO, neste trecho, seja a produção de mudas frutíferas e outras, com intenso uso de composto orgânico, que é a principal atividade do município de Dona Euzébia, com 16,5% da área amostrada do trecho destinada à cultura (produção de mudas), 10,3% às matas e 69,2% às pastagens.

As concentrações de sólidos totais nas águas do Rio Pomba nos períodos de estiagem e chuvoso foram, respectivamente, 187,7 e 163,0 mg L⁻¹ (Quadros 22 e 23). Possivelmente, o valor obtido no período chuvoso esteja relacionado ao baixo percentual de áreas cobertas por matas e ao intensivo uso do solo, na região, deixando-o totalmente desprovido de vegetação. Já intensa extração de areia no trecho em estudo foi, certamente, o fator responsável pelo aumento na concentração de sólidos totais no período de estiagem, sendo desprezível o efeito do escoamento superficial. A concentração de fosfato igual a 0,10 mg L⁻¹ no período de estiagem deveu-se, possivelmente, à grande carga de efluentes domésticos lançados no corpo de água, submetida, portanto, a uma menor diluição. O aumento no aporte de nitrato de 0,42 para 0,95 mg L⁻¹, do período de estiagem para o período chuvoso, deveu-se provavelmente ao intenso uso deste nutriente na produção de mudas, chegando às águas do Rio Pomba por escoamento superficial. Os altos valores encontrados para as concentrações de oxigênio dissolvido, 8,6 mg L⁻¹ (estiagem) e 7,0 mg L⁻¹ (chuvoso), deveu-se à grande capacidade de reaeração do Rio Pomba, por meio de corredeiras, existentes nesta região (Figura 24).



Figura 24. Rio Pomba, Dona Euzébia - MG

O trecho (11-13), a jusante do Rio Novo até a montante do Córrego Meia Pataca recebe outro rio de vazão expressiva, o Rio Novo. A área amostrada tem 2,3% coberta por culturas, 8,6% por matas e 63,9 por pastagens.

As concentrações de DBO sofreram alterações semelhantes às do trecho 9-11, alterando-se, expressivamente, do período de estiagem para o período chuvoso, passando de 7,1 para 14,7 mg L⁻¹ (Quadros 22 e 23), respectivamente. Este fato, provavelmente foi decorrente do efeito lavagem de superfícies da área urbana do município de Cataguases e do lançamento de grande quantidade de efluente doméstico, sem qualquer tipo de tratamento, no Rio Pomba. As concentrações de coliformes termotolerantes passaram do período de estiagem para o período chuvoso, de 1,98E+03 para 1,41E+04 e a turbidez de 5,3 para 32,4 UNT (Quadros 22 e 23). Estes fatos, certamente, ocorreram em razão do efeito lavagem, promovido pelo escoamento superficial de águas pluviais, provenientes da zona urbana de Cataguases, o que veio a comprometer, consideravelmente, a qualidade das águas do Rio Pomba. A mesma tendência foi observada por SAAD

et al. (2007), que verificaram a elevação na concentração de coliformes termotolerantes no verão, associando tal comportamento ao aumento na vazão dos tributários, no período de chuvas, o que é sustentado pela correlação do IQA com a turbidez.

Os sólidos totais também alteraram suas concentrações, passando de 36,7 mg L⁻¹ para 76,7 mg L⁻¹ (Quadro 22 e 23), do período estiagem para o período chuvoso, o que foi proporcionado pelo escoamento superficial. Isto foi possível, devido à grande intervenção nos solos da região, principalmente no perímetro urbano, em decorrência de obras da construção civil, como por exemplo, desaterros para novas edificações e abertura de ruas para formação de novos bairros (Figura 25). Acredita-se que as concentrações de nitrato, de 0,40 e 0,68 mg L⁻¹, obtidas nos períodos de estiagem e chuvoso, respectivamente, foram justificadas pelo lançamento de efluentes domésticos e, principalmente, industriais na área urbana do município de Cataguases.



Figura 25. Área em avançado estado de degradação, Cataguases - MG

O trecho (13-15), a jusante do Córrego Meia Pataca até a jusante da cidade de Cataguases, abrange parte do perímetro urbano da cidade de Cataguases, imediatamente a jusante do Córrego Meia Pataca, com 10,6% de área amostrada coberta por culturas, 12,8% por matas e 66,6% por pastagens. A situação deste trecho é semelhante à observada no trecho 11-13, com as concentrações de DBO alterando de 8,9 para 11,7 mg L⁻¹ e de nitrato alterando de 0,49 para 0,73 mg L⁻¹, do período de estiagem para o chuvoso. Observou-se que as concentrações de fosfato do trecho 11-13 e do trecho 13-15 foram, respectivamente, de 0,08 e 0,10 mg L⁻¹ (Quadros 22 e 23), tanto no período de estiagem como no chuvoso, valores considerados altos. Entende-se, que isto se deveu, principalmente, ao lançamento de efluentes domésticos, sem qualquer tipo de tratamento, e industriais, gerados na área urbana do município, tendo em vista que o regime de vazão do Rio Pomba, neste trecho, sofreu influência direta da operação das PCHs, conforme demonstrado no Quadro 21.

CARVALHO et al. (2004), quando da avaliação da qualidade da água do Ribeirão Ubá (MG), chegaram a resultados semelhantes aos obtidos neste trabalho, confirmando que, à medida que se afasta dos centros urbanos, há tendência de decréscimo nos valores de DBO.

A bacia hidrográfica do Rio Pomba é uma área intensamente ocupada e explorada, sofrendo constantes intervenções antrópicas, seja no meio urbano ou rural, o que a conduz a um estado de degradação bastante avançado, com a supressão de quase a totalidade de suas matas ciliares, com exceção da região de cabeceira, na qual imposições físicas do relevo as protegem. Considera-se que as matas ciliares respondam pela redução da deposição de poluentes de fontes não pontuais em rios e lagos, em diversos tipos de microbacias, uma vez que controlam o ambiente físico e químico dos rios e promovem os equilíbrios físicos, químicos e biológicos das margens de rios e corpos de água. O processo de contaminação da água em áreas desmatadas é acelerado (GONÇALVES et al., 2005), o que tem ocorrido na área da bacia do Rio Pomba, avaliada neste estudo.

A faixa de terreno amostrada nesta bacia hidrográfica, apenas 15,05% está coberta com matas, as quais se localizam, principalmente, nos topos de morro, em locais relativamente distantes das margens dos cursos de água, conforme apresentado nas Figuras 26 e 27. Além disso, mais de 72% da área amostrada, apresentou-se ocupada por pastagens, ficando evidenciado, ao longo de todo o percurso estudado, estado avançado de degradação, causado, principalmente, pelo seu uso intensivo e inadequado e, ou, por falta de práticas conservacionistas do solo (Figura 28).

As áreas destinadas a cultivos, com exploração de agricultura convencional, somaram 5,06% da área amostrada (Figuras 29 e 30), as quais também demonstraram características de uso intenso e inadequado, com baixo emprego de práticas conservacionistas do solo.



Figura 26. Mata de topo de morro, Santa Bárbara do Tugúrio – MG



Figura 27. Mata de topo de morro, Mercês – MG



Figura 28. Uso inadequado do solo, sem emprego de práticas conservacionistas, Rio Pomba - MG



Figura 29. Área de cultivo degradada, Rio Pomba – MG



Figura 30. Área de cultivo degradada, Dona Euzébia - MG

4.2 Índice de estado trófico (IET)

Os valores obtidos para as concentrações de fósforo total e seus respectivos índices de estado trófico, para as águas do Rio Pomba, estão apresentados no Quadro 24.

O valor máximo para a concentração de fósforo total observada no presente trabalho foi de $586 \mu\text{g L}^{-1}$, em amostra coletada no ponto 5, a jusante da confluência com o Rio Paciência (receptor dos efluentes da cidade de Mercês), o que possivelmente se deveu ao escoamento superficial associado às primeiras chuvas, no início do período chuvoso, conduzindo grande quantidade de sedimentos para o curso de água, comprovada pela alta turbidez ($133,5 \text{ UTN}$), e sólidos totais (452 mg L^{-1}) apresentados no Quadro 14, somado aos despejos de esgoto doméstico da cidade de Mercês.

Segundo LAMPARELLI (2004), as concentrações médias dos nutrientes, sobretudo o fósforo total, são mais elevadas em ambientes lóticos ($193 \mu\text{g L}^{-1}$) que em ambientes lênticos ($75 \mu\text{g L}^{-1}$). No ano 2000, esse autor verificou que, dentre todos os valores das concentrações de fósforo total obtidas pela rede de monitoramento do Estado de São Paulo, 85,9% superaram o valor estabelecido na Resolução CONAMA nº 20, de 1986 (BRASIL, 1986). O autor relatou que não houve diferença entre as concentrações deste elemento em períodos secos e chuvosos, para ambientes lóticos.

Foi verificado que, dentre todos os valores das concentrações de fósforo total obtidas neste trabalho, 47,22% ultrapassaram o padrão estabelecido na Resolução CONAMA nº 357 (BRASIL, 2005) para águas de classe 1 e 2, regime lótico, que é de $100 \mu\text{g L}^{-1}$. BARROS (2008) observou que as concentrações de fósforo total nas águas do Rio Turvo Sujo ultrapassaram, em todos os pontos e épocas avaliadas, o limite máximo estabelecido na Resolução CONAMA nº 357 (BRASIL, 2005) para águas de classe 1 e 2, regime lótico.

Quadro 24. Valores do Índice de Estado Trófico (IET) e do fósforo total (P_T) nos diferentes pontos de coleta no Rio Pomba

	Período de estiagem				Período chuvoso			
	Campanha 1 (ago / 2006)		Campanha 4 (mai / 2007)		Campanha 2 (nov / 2006)		Campanha 3 (fev / 2007)	
Ponto de coleta de amostra	P_T ($\mu\text{g L}^{-1}$)	IET	P_T ($\mu\text{g L}^{-1}$)	IET	P_T ($\mu\text{g L}^{-1}$)	IET	P_T ($\mu\text{g L}^{-1}$)	IET
Região de nascente do Rio Pomba	25	43	54	54	104	64	78	60
Rio Pomba a jusante de S. Bárbara Tugúrio	52	54	50	53	144	68	86	61
Rio Pomba a montante do Rio Paciência	68	58	108	64	118	66	104	64
Rio Pomba a montante do Rio Lontra	89	61	43	51	586	89	103	64
Rio Pomba a montante do Rio São Manoel	93	62	66	57	123	66	98	63
Rio Pomba a montante do Rio Xopotó	67	57	80	60	78	60	76	59
Rio Pomba a montante do Rio Novo	71	58	180	72	104	64	65	57
Rio Pomba a montante do C. Meia Pataca	112	65	110	65	108	64	102	63
Rio Pomba a jusante de Cataguases	182	72	98	63	156	70	108	64

Estado Eutrófico – *itálico e negrito*. Estado Hipereutrófico – *itálico, negrito e sublinhado*

O trecho aqui considerado como parte do alto Rio Pomba, isto é, da nascente até a confluência com o Rio Paciência, apresentou valores médios para as concentrações de fósforo total de $40 \mu\text{g L}^{-1}$ no ponto 1 e $51 \mu\text{g L}^{-1}$ no ponto 2, no período de estiagem (Quadro 24), não caracterizando estado eutrófico; porém, a partir deste ponto, onde se inicia o surgimento de centros urbanos mais populosos, o aumento no aporte de fósforo começou a comprometer a classificação trófica das águas do Rio Pomba, apresentando para o trecho considerado como médio Rio Pomba, valores médios para as concentrações de fósforo total iguais a $111 \mu\text{g L}^{-1}$ no ponto 13 e $140 \mu\text{g L}^{-1}$ no ponto 15, para o período de estiagem. Já no período chuvoso, para os pontos 1 e 2, os valores médios para as concentrações de fósforo total foram de 91 e $115 \mu\text{g L}^{-1}$, respectivamente, e para os pontos 13 e 15 foram de 105 e $132 \mu\text{g L}^{-1}$ (Quadro 24), respectivamente. Segundo CHAPMAN (1992) as concentrações de fósforo, na maioria das águas naturais, encontram-se entre $5 \mu\text{g L}^{-1}$ e $20 \mu\text{g L}^{-1}$, valores bem inferiores ao encontrado neste trabalho, demonstrando claramente o grau de comprometimento imposto pelas intervenções antrópicas.

Comparando os valores de classificação do IET, segundo TOLEDO Jr. (1990), apresentados no Quadro 2, com os valores obtidos de IET, a partir das concentrações de P_{total} na água, para os pontos estudados no Rio Pomba, apresentados no Quadro 24, observa-se que, no período de estiagem, nas campanhas 1 (agosto 2006) e 4 (maio 2007), o Rio Pomba se encontrava parcialmente eutrofizado. Já no período chuvoso, nas campanhas 2 (novembro 2006) e 3 (fevereiro 2007), todo o percurso estudado ficou caracterizado por se apresentar em estado eutrófico, com a faixa de variação do IET predominando entre $54 \mu\text{g L}^{-1}$ e $74 \mu\text{g L}^{-1}$.

Este aumento no aporte de P_{total} no corpo de água é justificável pelo mecanismo do escoamento superficial, freqüente nos períodos chuvosos, principalmente em solos desprovidos de vegetação ou com predominância de cobertura rasteira, 72,63% da área amostrada da faixa de terreno compreendida pelas margens do Rio Pomba (Quadro 6), condição que possibilita o carreamento de grandes quantidades de material de solo para os corpos de água, aumentando

os valores médios das concentrações de fósforo total, que no período de estiagem, foi de 86,61 $\mu\text{g L}^{-1}$ e no período chuvoso de 130,05 $\mu\text{g L}^{-1}$. Isso pode ser atribuído à solubilização de sais ou ao deslocamento de íons, retidos ou não às partículas de solo, carregados para o meio aquático, tal como também observado por SHIGAKI (2006).

Considerou-se também, como fator preponderante para o aumento da concentração de fósforo nas águas do Rio Pomba, a contribuição dos centros populacionais situados às suas margens, com lançamentos de efluentes domésticos e industriais, o que pode ser confirmado pela tendência de maiores valores para as concentrações de fósforo total, a jusante das áreas urbanizadas (Quadro 24). Outro fator que propiciou o aumento na concentração de fósforo total no período chuvoso foi o “efeito lavagem”, isto é, as chuvas lavaram as áreas urbanas (ruas, praças, jardins), assim como, no meio rural (áreas de pastagem, de criatório de animais e edificações), arrastando, por escoamento superficial, excrementos de animais e outros materiais orgânicos para o leito do corpo de água.

Segundo PRADA & OLIVEIRA (2006), os sedimentos em corpos hídricos têm papel fundamental na ciclagem de nutrientes, pois a carga interna dos nutrientes proveniente desses sedimentos pode ser da mesma ordem de magnitude ou até mesmo maior que aquela advinda das entradas externas. Logo, o aumento no aporte de fósforo nas águas do Rio Pomba, no período chuvoso, pode também estar relacionado à ressuspensão dos sedimentos de fundo, com o aumento da vazão.

RODRÍGUEZ (2001) observou, ao contrário do que foi obtido neste trabalho, aumento na concentração de nutrientes nas águas no período de estiagem e atribuiu este fato ao aumento na concentração dos mesmos nas águas, devido à redução da vazão. STACCIARINI (2002), avaliando a qualidade dos recursos hídricos em Paulínia (SP), observou que, na maioria dos pontos estudados, as concentrações de fósforo foram maiores no período de estiagem. CRUZ (2003) chegou aos mesmos resultados, realizando trabalhos no Rio Uberaba. Avaliando o Rio Turvo Sujo, BARROS (2008) encontrou maiores

concentrações de fósforo total no período chuvoso. No presente trabalho, o comportamento sazonal do fósforo foi semelhante ao observado por BARROS (2008), portanto, acredita-se que isso se deveu à forte influência antrópica que está sujeita a bacia do Rio Pomba.

Apesar das altas concentrações de P na água, não se observou, ao longo do percurso estudado, presença de vegetação aquática no talvegue do rio, o que pode estar associado à velocidade de escoamento das águas do Rio Pomba, desfavorecendo tal formação, o que também foi observado por GONÇALVES et al. (2005).

4.3 Coeficiente de desoxigenação (K_1)

Valores obtidos para os coeficientes de desoxigenação K_1 , nos trechos estudados no Rio Pomba, estão apresentados no Quadro 25 e os valores médios aritméticos de K_1 , calculados a partir dos dados contidos no Quadro 25, para os períodos de estiagem e chuvoso, no Quadro 26.

Quadro 25. Valores de K_1 obtidos para períodos de estiagem e chuvoso

Nº	Ponto de coleta de amostra	Coeficiente de desoxigenação K_1 (d^{-1})			
		Período de estiagem		Período chuvoso	
		ago/2006	mai/2007	fev/2007	nov/2006
I	Rio Pomba, a jusante da cidade de Santa Bárbara do Tugúrio	0,11	0,14	0,07	0,11
II	Rio Pomba, a jusante da cidade de Rio Pomba	0,10	0,10	0,28	0,20
III	Rio Pomba, a jusante da confluência com o Rio Novo	0,15	0,10	0,17	0,15

Quadro 26. Valores médios de K_1 obtidos para períodos de estiagem e chuvoso

Nº	Ponto de coleta de amostra	Coeficiente de desoxigenação K_1 (d^{-1})	
		Período de estiagem	Período chuvoso
I	Rio Pomba, a jusante da cidade de Santa Bárbara do Tugúrio	0,13	0,09
II	Rio Pomba, a jusante da cidade de Rio Pomba	0,10	0,24
III	Rio Pomba, a jusante da confluência com o Rio Novo	0,13	0,16

Os valores médios obtidos de K_1 para os pontos I e III, nos períodos de estiagem e chuvoso, e para o ponto II, no período de estiagem, se enquadraram na categoria de rios de águas limpas (Quadro 26), quando comparados com valores típicos, apresentados no Quadro 3. Já para o ponto II, no período chuvoso, a jusante da cidade de Rio Pomba, o valor ficou caracterizado como sendo típico de “efluente secundário”, sendo o valor médio obtido de $0,24 d^{-1}$. Esses resultados reforçam a tese de que há contaminação mais recente das águas neste trecho do Rio Pomba. O lançamento dos esgotos da cidade de Rio Pomba, próximo ao ponto de coleta das amostras de água, propiciou o aumento na concentração de material orgânico mais lábil, o que é indicado pelos maiores valores obtidos para K_1 .

Nos pontos II e III, no período chuvoso, os valores obtidos para K_1 foram, respectivamente, de $0,24$ e $0,16 d^{-1}$ e no período de estiagem de $0,10$ e $0,13 d^{-1}$ (Quadro 26). Conforme pode ser observado, houve aumento nos valores médios de K_1 , no período chuvoso, o que é indicativo de aumento na concentração de material orgânico mais lábil nas águas do Rio Pomba, o que foi comprovado pelo aumento dos valores de DBO que passou de $6,3$, no período de estiagem, a $11,2 mg L^{-1}$, no período chuvoso (Quadro 17 e 18). Isso se deu, conforme já discutido, em razão do escoamento superficial, arrastando este material orgânico, seja de

área urbana ou rural, para a calha do rio. Em estudos realizados por BARROS (2008) no Rio Turvo Sujo, foram encontrados valores médios de K_1 iguais a 0,12 e 0,14 para os períodos de estiagem e chuvoso, respectivamente. Segundo BARROS (2008) este fato pode ser atribuído à maior concentração de matéria orgânica carregada para o rio, devido ao escoamento superficial e às temperaturas mais elevadas ocorridas nesta época.

No ponto II, na amostragem efetuada em fev / 2008, apresentada no Quadro 25, verificou-se aumento no valor de K_1 , que passou a 0,28 d^{-1} , o que pode ser atribuído às contribuições de efluentes domésticos lançados pela área urbana do município de Rio Pomba, que fica imediatamente a montante deste ponto.

Devido ao fato do ponto I se situar em região de cabeceira na bacia hidrográfica, e se localizar bem próximo à nascente do Rio Pomba, onde 29,8% da área amostrada está coberta por mata e apenas 1,3% destinada à culturas, suas águas ficaram menos sujeitas à recepção de material orgânico arrastados por escoamento superficial e por lançamento de efluentes domésticos, pois a montante do mesmo existe apenas a cidade de Santa Bárbara do Tugúrio, de pequena população.

O coeficiente de desoxigenação das águas depende das características da matéria orgânica, além da temperatura e da presença de substâncias inibidoras em solução. Efluentes tratados possuem, por exemplo, menor taxa de degradação, pelo fato da maior parte da matéria orgânica mais facilmente assimilável ou lábil já ter sido removida, restando apenas a parcela de estabilização mais vagarosa. Este coeficiente, segundo von SPERLING (1996a), pode variar de 0,10 a 0,45 d^{-1} . Se a taxa de degradação do material orgânico é baixa, o K_1 estará próximo do menor valor citado.

Deve-se enfatizar que a interpretação dos dados da DBO deve estar sempre vinculada ao conceito do coeficiente de desoxigenação e, por conseguinte, da taxa de oxidação da matéria orgânica, já que este está associado à degradabilidade e, por consequência, ao consumo de oxigênio na água. Este comentário se aplica principalmente quando se tem despejos industriais passíveis

de apresentar grandes variabilidades em relação à biodegradabilidade, ou à taxa de estabilização (von SPERLING, 1996). ALMEIDA (2006) estudou trechos do Rio Pomba similares aos trechos avaliados neste trabalho. Considerando-se os trechos estudados em ambos os trabalhos, os quais referem-se aos trechos I e II, o autor obteve valores de K_1 iguais a 0,15 e 0,24 d^{-1} para o ponto I e de 0,14 e 0,13 d^{-1} para o ponto II, nos períodos de estiagem e chuvoso, respectivamente. Os coeficientes diferiram dos obtidos neste trabalho, no período chuvoso, que foram 0,09 e 0,24 d^{-1} para os pontos I e II, respectivamente. Neste período, ocorreu, aparentemente, inversão nos valores obtidos.

A variação pluviométrica e, conseqüentemente, fluviométrica pode contribuir para alteração da concentração de matéria orgânica no meio, influenciando os valores de K_1 , entretanto, há de se ressaltar a importância da época de amostragem. Se as amostras de água forem coletadas no período de início das chuvas, a tendência é de se obter maiores valores de K_1 do que se elas forem obtidas posteriormente. Isso decorre do fato de que as primeiras chuvas, que são as que promovem a “lavagem de superfícies” e que, por esta razão, são as que promovem maior incremento na concentração de material facilmente degradável, o que é indicado pelo valor de K_1 .

A bacia hidrográfica do Rio Pomba é explorada diversificadamente, ou seja, nela o uso e ocupação do solo é muito variado, sendo utilizado para manutenção de agricultura, pecuária e agroindústrias, além de atividade mineradora e presença de centros populacionais com suas diversas atividades antrópicas. Contudo, pode-se observar que os diversos tipos de efluentes domésticos e industriais gerados pelas diferentes atividades inseridas na área amostrada da bacia hidrográfica possuem baixa concentração orgânica e taxa de lançamento, comparada à vazão Rio Pomba, o que proporciona grande diluição e baixo valor para o coeficiente de desoxigenação.

4.4 Coeficiente de reaeração (K_2)

Os valores dos coeficientes de reaeração K_2 , e seus respectivos valores corrigidos para temperatura de 20°C (K_2'), obtidos nos trechos estudados do Rio Pomba, com base em medições e análises de água efetuados nos períodos de estiagem e chuvoso, estão apresentados nos Quadros 27 e 28, respectivamente. Os valores médios de K_2' , obtidos para cada trecho estudado no Rio Pomba, para os períodos de estiagem e chuvoso, estão apresentados no Quadro 29.

Quadro 27 – Valores do coeficiente de reaeração K_2 e K_2' (base “e”, corrigido para temperatura de 20°C) obtidos em três trechos do Rio Pomba, para o período de estiagem

Outubro / 2007											
Trecho	K_1 (d ⁻¹)	L_o (mg L ⁻¹)	C_t (mg L ⁻¹)	C_s (mg L ⁻¹)	C_o (mg L ⁻¹)	D_o (mg L ⁻¹)	d (m)	v (m s ⁻¹)	t (d)	K_2 (d ⁻¹)	K_2' (d ⁻¹)
Trecho I (41 km)	0,11	7,31	7,5	8,98	6,6	2,4	41000	0,60	0,79	1,02	0,95
Trecho II (32 km)	0,10	14,26	7,2	8,45	7,6	0,8	32000	0,60	0,61	0,67	0,69
Trecho III (9 km)	0,15	9,80	7,6	8,49	7,9	0,6	9000	0,41	0,25	0,35	0,37
Junho/ 2008											
Trecho	K_1 (d ⁻¹)	L_o (mg L ⁻¹)	C_t (mg L ⁻¹)	C_s (mg L ⁻¹)	C_o (mg L ⁻¹)	D_o (mg L ⁻¹)	d (m)	v (m s ⁻¹)	t (d)	K_2 (d ⁻¹)	K_2' (d ⁻¹)
Trecho I (41 km)	0,14	2,60	7,4	9,38	7,4	2,0	41000	0,60	0,79	0,17	0,15
Trecho II (32 km)	0,10	5,22	7,5	8,98	7,6	1,4	32000	0,60	0,61	0,25	0,24
Trecho III (9 km)	0,10	7,83	7,4	8,66	7,5	1,2	9000	0,41	0,25	0,30	0,31

Em que: C_o - concentração inicial de oxigênio, logo após a mistura; C_s - concentração de saturação de oxigênio, em função da temperatura da água; C_t - concentração de oxigênio no tempo igual a t; K_1 - coeficiente de desoxigenação; K_2 - coeficiente de reaeração; K_2' - correção do K_2 para T = 20 °C; L_o - demanda última de oxigênio; D_o - déficit inicial de oxigênio; t - tempo de percurso; v - velocidade de escoamento do curso de água; d - distância percorrida.

Quadro 28 – Valores do coeficiente de reaeração K_2 e K_2' (base “e”, corrigido para temperatura de 20°C) obtidos em três trechos do Rio Pomba, para o período chuvoso

Fevereiro / 2008											
Trecho	K_1 (d⁻¹)	L_o (mg L⁻¹)	C_t (mg L⁻¹)	C_s (mg L⁻¹)	C_o (mg L⁻¹)	D_o (mg L⁻¹)	d (m)	v (m s⁻¹)	t (d)	K_2 (d⁻¹)	K_2' (d⁻¹)
Trecho I (41 km)	0,07	15,40	7,3	8,10	7,4	0,7	41000	0,78	0,61	1,20	1,26
Trecho II (32 km)	0,28	11,97	7,2	7,81	7,3	0,5	32000	0,78	0,48	5,05	5,69
Trecho III (9 km)	0,17	13,10	6,5	7,71	6,9	0,8	9000	0,47	0,22	0,38	0,45
Novembro / 2008											
Trecho	K_1 (d⁻¹)	L_o (mg L⁻¹)	C_t (mg L⁻¹)	C_s (mg L⁻¹)	C_o (mg L⁻¹)	D_o (mg L⁻¹)	d (m)	v (m s⁻¹)	t (d)	K_2 (d⁻¹)	K_2' (d⁻¹)
Trecho I (41 km)	0,11	14,79	7,3	7,95	7,4	0,5	41000	0,78	0,61	2,25	2,42
Trecho II (32 km)	0,20	13,61	7,2	7,66	7,3	0,4	32000	0,78	0,48	5,30	6,11
Trecho III (9 km)	0,15	11,83	6,7	7,56	6,9	0,7	9000	0,47	0,22	1,00	1,21

Em que: C_o - concentração inicial de oxigênio, logo após a mistura; C_s - concentração de saturação de oxigênio, em função da temperatura da água; C_t - concentração de oxigênio no tempo igual a t; K_1 - coeficiente de desoxigenação; K_2 - coeficiente de reaeração; K_2' - correção do K_2 para T = 20 °C; L_o - demanda última de oxigênio; D_o - déficit inicial de oxigênio; t - tempo de percurso; v - velocidade de escoamento do curso de água; d - distância percorrida.

Quadro 29 – Valores médios do coeficiente de reaeração K_2 , obtidos em três trechos do Rio Pomba

Trecho	Coeficiente de reaeração K_2 (d^{-1})	
	Período de estiagem	Período chuvoso
I	0,60	1,73
II	0,46	5,18
III	0,33	0,69

Observou-se, com base nas medições e análises de águas efetuadas no período chuvoso, que os valores médios obtidos para K_2 , nos três trechos estudados, apresentados no Quadro 29, foram maiores que no período de estiagem. Isto se deveu ao aumento da vazão, com conseqüente aumento na velocidade de escoamento das águas, conforme demonstrado no Quadro 21. O aumento na velocidade de escoamento propiciou aumento no turbilhonamento das águas, o que contribui para maior incorporação de gases no meio aquático, melhorando sua oxigenação.

BARROS (2008) observou que os valores médios deste coeficiente diminuíram com o aumento da vazão, passando de $0,52 d^{-1}$ (estiagem) para $0,36 d^{-1}$ (chuvoso) e, ao contrário do que se esperava, o aumento nos valores deste coeficiente não foi proporcional ao aumento da velocidade de escoamento da água.

Comparando os valores médios do coeficiente de reaeração K_2 obtidos para o Rio Pomba com os valores típicos de K_2 apresentados no Quadro 4, observou-se que o referido rio, no trecho I, no período de estiagem, foi caracterizado como “grande rio com velocidade normal”, já que foi obtido um valor médio de K_2 igual a $0,60 d^{-1}$. Isso pode ser justificado pela alta declividade do talvegue do rio no trecho próximo à cabeceira da bacia hidrográfica, influenciando diretamente na velocidade de escoamento das águas. Houve, porém, mudança na caracterização do rio, no período chuvoso, que passou a ser classificado como “corredeira”, com valor médio de K_2 igual a $1,73 d^{-1}$, certamente promovido pelo

considerável aumento na vazão e, conseqüentemente, da velocidade de escoamento.

Os trechos II e III foram caracterizados, no período de estiagem, como “grandes rios com baixa velocidade”, apresentando valores médios de K_2 iguais a $0,46 \text{ d}^{-1}$ e $0,33 \text{ d}^{-1}$, respectivamente. O baixo valor de K_2 encontrado para o trecho III, no período de estiagem, foi perfeitamente justificado pela entrada de efluentes domésticos, de forma difusa, no referido trecho, no perímetro urbano da cidade de Cataguases, sem ser contabilizada no processo autodepurativo, subestimando o valor encontrado para K_2 .

No período chuvoso, o trecho II passou a ser classificado como “corredeira”, com valor médio de K_2 de $5,18 \text{ d}^{-1}$ e o trecho III classificado como “rio rápido”, com valor de K_2 de $0,69 \text{ d}^{-1}$. O grande valor de K_2 do Rio Pomba no trecho II, no período chuvoso, deveu-se à grande velocidade de escoamento das águas neste trecho, igual a $0,788 \text{ m s}^{-1}$ (Quadro 21), aumentando consideravelmente a turbulência das águas, o que foi constatado pela dificuldade que se teve para estabilização da embarcação na campanha de medições de vazão.

ALMEIDA (2006), ao avaliar trechos equivalentes do Rio Pomba, obteve para os trechos I e II, no período de estiagem, valores de K_2 de $1,60$ e $0,71 \text{ d}^{-1}$, respectivamente, maiores que os obtidos neste trabalho para o mesmo período. No entanto, no período chuvoso, os valores obtidos pelo referido autor para os trechos I e II foram de $0,85$ e $0,73 \text{ d}^{-1}$, respectivamente, valores bem inferiores aos obtidos neste trabalho.

A variação de vazão e, conseqüentemente, da velocidade de escoamento interferem, diretamente, no turbilhamento das águas, alterando a capacidade de incorporação de gases no meio aquático, e influenciando diretamente no valor do coeficiente de reaeração. Portanto, se as vazões forem medidas logo após a ocorrência de eventos pluviométricos de grande magnitude e que cubram grandes áreas da bacia hidrográfica, tende-se a encontrar valores majorados. Isso ocorre porque, nesse caso, haverá aumento considerável do deflúvio, repercutindo em maiores velocidades de escoamento da água e, conseqüentemente, aumentando o valor de K_2 . FRITZSONS et al. (2003) ressaltaram que a influência da

precipitação na vazão deve ser analisada dentro de uma sequência de eventos pluviométricos, uma vez que, o grau de saturação do solo e o nível do sistema freático influenciam diretamente na taxa de escoamento superficial.

Deve-se considerar, também, a época e horário de medição de vazão, quando da existência de PCHs a montante dos trechos em estudos, já que essas unidades costumam interferir fortemente na vazão do Rio Pomba.

5. CONCLUSÕES

Diante dos resultados obtidos, pode-se concluir que:

- Os valores do Índice de Qualidade de Água (IQA), para os diversos trechos avaliados no Rio Pomba, receberam, em geral, melhores conceitos no período de estiagem que no período chuvoso;
- Houve tendência de redução dos conceitos de IQA atribuídos do alto para o médio Rio Pomba;
- Os valores do Índice de Estado Trófico (IET), para os diversos pontos avaliados no Rio Pomba, foram indicativos de estado de eutrofização, com tendência à hipereutrofização;
- As maiores concentrações de fósforo nas águas estão associadas a trechos nos quais o Rio Pomba é receptor de grande carga de efluentes domésticos e industriais;
- Os valores obtidos do coeficiente de desoxigenação (K_1) estão próximos aos valores típicos para rios de águas limpas, com aporte de matéria orgânica de baixa degradabilidade no meio aquático;
- Os valores do coeficiente de reaeração (K_2) encontrados, no período de estiagem, para os trechos I e II, situaram-se dentro dos limites típicos para rios com velocidade normal, e o trecho III situou-se dentro dos limites típicos para rios vagarosos. Já no período chuvoso, os valores foram maiores que aqueles obtidos no período de estiagem, assumindo valores típicos de corredeiras os trechos I e II,

e valores típicos de rios rápidos o trecho III, o que dá a este corpo de água alta capacidade de depuração de resíduos orgânicos.

6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALMEIDA, T. V. de. *Índice de qualidade da água e coeficientes de autodepuração de trechos do Rio Pomba*. 2006. 68 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2006.

APHA AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION; AWWA AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION; WEF WATER ENVIRONMENT FEDERATION. ***Standard methods for the examination of water and wastewater***. 20th. ed. Washington. D.C.: APHA/AWWA/WEF, 1998, [s.n.].

AZEVEDO NETTO, J. M.; ARAÚJO, R.; FERNANDEZ, M. F.; ITO, A. E. *Manual de hidráulica*. 8ª ed. Edgard Blücher, 1998.

BARROS, F. M. *Dinâmica do nitrogênio e do fósforo e estado trófico nas águas do Rio Turvo Sujo*. 2008. 172 f. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2008.

BRASIL. Agência Nacional de Águas (ANA). *Panorama da qualidade das águas superficiais no Brasil*. Brasília: ANA, 2005. 175 p. (Cadernos de Recursos Hídricos, 1).

BRASIL. Resolução CONAMA (Conselho Nacional de Meio Ambiente). Resolução Nº 357, de 17 de março de 2005. *Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências.* Diário Oficial da Republica Federativa do Brasil, Brasília, 2005.

BRASIL. Resolução CONAMA (Conselho Nacional de Meio Ambiente). Resolução Nº 20, de 18 de junho de 1986. *Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências.* Diário Oficial da Republica Federativa do Brasil, Brasília, 1986.

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

BUENO L. F. et. al. - *Monitoramento de variáveis de qualidade da água do Horto Ouro Verde - Conchal – SP.* Engenharia Agrícola. vol. 25, n.3, 2005.

CALIJURI, M.C.; BUBEL, A.P.M. *Conceituação de microbacias.* In: LIMA, V.P.; ZAKIA, M.J.B. As florestas plantadas e a água: implementando o conceito da microbacia hidrográfica como unidade de planejamento. São Carlos: Ed. Rima, 2006. 218p.

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

CARVALHO, C. F.; FERREIRA, A. L.; STAPELFELDT, F. Qualidade das águas do Ribeirão Ubá – MG. *Revista Escola de Minas.* 8 p. 2003.

CAVENAGHI, A. L. *Caracterização da qualidade de água e sedimento relacionados com a ocorrência de plantas aquáticas em cinco reservatórios da*

- Bacia do rio Tietê*. 2003. 73p. Dissertação (Doutorado em Ciências Agrônômicas) - Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho", Botucatu, 2003.
- CETESB – Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. Biblioteca da CESTEB; Consulta ao Acervo; item: Notícias [http:// biblioteca.cetesb.sp.gov.br/](http://biblioteca.cetesb.sp.gov.br/) Acesso ago 2008.
- CEIVAP - Comitê de Integração das Águas da Bacia Hidrográfica do Rio Paraíba. *Caderno de Ações da Bacia do Rio Pomba*. Fundação COPPETEC. Disponível em: <http://www.ceivap.org.br/downloads/cadernos/Caderno Pomba.pdf>. Acesso set 2008.
- CHAPMAN, D. *Water quality assessment. A guide to the use of biota, sediments and water in environmental monitoring*. 1. ed. UNESCO / WHO / UNEP. Chapman & Hall. 585 p.
- CHORUS, L., BARTRAM, J., *Toxic Cyanobacteria in Water: A guide to their public health consequences, monitoring and management*. World Health Organisation, E & FN Spoon London & New York, 1999.
- COX, B. A. A review of dissolved oxygen modeling techniques for lowland River. *The Science of The Total Environment*, v. 314 – 316, p. 303 – 334, 2003.
- CRABILL, C.; RAVIN, D.; SNELLING, J.; FOUST, R.; SOUTHAN, G. The impact of sediment fecal coliform reservoirs on seasonal water quality in Oak Creek. *Water Research*, v.33, n.9, p.2163-2171, 1999.
- CRUZ, L. B. S. *Diagnóstico ambiental da bacia do Rio Uberaba, MG*. 2003. 180 f. Dissertação (Doutorado em Engenharia Agrícola) – Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2003.

- CUNHA, C. L. N. et al. Avaliação da poluição em rios usando modelagem computacional. *Engenharia Sanitária e Ambiental*. v. 8, n.3, p.126-134, 2003.
- DERÍSIO, J.C. *Introdução ao controle de poluição ambiental*. 1. ed. São Paulo: Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental, 1992, 201p.
- ESTEVES, F.A. *Fundamentos de Limnologia*. 2. ed. Rio de Janeiro: Interciência, 1998. 602p.
- FEAM – Fundação Estadual de Meio Ambiente. *Relatório de qualidade das águas superficiais do estado de Minas Gerais em 1997*. Projeto: Sistema de Monitoramento da Qualidade das Águas Superficiais do Estado de Minas Gerais - Águas de Minas. Acesso em: Dez/2007. Disponível em: <http://www.igam.mg.gov.br>. Acesso nov 2008
- FRITZSON, E.; HINDI, E. C.; MANTOVANI, L. E.; RIZZI, N. E. As alterações da qualidade da água do Rio Capivari com o deflúvio: um instrumento de diagnóstico de qualidade ambiental. *Engenharia Sanitária e Ambiental*. v. 8, n.4, p.239-248, 2003.
- GIANSANTE, A. E. Avaliação da aeração de efluentes de lagoas facultativas por escada (estudo de caso). In: XXVII CONGRESSO INTERNACIONAL DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL. *Anais...*Porto Alegre: ABES – Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2000.
- GONÇALVES, C. S.; RHEINHEIMER, D. S.; PELLEGRINI, J. B. R.; KIST S. L. Qualidade da água numa microbacia hidrográfica de cabeceira situada em região produtora de fumo. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v.9, n.3, p.391-399, 2005.

IGAM – Instituto Mineiro de Gestão das Águas. *Sistema de cálculo da qualidade da água (SCQA): Estabelecimento das Equações do índice de Qualidade das Águas (IQA)*. Relatório 1. Acessado em: Jan/2008. Disponível em: http://aguas.igam.mg.gov.br/aguas/downloads/SCQA_final.pdf.

IGAM - Instituto Mineiro de Gestão das Águas. *Relatório de monitoramento das águas superficiais na Bacia do Rio Paraíba do Sul em 2003*. Belo Horizonte: Projeto Águas de Minas, 2004.

KAHTOUNI, S. *Cidade das águas*. São Carlos: Rima, 2004. 176p.

LAMPARELI, M.C. *Grau de trofia em corpos de água do Estado de São Paulo : avaliação dos métodos de monitoramento*. 2004. 207 f. Tese (Doutorado em Ciências) – Universidade de São Paulo, São Paulo, 2004.

LANDWEHR, J.M.; DEININGER, R.A. *A Comparison of several water quality indices*. Journal Water Pollution Control Federation, v.48, n.5, p.957-958, 1974.

LEONARDO, C. L. L. *Indicadores de qualidade de solo e água para a avaliação do uso sustentável da microbacia hidrográfica do Rio Passo Cue, região oeste do Estado do Paraná*. 2003. 131f. Dissertação (Mestrando em Recursos Florestais) – Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2003.

LIBÂNIO, P. A. C. et. al., A dimensão da qualidade de água: avaliação da relação entre indicadores sociais, de disponibilidade hídrica, de saneamento e de saúde pública. *Engenharia Sanitária e Ambiental*. v.10, n.3, p.219-228, 2005.

LIMA, G. de; PEIXOTO, L. S.; MAUAD, F. F. A aplicação do modelo de simulação Mike Basin 2000 no planejamento e gerenciamento dos recursos hídricos. In: IBERIAN LATIN-AMERICAN CONGRESS ON COMPUTATIONAL 22., 2001, Campinas. *Anais...* : 2001. p. 1 – 18.

- MANSOR, M. T. C.; TEIXEIRA FILHO, J.; ROSTON, D. M. Avaliação preliminar das cargas difusas de origem rural, em uma sub-bacia do Rio Jaguari, SP. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental* v.10, n.3, p.715–723, 2006.
- MARISCAL-FLORES, E.J. *Potencial produtivo e alternativas de manejo sustentável de um fragmento de Mata Atlântica secundária, Município de Viçosa, Minas Gerais*. 165p. Dissertação (Mestrado em Ciência Florestal) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 1993.
- MARQUES, F. de A., *Sistema multi-usuário de gestão de recursos hídricos*. 182p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2006.
- MATOS, A.T. *Qualidade do solo e da água*. Série Caderno Didático n. 33. Viçosa: DEA-UFV, 2004.
- MEYBECK, M., HELMER, R. *An introduction to water quality*. In: CHAPMAN, D. Water quality assessment. Cambridge, University Press. 1992. 585p.
- OLIVEIRA, P. A. V de. *Manual de manejo e utilização de dejetos de suínos*. Concórdia: Embrapa, CNPSA, 1993. 188p.
- ONGLEY, E.D. Controle da poluição da água pelas atividades agrícolas; tradução de H.R. GHEYI, F.A.V. DAMASCENO, L.T. de L. BRITO. Campina Grande: UFPB. 2001. 92p.
- OLIVEIRA, G. S.; ANTUNES, F. M.; VAZ, S. S.; SILVA, A. M.; ROSA, A. H. Parâmetros físico-químicos e balanço biogeoquímico de nutrientes inorgânicos na avaliação da qualidade da água do Rio Sorocaba – SP. In: REUNIÃO

- ANUAL DA SOCIEDADE BRASILEIRA DE QUÍMICA, 30, Águas de Lindóia, 2007. *Anais...* Águas de Lindóia, 2007. Disponível em: <http://sec.sbq.org.br/cdrom/30ra/resumos/T1251-1.pdf> . Acesso Nov 2008.
- OREA, D. G. *Evaluación de impacto ambiental*. Madrid: Editorial Agrícola Española, 1998. 260p.
- PEDROSO, F., BONETTO, C.A., ZALOCAR, Y.A. Comparative study on phosphorus and nitrogen transport in the Paraná, Paraguay and Bermejo rivers. *Limnologia e Manejo de Represas*. Series: Monografias em Limnologia. v. 1, n. 1, p.91-117, 1988.
- PETERS, N. E; MEYBECK, M. Water quality degradation effects on freshwater availability: impacts to human activities. *Water International*, v.25, n.2, p.214-221, 2000.
- PRADA, S. M. ; OLIVEIRA, E. de Distribuição de nutrientes (C, N e P) em testemunhos de sedimentos do reservatório das Garças, Cotia – SP, In: REUNIÃO ANUAL DA SOCIEDADE BRASILEIRA DE QUÍMICA, 29., 2006, São Paulo. *Anais...* São Paulo, 2006.
- PRUSKI, F. F.; SILVA, D. D.; KOETZ, M. *Estudo da vazão em cursos d'água*. Série Caderno Didático n. 43. Viçosa: DEA-UFV, 2006.
- REBOUÇAS, A. C. *Água doce no mundo e no Brasil*. In: Águas doces no Brasil: capital ecológico, uso e conservação. São Paulo: Escrituras, 2002. p. 01-37.
- RIBEIRO, M. O. *Estudo da Poluição e Autodepuração nos Rios Melchior e Descoberto, na Bacia do Descoberto – DF-GO, com auxílio de modelos matemáticos de simulação de qualidade da água, para estudos de seu*

- comportamento atual e futuro*. 2001. Dissertação (Mestrado em Gestão de Recursos Hídricos) - Universidade de Brasília, Brasília, 2001.
- ROCHA, O.; MATSUMURA-TUNDISI, T.; SAMPAIO, E.V. *Phytoplankton and zooplankton community structure and production as related to trophic state in some Brazilian lakes and Reservoirs*. v. 26, p.599-604, 1997.
- ROOSCH, P. M.; COPRERSKI, B.; VIEIRA, J. do A.; FURLAN, L. A. Índice de qualidade de água realizado no Ribeirão do Meio. In: CONGRESSO DE ECOLOGIA DO BRASIL, 8., 2007, Caxambu. *Anais...* 2007.
- RODRIGUEZ, M. P. *Avaliação da qualidade da água da bacia do Alto Jacaré-Guaçu/SP (Ribeirão do Feijão e Rio do Monjolinho) através de variáveis físicas, químicas e biológicas*. 2001. 175f. Dissertação (Doutorado em Ciências da Engenharia Ambiental) – Universidade de São Paulo, São Carlos, 2001.
- SAAD, A. R.; SEMENSATTO JR, D. L.; AYRES, F. M.; OLIVEIRA, P. E. de. Índice de qualidade da água – IQA do Reservatório do Tanque Grande, município de Guarulhos, Estado de São Paulo, Brasil: 1990 – 2006. *Revista UnG – Geociências* v.6, n.1, p. 118-133, 2007.
- SALAS, H.J., MARTINO, P. *A simplified phosphorus trophic state model for warm-water tropical lakes*. Relatório CEPIS. 60p. 2001.
- SANTOS, A. R. dos. *Caracterização morfológica, hidrológica e ambiental da Bacia Hidrográfica do Rio Turvo Sujo, micro-região de Viçosa-MG*. 2001. Dissertação (Doutorado em Engenharia Agrícola) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2001.
- SANTIAGO, S. B. *História do município de Rio Pomba*. Belo Horizonte: Imprensa Oficial, 1991.

SETTI, A. A.; LIMA, J. E. F. W.; CHAVES, A. G.M.; PEREIRA, I. C. *Introdução ao Gerenciamento dos Recursos Hídricos*. Brasília: ANA/ANEEL, 2001. 327p.

SHIGAKI, F. *Transporte de fósforo na enxurrada superficial em função do tipo de fonte P e intensidade das chuvas: Relevância à gerência ambiental em sistemas de produção brasileiros*. 2006. 113f. Dissertação (Doutorado em Agronomia) – Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2006.

SILVA, D. D. da; PRUSKI, F. F. *Gestão de recursos hídricos: aspectos legais, econômicos, administrativos e sociais*. Associação Brasileira de Recursos Hídricos, 2000. 659 p.

SNIS – Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento. *SNIS 2006 revela crescimento das redes de água e esgoto no país*. Disponível em: <http://www.cidades.gov.br/noticias/snsi>. Acesso Dez 2008.

STACCIARINI, R. *Avaliação da qualidade dos recursos hídricos junto ao Município de Paulínia, Estado de São Paulo, Brasil*. 2002. 214 f. Dissertação (Doutorado em Engenharia Agrícola) – Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2002.

STREETER, H. W.; PHELPS, E. B. A study of the pollution and natural purification of the Ohio River. *Public Health Service Bulletin*, nº 146, 1925.

SZÉLIGA, M. R.; ROMA, W. N. L. Sistema de visão computacional para medição de turbulência e correlação com a reaeração de corpos d'água receptores. *Engenharia Sanitária e Ambiental*. v. 9 , n. 1, p. 30-44, 2003.

TOLEDO, L. G.; DESCHAMPS, F. C.; NICOLELLA, G.; NOLDIN J. A.; EBERHARDT, D. S. *Impacto Ambiental da Cultura do Arroz Irrigado com Uso*

de *Índice de Qualidade de Água (IQA)*. Comunicado Técnico, Embrapa. Jaguariúna SP, 2002.

TOLEDO, Jr. A. P. TALARICO, M., CHINEZ, S.J., AGUDO, E.G. Aplicação de modelos simplificados para a avaliação do processo de eutrofização em lagos e reservatórios tropicais. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA, 12., 1983, Camboriú. *Anais...* Camboriú 1983.

TOLEDO, Jr. A. P. Informe preliminar sobre os estudos para obtenção de um índice para avaliação simplificada do estado trófico de reservatórios de regiões quentes tropicais. Relatório técnico. CETESB, São Paulo. Outubro de 1990. 11p.

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

TUCCI, C. E. M. *Hidrologia: Ciência e Aplicação*. 3 ed. Porto Alegre: Editora da UFRGS, 2004.

TUNDISI, J.C. *Água no século XXI: Enfrentando a escassez*. São Carlos: RiMa Editora / Instituto Internacional de Ecologia, 2003. 247p

VON SPERLING, M. Estudo e modelagem da qualidade da água de rios, Belo Horizonte: DESA-UFMG, 2007. 588 p.

VON SPERLING, M. Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos, Belo Horizonte: DESA-UFMG, 1996. 243p.

VON SPERLING, M. Autodepuração dos cursos d'água. 1983. 366p. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 1983.

WHITEHEAD, P.G.; ROBINSON, M. Experimental basin studies: an international and historic perspective of forest impacts. *Journal of Hydrology*, v.145, p.217-230, 1993.

ZILLMER, T. A.; VARELA, R. F.; ROSSETE, A. N. Avaliação de algumas características físico-químicas da água do Ribeirão Salgadinho, Nova Xavantina-MT. *Holos Environment*, v. 7 n. 2, p.136, 2007.