

AVALIAÇÃO E MODELAGEM DA QUALIDADE DA ÁGUA E CAPACIDADE DE AUTODEPURAÇÃO DO RIO DO PEIXE

Antônia Terezinha de Melo¹, Aladir Horácio dos Santos¹, Alex Almeida Magalhães¹ e Christiane Pereira Rocha¹

¹Centro Universitário de Formiga – Unifor/MG

Av. Dr. Arnaldo de Senna, 328 - Bairro: Água Vermelha - Formiga / MG - CEP: 35570-000

e-mail do apresentador: rochachristiane@uol.com.br

ABSTRACT

The river studied belongs to the São Francisco River Basin and receives all the sewage produced in the city of São Roque de Minas Gerais. The accomplishment of this paper aimed to quantify the rate of deoxygenated (k1) and reairation (k2) of the Fish River water and, from these data, model the self-purification capacity of this river based on Street-PHELPS Model (1925). The results obtained showed that the river extension is insufficient to complete its self-purification, keeping the water quality between clean water areas and areas of degradation. Based on an estimate of removal efficiency of organic material released in the Fish River, it was still possible to verify that even with a 65% efficiency in removal of the organic material released in the river, it would not show significant improvement in their ability to self-purification.

Palavras-chaves: Fish River, water quality, self-purification.

INTRODUÇÃO

O Brasil é um país dotado de grande diversidade climática, geomorfológica e biológica, apresentando uma ampla rede hidrográfica que responde por 53% da produção de águas doces do continente sul-americano e 12% do total mundial, cuja distribuição se dá por meio das três grandes unidades hidrográficas do Amazonas, São Francisco e Paraná, que concentram cerca de 80% da produção hídrica do país. As unidades hidrográficas subdividem-se em 12 regiões, com variações espaciais e temporais de distribuição hídrica distintas, sendo tais disparidades na distribuição hídrica desconsideradas como fatores condicionantes quando da ocupação humana ao longo do território, assim como se sucede com as demais potencialidades e fragilidades naturais do mesmo, resultando em um quadro de degradação ambiental e social por todo o país (REBOUÇAS et al., 1999).

Especificamente em relação aos recursos hídricos, as desigualdades de desenvolvimento econômico regionais, com diferentes graus de ocupação e intensificação das atividades produtivas, resultam em situações de estresse hídrico e ambiental. Por isso, os recursos hídricos são, cada vez mais, foco da preocupação mundial, devido à escassez em algumas regiões e também à deterioração da sua qualidade. A água é um recurso fundamental à manutenção da vida e indispensável a diversas atividades humanas e sua qualidade é resultante de fenômenos naturais e de ações antrópicas, podendo-se dizer que é função da forma de uso e ocupação do solo na bacia hidrográfica (WCED, 1987).

A interferência do homem é uma das maiores causas de alteração na qualidade da água, seja de forma concentrada, com a geração de efluentes domésticos ou industriais, ou de forma difusa, com aplicação de defensivos e insumos agrícolas, contribuindo para a incorporação de substâncias químicas nos cursos d'água, alternando sua qualidade. Desse modo, a utilização e ocupação do solo têm complicação direta na qualidade da água. Quando se trata de incorporação de resíduos nos corpos d'água devido a ações antrópicas, o lançamento de resíduos ricos em matéria orgânica é a mais expressiva, alterando a qualidade da água, o que resulta indiretamente no consumo de oxigênio dissolvido, sendo que este é um fator de extrema importância para a manutenção da vida aquática (REBOUÇAS et al., 1999).

A estes fatores somam-se os impactos decorrentes da rede de influências antrópicas nos ambientes rurais e urbanos que afetam a integridade dos sistemas hídricos. Tendo em vista o conceito de desenvolvimento sustentável que é o "desenvolvimento que atenda as necessidades humanas do presente sem o comprometimento das futuras gerações alcançarem suas próprias necessidades", a Política Nacional de Recursos Hídricos (PNRH) (Lei nº 9433/97) estabeleceu os objetivos e instrumentos regulatórios e econômicos que norteiam a gestão hídrica brasileira tendo como premissa a sustentabilidade dos recursos hídricos. Dentre os instrumentos, situam-se aqueles diretamente relacionados ao sistema de gestão da qualidade hídrica, como a classificação das águas imersas, regulamentada pela resolução CONAMA nº 20/86 (revogada pela resolução CONAMA nº 357/05) e o enquadramento dos corpos de água em classes

de qualidade, regulamentado pela Resolução CNRH nº 12/2000, as quais permitiram o estabelecimento de objetivos de qualidade para as águas superficiais do território brasileiro, de acordo com seus usos preponderantes (CONAMA nº 357/05).

A água é o recurso natural que possui maior destaque dentre os recursos naturais fundamentais, pois sua disponibilidade é necessária a todo tipo de vida no planeta, bem como para a maioria dos meios de produção. Ao contrário do que muitos imaginam, a água é uma substância muito complexa. Por ser um excelente solvente, até hoje ninguém pôde vê-la em estado de absoluta pureza. Quimicamente sabe-se que, mesmo sem impurezas, a água é a mistura de 33 substâncias distintas. Na natureza estima-se que existam 45×10^{45} moléculas de água, sendo que 95% constituem água salgada, 5% água doce, na maior parte sob a forma de gelo, e apenas 0,3% diretamente aproveitável, com predominância da água subterrânea (BRAGA, 2005).

É fundamental que os recursos hídricos apresentem condições físicas e químicas adequadas para sua utilização pelos organismos. Eles devem conter substâncias essenciais à vida e estar isentos de outras substâncias que possam produzir efeitos deletérios aos organismos que compõem as cadeias alimentares (BRAGA, 2005).

De acordo com um conceito mais moderno e abrangente, poluição é tudo que ocorre com um meio e que altera prejudicialmente suas características originais de forma a:

- Afetar a saúde, a segurança e o bem-estar da população;
- Criar condições adversas as atividades sociais e econômicas;
- Ocasionalmente danos relevantes à flora, à fauna e a qualquer recurso natural, aos acervos históricos, culturais e paisagísticos.

O termo poluição abrange hoje três determinantes básicas, são elas:

- Introdução de substâncias artificiais e estranhas a um meio, como um agrotóxico despejado em um rio, ou a contaminação por organismos patogênicos (que transmitem enfermidades);
- Introdução de substâncias naturais estranhas a um determinado meio, como sedimentos em suspensão nas águas de um lago, ocupando seu volume útil e tornando-o turvo;
- Alteração na proporção ou nas características dos elementos constituintes do próprio meio, como a diminuição de oxigênio dissolvido nas águas de um rio, devido, por exemplo, à presença de matéria orgânica.

As formas de poluição da água são várias, de origem natural ou como resultado das atividades humanas. Estima-se, que 25% das águas subterrâneas já estejam contaminadas, e esta poluição pode acarretar em doenças de veiculação hídrica (DERÍSIO, 1992).

A poluição orgânica de um corpo d'água pode ser avaliada pelo decréscimo de oxigênio dissolvido e/ou pela concentração de matéria orgânica em termos de concentração de oxigênio necessário para oxidá-la. Para o controle dessa poluição nos corpos d'água, existem diversos padrões de qualidade de água e padrões de potabilidade (DERÍSIO, 1992).

Padrões de qualidade da água

Os padrões de qualidade da água são conjuntos de parâmetros de concentrações de substâncias, em relação aos quais as determinações de uma amostra são comparadas à qualidade da água, ou seja, estes padrões definem os limites de concentração a que cada substância presente na água deve obedecer de acordo com um determinado uso. Entre os parâmetros de qualidade tem-se o oxigênio dissolvido (OD) que é o indicador da concentração de oxigênio dissolvido na água em mg L^{-1} . O oxigênio é um gás pouco solúvel em água e a sua solubilidade depende da pressão (altitude), temperatura e sais dissolvidos. Outro parâmetro de qualidade da água é a demanda bioquímica de oxigênio (DBO), que é um indicador que determina indiretamente a concentração de matéria orgânica biodegradável através da demanda de oxigênio exercida por micro-organismos através da respiração (DERÍSIO, 1992).

Em efluentes tratados biologicamente, uma proporção considerável da demanda de oxigênio pode ser devida à oxidação bioquímica dos compostos de nitrogênio sendo também detectada pelo teste da DBO. Este teste é amplamente utilizado para determinar o potencial de poluição de águas residuárias domésticas e industriais, em termos do oxigênio que as mesmas necessitarão, se forem despejadas em cursos d'água naturais em que existam condições aeróbias. É um dos testes mais importantes para as atividades de controle da poluição de cursos d'água, além de ser indispensável nos trabalhos de regulamentação da

qualidade de efluentes e em estudos para avaliar a capacidade de depuração dos corpos d'água receptores de despejos (BRAGA, 2005).

O teste da DBO é essencialmente um bioensaio, baseado na medida do oxigênio consumido por organismos vivos (na maioria bactérias), que utilizam a matéria orgânica presente nos despejos, sob condições padrões. A completa estabilização de determinado despejo pode requerer um período longo demais para efeitos práticos e, portanto, o período de cinco (5) dias na determinação da DBO tem sido aceito como um padrão satisfatório para sua estimativa. Tem-se também a demanda química de oxigênio (DQO), que é um indicador de matéria orgânica baseado na concentração de oxigênio consumido para oxidar a matéria orgânica, biodegradável ou não, em meio ácido e condições energéticas por ação de um agente químico oxidante forte.

E têm-se os coliformes fecais que são grupos de bactérias que servem como organismos indicadores de contaminação da água por fezes. São utilizados como uma forma de detectar a existência de organismos patogênicos em uma amostra de água (BRAGA, 2005).

Saneamento

Um dos maiores problemas que vivem hoje a população urbana da maioria dos países é a falta de saneamento básico, em particular o tratamento do esgoto doméstico. Este efluente constitui uma das principais fontes de poluição hídrica nos centros urbanos (DERÍSIO, 1992).

Em um corpo d'água, fica evidente a contaminação por esgoto doméstico quando se observa principalmente: o aumento da DBO, que causa a depleção do OD; significativo aumento de bactérias, que são identificados na água, conforme Resolução CONAMA 357/05, pela concentração de coliformes fecais e aumento de nutrientes, onde se pode prever, através das várias formas de nitrogênio presente, qual o estágio que se encontra este contaminante no que se diz respeito à autodepuração do corpo d'água (CONAMA 357/05).

Além do esgoto doméstico, outro importante problema de poluição da água em centros urbanos é a destinação final de resíduos sólidos, pois, quando depositados de forma inadequada, podem contaminar os lençóis freáticos inviabilizando o uso destes para abastecimento público e outros fins (Macedo, 2000).

A Organização Mundial de Saúde (OMS) define saneamento como o controle de todos os fatores do meio físico do homem, que exercem ou podem exercer efeito deletério sobre seu bem estar físico, mental e social. Portanto, é evidente que pela sua própria definição o saneamento é indissociável do conceito de saúde. Diversas doenças infecciosas e parasitárias têm no meio ambiente uma fase de seu ciclo de transmissão, como por exemplo, uma doença de veiculação hídrica, com transmissão feco-oral. A implantação de um sistema de saneamento, nesse caso, significaria interferir no meio ambiente, de maneira a interromper o ciclo de transmissão das doenças (BARROS, 1995).

Autodepuração em cursos d'água

A introdução de matéria orgânica em um corpo d'água 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 como aceptor final de elétrons na sua respiração. Quando o esgoto sanitário, coletado nas redes, é lançado in natura nos corpos d'água, sem receber um prévio tratamento, dependendo da relação entre as vazões de esgoto lançado e do corpo receptor, pode-se esperar, na maioria das vezes, sérios prejuízos à qualidade da água. Além do aspecto visual desagradável, pode haver um declínio dos níveis de oxigênio dissolvido, afetando a sobrevivência dos seres de vida aquática, exalação de gases mal cheirosos e possibilidade de contaminação de animais e seres humanos pelo consumo ou contato com essa água, dentre outros aspectos. Do mesmo modo que há o consumo de oxigênio do meio líquido, existe também a recuperação do nível desse oxigênio por meio da autodepuração dos cursos d'água (NUVOLARI, 2003).

Segundo Branco (1978), a matéria poluidora que atinge um corpo aquático sofre um processo natural de neutralização que inclui, principalmente, a diluição, a sedimentação e estabilização química. Este processo é chamado de autodepuração. Cada corpo receptor possui um limite de lançamento de matéria orgânica biodegradável, sendo importante a avaliação de sua capacidade de autodepuração.

Além da estabilização dos compostos orgânicos e da recuperação do oxigênio consumido, a autodepuração compreende, também, a destruição dos organismos patogênicos que foram introduzidos no rio juntamente com os esgotos. Tais organismos encontram-se em um ambiente desfavorável à sua sobrevivência em meio aquático e vários são os fatores que concorrem para sua destruição. Entre estes, devem ser destacados os raios ultravioleta da luz solar; a presença de microrganismos aquáticos que se alimentam de bactérias; a

tendência à precipitação, geralmente na forma de flocos gelatinosos que vão ao fundo; as variações de temperatura e a presença de oxigênio no meio ambiente (GESAMA, 2008).

Diversas variáveis podem ser utilizadas na avaliação do processo de autodepuração, entretanto, a quantificação da concentração de oxigênio dissolvido (OD) é a mais importante para definir a condição do curso d'água e avaliar se o mesmo encontra-se dentro ou fora dos limites da classe de seu enquadramento (SANTOS, 2001). Nesse sentido, a autodepuração pode ser entendida como um fenômeno de sucessão ecológica, onde o restabelecimento do equilíbrio no meio aquático é feito por mecanismos essencialmente naturais, havendo uma sequência sistemática de substituições de uma comunidade por outra, até que a comunidade estável se estabeleça em equilíbrio com as condições locais. Por ser a autodepuração um processo que se desenvolve ao longo do tempo e considerando-se a dimensão do curso d'água receptor como predominantemente longitudinal, tem-se que os estágios da sucessão ecológica podem ser associados a zonas fisicamente identificáveis no rio (VON SPERLING, 1996).

Modelagem para estimativa da autodepuração

A modelagem matemática é uma ferramenta importante para que se possa avaliar a qualidade atual, estimar as condições da qualidade ao longo do percurso e simular efeitos da aplicação ou diminuição da carga poluente em cursos d'água. O principal motivo da modelagem é determinar, baseado em dados conhecidos previamente, as variações de concentração de determinada carga efluente em função do espaço e do tempo. Existem na literatura vários modelos de qualidade de água que incluem a modelagem de diversas substâncias. O QUAL2E, por exemplo, é um modelo de qualidade de água desenvolvido pela EPA (United States Environmental Protection Agency), que possibilita a simulação do processo considerando o efeito de diversas variáveis de qualidade de água, sendo que a principal desvantagem deste modelo está na modelagem do transporte difusivo, feita a partir de coeficientes de difusão constantes (CUNHA et al., 2003).

Tem-se também as equações propostas por STREETER e PHELPS (1925) que são utilizadas para descrever o processo de consumo de oxigênio pela oxidação da matéria orgânica, no momento que as cargas orgânicas são lançadas nos cursos d'água, e a produção de oxigênio pela reaeração atmosférica são dependentes das suas características físicas, após o balanço entre OD e DBO. O interesse principal do modelo proposto é determinar, baseado em dados conhecidos previamente, os impactos e variações de concentração de certa carga de poluentes em função da posição e do tempo.

Em termos de Engenharia Ambiental, assume interesse a análise da depleção do oxigênio ao longo do curso de água, representando-se graficamente o fenômeno pela curva do perfil de OD. Onde, o eixo vertical representa as concentrações de OD e o eixo horizontal representa o tempo ou a distância de percurso, sendo que, a modelagem se dá, fundamentalmente, por meio da desoxigenação e da reaeração atmosférica (VON SPERLING, 1996).

Portanto, o objetivo principal do trabalho foi avaliar, matematicamente e experimentalmente, a qualidade da água e a capacidade de autodepuração do Rio do Peixe no entorno do município de São Roque de Minas – MG.

METODOLOGIA

São Roque de Minas (MG) é uma cidade com área de aproximadamente 2.106 km², pertencente à Bacia do Rio São Francisco, com temperaturas de 22,5 °C (média anual), com índice pluviométrico de 1.448 mm anuais. A topografia é em torno de 30% plano, 30% ondulado e 40% montanhoso, que é a topografia predominante da região por estar localizada próxima ao Parque Nacional da Serra da Canastra. Sua vegetação é composta por campos de altitude e cerrados. Possui cerca de 6.326 mil habitantes, sendo que deste total 2.598 mil habitantes pertencem a zona rural e 3.728 pertencem a zona urbana (IBGE, 2007).

São Roque de Minas foi fundada há 72 anos, quando se tornou cidade independente e, como muitas cidades antigas, desenvolveu-se ao redor de um curso d'água, o Rio do Peixe, que atualmente é um curso de esgoto à céu aberto. Sua região está se tornando cada vez mais procurada por turistas de todo o mundo e isso faz com que a beleza cênica, os recursos naturais e principalmente os recursos hídricos sejam fatores preocupantes ambientalmente devido à crescente pressão antrópica sobre os mesmos.

A nascente do Rio do Peixe fica dentro do Parque Nacional da Serra da Canastra de onde vem descendo as imensas montanhas formando lindas cachoeiras que servem como grande atrativo turístico aos visitantes da cidade. Após cerca de 40 km despeja suas águas no Rio Samburá que posteriormente deságua no Rio São Francisco. O esgoto gerado na cidade de São Roque de Minas bem como nas diversas propriedades rurais próximas ao curso d'água, são todos lançados sem nenhum tipo de tratamento no Rio do Peixe. A FIG. 1 demonstra a localização do Rio do Peixe e os pontos de amostragem.

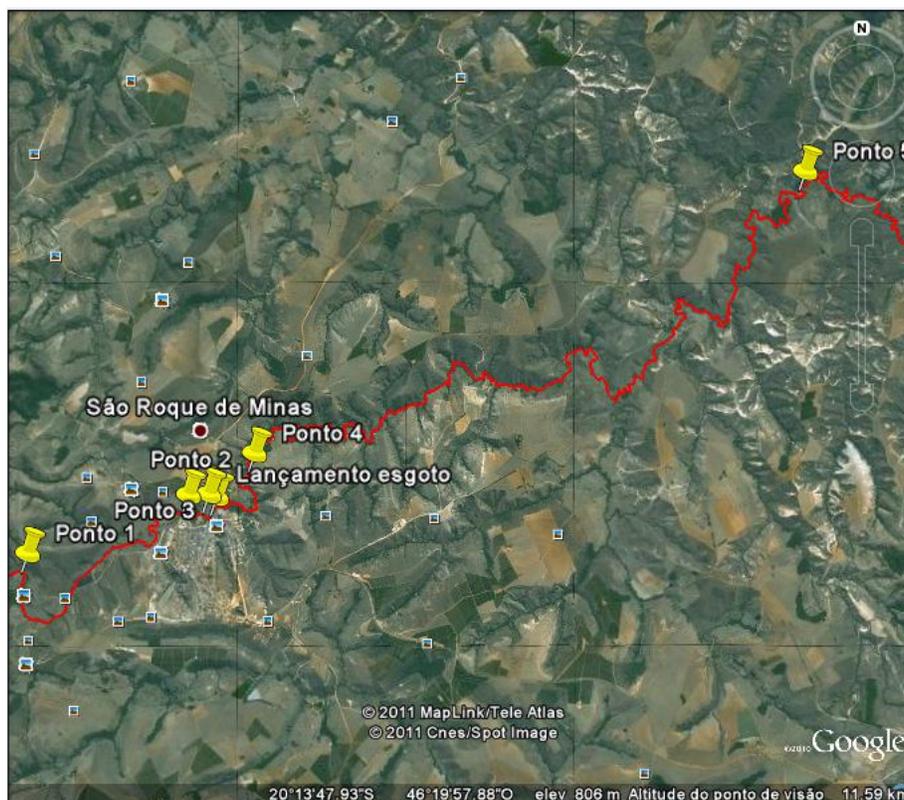


FIGURA 1 – Localização do Rio do Peixe
Fonte: Google Earth, 2011

sendo:

Ponto 1 – localização do Ponto 1 no Rio do Peixe

Ponto 2 - localização do Ponto 2 no Rio do Peixe

Ponto 3 - localização do Ponto 4 no Rio do Peixe

Ponto 4 - localização do lançamento do esgoto no Rio do Peixe

Ponto 5 - localização do Ponto 3 no Rio do Peixe

Ponto 6 - localização do Ponto 5 no Rio do Peixe

Além da poluição por esgotos domésticos este rio ainda sofre a pressão dos resíduos sólidos advindos do lixo depositado inadequadamente nas proximidades do corpo d'água, sendo que o uso mais significativo da água do Rio do Peixe é a dessedentação de animais, diluição e transporte de esgoto doméstico e águas pluviais.

A água fornecida para o abastecimento da cidade é 99,6% encanada e tratada pela COPASA. O município possui 77,6% de coleta de esgotos, porém todo o esgoto coletado é lançado in natura no curso d'água. Segundo dados fornecidos pela Companhia de Saneamento de Minas Gerais (COPASA), a descarga de águas servidas no Rio do Peixe é de aproximadamente 18,73 litros de esgoto por segundo (COPASA, 2010).

No Rio do Peixe, praticamente não há assoreamento no percurso da cidade até sua foz, isto se dá em função de sua topografia. Há uma diferença de altitude de cerca de 84 m, da nascente até sua foz ao longo de seus 40 km.

Determinação dos parâmetros de qualidade de água

Os parâmetros determinados foram: temperatura da água, Oxigênio dissolvido, pH, Demanda Bioquímica de oxigênio e Demanda Química de oxigênio, os mesmos foram determinados seguindo-se a metodologia de MACEDO (2003), que são descritas abaixo:

- Temperatura da água ($^{\circ}\text{C}$) – determinação em campo utilizando um termômetro de filamento de mercúrio com divisões de $0,1^{\circ}\text{C}$;
- Oxigênio dissolvido (OD) – determinação em laboratório por medida direta com o uso do aparelho “Dissolved Oxygen, 0 to 20 mg/L, cujo modelo usado foi o Lution DO-5510;
- pH – leitura direta, utilizando um phmetro da marca pH 300, ANALYSER Instrumentação Analítica;
- Demanda bioquímica de oxigênio (DBO) - A determinação da DBO foi realizada por incubação com o uso do aparelho DETERMINADOR AUTOMÁTICO DE DBO, modelo Q751-2, da marca Quimis Aparelhos Científicos LTDA;
- Demanda química de oxigênio (DQO) - A determinação foi realizada pelo método do dicromato de potássio em solução ácida, usando o aparelho da marca QUIMIS Aparelhos Científicos LTDA, modelo Q325M;

Foram medidos também vazão e profundidade do rio, velocidade da água, além das coordenadas geográficas de cada ponto de coleta e velocidade da água, como descrito a seguir;

- Largura do rio – medido em cada ponto de coleta com a ajuda de uma trena;
- Vazão e velocidade da água - Em cada coleta de amostra foram anotados dados como temperatura da água, horário, aspecto e odor da água, e com o uso de um GPS, da marca GARMIM VISTA H, foram armazenadas as coordenadas geográficas de cada ponto. A vazão em todos os pontos de amostragem foi medida, utilizando-se uma trena, um objeto flutuador e um cronômetro. Portanto, a vazão e velocidade da água foram obtidas calculando a profundidade média do Rio do Peixe no ponto de coleta, medindo a largura e cronometrando o tempo necessário para que um objeto de isopor percorresse uma distância de quatro metros, entre dois pontos fixos.
- Profundidade do rio - medido em cada ponto de coleta com a ajuda de uma trena;
- Coordenadas geográficas de cada ponto de coleta - obtidas com o uso de um GPS da marca GARMIM VISTA H.;

Identificação dos pontos de amostragem

Foram utilizados 5 pontos de coleta de amostras de água ao longo do Rio do Peixe, sendo estas amostras coletadas em frascos de rolha esmerilhada, com capacidade de 300 mL, para análises de pH, DBO, DQO, OD, já as medições de temperatura foram feitas no local de coleta da amostra. Os pontos selecionados estão identificados na TAB. 01 e descritos a seguir:

TABELA 01 – Identificação dos pontos de amostragem

Pontos	Altitude (m)	Latitude ($^{\circ}$)	Longitude ($^{\circ}$)
1	822	S $20^{\circ}15, 010'$	W $46^{\circ}23, 484'$
2	793	S $20^{\circ}14, 589'$	W $46^{\circ}22, 146'$
3	792	S $20^{\circ}14, 591'$	W $46^{\circ}21, 938'$
4	781	S $20^{\circ}14, 318'$	W $46^{\circ}21, 714'$
5	738	S $20^{\circ}13, 223'$	W $46^{\circ}18, 317'$

Fonte: Dados da pesquisadora, 2010

- **Ponto 1- Rio do Peixe próximo a área de camping Picareta**

A área de camping Picareta (FIG. 2 a) está situada em uma propriedade rural no município de São Roque de Minas. Neste ponto a água se encontra visualmente em melhor condição com relação aos demais pontos analisados. No local há grande presença de pedras formando corredeiras que são responsáveis pela reeração da água. Tal ponto localiza-se antes da cidade de São Roque de Minas, recebendo pouca carga orgânica sendo que há somente a criação de bovinos no local. Foi realizado o cercamento da Área de Preservação Permanente (APP) para melhor proteção desta e evitar sua degradação.

- **Ponto 2- Rio do Peixe no início da cidade**

O ponto 2 (FIG. 2 b) situa-se no trecho do Rio do Peixe já no início da cidade, com confluência do Córrego do Ticlaro e com o Córrego São Vicente, o qual recebe grande quantidade de lixo e é usado para descarte de animais mortos. No local de coleta as margens e matas ciliares são conservadas.



FIGURA 2 – Rio do Peixe próximo a área de camping Picareta (a) e no início da cidade (b)
Fonte: Dados da pesquisadora, 2010

- **Ponto 3- Rio do Peixe contornando a cidade**

No ponto 3 (FIG.3 a) o Rio do Peixe passa pela cidade e já recebeu o lançamento do esgoto bruto. Nota-se a presença de bovinos pelo pisoteamento das margens. A água se encontra com aspecto acinzentado e mau cheiro.

- **Ponto 4- Rio do Peixe após a cidade**

Neste ponto o Rio do Peixe se encontra em uma propriedade rural. Encontra-se já fora da cidade e há confluência com o Córrego do Joaquim. A água também se encontra com odor fétido e cor acinzentada. A mata ciliar é pouco conservada provavelmente pela presença de bovinos, conforme mostrado na FIG. 3 b.



FIGURA 3 – Rio do Peixe onde passa pela cidade (a) e após a cidade (b)
Fonte: Dados da pesquisadora, 2010

- **Ponto 5- Rio do Peixe distante da cidade**

Neste trecho (FIG. 4 a) o Rio do Peixe se encontra bem distante da cidade, há confluência com vários córregos. Sua água apresenta aspecto melhor com relação aos dois pontos anteriores, sem mau cheiro e cor aparentemente normal e há conservação da mata ciliar.

Ponto do lançamento do esgoto bruto no Rio do Peixe

Os esgotos domésticos contêm aproximadamente 99,9% de água. A fração restante inclui sólidos orgânicos e inorgânicos, suspensos e dissolvidos, bem como micro-organismos. Portanto, é devido a essa fração de 0,1% que há necessidade de se tratar os esgotos.

A característica dos esgotos é função dos usos à qual a água foi submetida. Esses usos, e a forma com que são exercidos, variam com o clima, situação social e econômica, e hábitos da população. A FIG. 4 (b) mostra o ponto do lançamento do esgoto bruto no Rio do Peixe.



FIGURA 4 – Rio do Peixe distante da cidade (a) e Ponto de lançamento de esgoto bruto no Rio do Peixe (b)
Fonte: Dados da pesquisadora, 2010

Coeficientes de autodepuração

A determinação dos coeficientes de autodepuração foi feita com base no modelo de Streeter-Phelps (1925). Este modelo foi apresentado por VON SPERLING (1983), SANTOS (2001) e MATOS (2004). Na perspectiva de VON SPERLING (1996) as equações representativas utilizadas no modelo de Streeter-Phelps são:

a) Concentração (Eq. 1) e déficit de oxigênio (Eq. 2) no rio após a mistura com o despejo;

$$C_0 = \frac{(Q_r \cdot ODr + Q_e \cdot ODe)}{(Q_r + Q_e)} \quad (1)$$

$$D_0 = C_s - C_0 \quad (2)$$

Onde,

C_0 = concentração inicial de oxigênio, logo após a mistura (mg/L);

D_0 = déficit inicial de oxigênio, logo após a mistura (mg/L);

C_s = concentração de saturação de oxigênio (mg/L);

Q_r = vazão do rio a montante do lançamento dos despejos (m³/s);

Q_e = vazão de esgotos (m³/s);

ODr = concentração de oxigênio dissolvido no rio, a montante do lançamento dos despejos (mg/L);

ODe = concentração de oxigênio dissolvido no esgoto (mg/L).

b) Cálculo da DBO_5 (Eq. 3) e da demanda última (Eq. 4) no rio após a mistura com o despejo:

$$k_t = \frac{DBOu}{DBO_5} = \frac{1}{(1 - e^{-5k_1})} \quad (3)$$

$$DBO_{50} = \frac{(Q_r \cdot DBO_r + Q_e \cdot DBO_e)}{(Q_r + Q_e)} \quad (4)$$

Já a DBO última da mistura é calculada com base na Eq (5) :

$$L_o = DBO_{50} \cdot K_t = \frac{(Q_r \cdot DBO_r + Q_e \cdot DBO_e)}{(Q_r + Q_e)} \quad (5)$$

Onde,

DBO_{50} = concentração de DBO_5 , logo após a mistura (mg/L);

L_0 = demanda última de oxigênio, logo após a mistura (mg/L);

$DBOr$ = concentração de DBO_5 do rio (mg/L);

$DBOe$ = concentração de DBO_5 do esgoto (mg/L);

K_T = constante para transformação da DBO_5 a DBO última ($DBOu$).

O valor de L_0 é também obtido através de média ponderada entre as vazões e as demandas bioquímicas de oxigênio do rio e dos esgotos.

c) Cálculo de tempo crítico (Eq. 6), que é o tempo onde ocorre a concentração mínima de oxigênio dissolvido;

$$t_c = \frac{1}{(K_2 - K_1)} \cdot \ln \left\{ \frac{K_2}{K_1} \right\} \left[1 - D_o \cdot \frac{(K_2 - K_1)}{(L_0 - K_1)} \right] \quad (6)$$

A curva do perfil de OD em função do tempo (ou da distância de percurso) é em forma de S, como mostra a FIG. 5. No perfil, identificam-se os pontos principais: a concentração de OD no rio e a concentração crítica de OD.

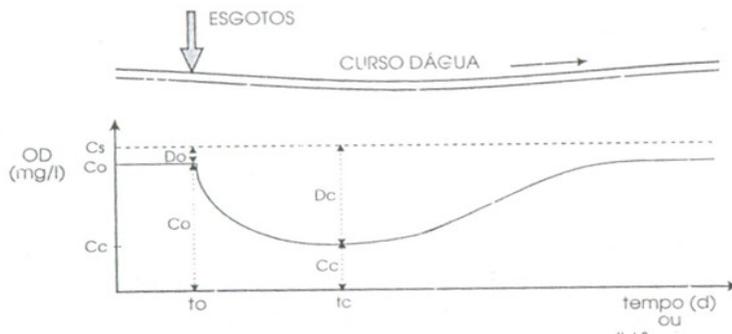


FIGURA 5 - Pontos característicos da curva de depleção de OD
Fonte: VON SPERLING (1996)

Algumas situações podem ocorrer na utilização da fórmula do tempo crítico, dependendo da relação entre (L_0/D_0) e (K_2/K_1) , conforme mostra a FIG. 6 (VON SPERLING, 1996):

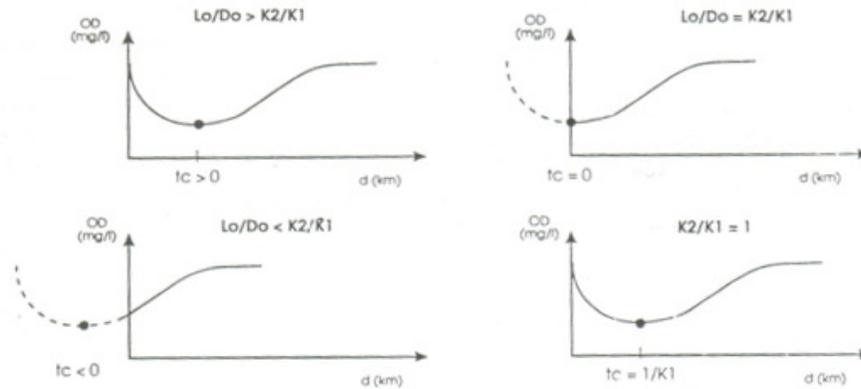


FIGURA 6- Relação entre o tempo crítico e os termos (L_0/D_0) e (K_2/K_1)
 Fonte: VON SPERLING (1996)

d) Tempo de percurso;

No modelo de Streeter-Phelps (1925), o tempo de percurso teórico que uma partícula gasta para percorrer determinado trecho é função unicamente da velocidade e da distância a ser vencida. Assim, conhecidas as distâncias de percurso e determinadas as velocidades em cada trecho, o tempo de resistência é obtido diretamente da Eq. (7):

$$t = \frac{d}{v \cdot 86400} \quad (7)$$

Onde,

t = tempo de percurso (d);

d = distância percorrida (m);

v = velocidade do curso d'água (m/s);

86400 = número de segundos por dia (s/d).

e) Cálculo do déficit crítico (Eq. 8) e da concentração crítica de oxigênio (Eq. 9);

$$D_c = \frac{K_1}{K_2} \cdot L_0 \cdot e^{-K_1 t_c} \quad (8)$$

$$C_c = C_s - D_c \quad (9)$$

f) Cálculo do perfil de oxigênio dissolvido em função do tempo (Eq. 10);

$$c_t = C_s - \left[\frac{(K_1 \cdot L_0)}{(K_2 - K_1)} e^{-k_1 t} - e^{-k_2 t} + D_0 e^{-k_2 t} \right] \quad (10)$$

g) A elevação da temperatura reduz a concentração de saturação e o aumento da altitude reduz a concentração de saturação. Há algumas fórmulas empíricas (a maioria baseada em análises de regressão) que fornecem diretamente o valor de C_s (mg/L) em função de, por exemplo, a temperatura $T(^{\circ}\text{C})$. Uma fórmula frequentemente empregada é POPEL (1979), demonstrada pela Eq. (11):

$$C_s = 14,652 - 4,1022 \times 10^{-1} \cdot T + 7,9910 \times 10^{-3} \cdot T^2 - 7,7774 \times 10^{-5} \cdot T^3 \quad (11)$$

A influência da altitude pode ser computada pela equação de Qasim, (1985), conforme demonstrado pela Eq. (12):

$$f_H = \frac{(C_s')}{(C_s)} = \left(1 - \frac{H}{9450}\right) \quad (12)$$

Onde,

f_H = fator de correção da concentração de saturação de OD pela altitude;

C_s' = concentração de saturação na altitude H (mg/L), com base na TAB. 2;

H = altitude (m).

TABELA 2 - Concentração de saturação de oxigênio (mg/L) em função da temperatura e altitude

Temperatura (°C)	Altitude(m)			
	0	500	1000	1500
10	11,3	10,7	10,1	9,5
11	11,1	10,5	9,9	9,3
12	10,8	10,2	9,7	9,1
13	10,6	10	9,5	8,9
14	10,4	9,8	9,3	8,7
15	10,2	9,7	9,1	8,6
16	10	9,5	8,9	8,4
17	9,7	9,2	8,7	8,2
18	9,5	9	8,5	8
19	9,4	8,9	8,4	7,9
20	9,2	8,7	8,2	7,7
21	9	8,5	8	7,6
22	8,8	8,3	7,9	7,4
23	8,7	8,2	7,8	7,3
24	8,5	8,1	7,6	7,2
25	8,4	8	7,5	7,1
26	8,2	7,8	7,3	6,9
27	8,1	7,7	7,2	6,8
28	7,9	7,5	7,1	6,6
29	7,8	7,4	7	6,6
30	7,6	7,2	6,8	6,4

Fonte: VON SPERLING (1996)

h) Oxigênio dissolvido mínimo permissível (ODmín):

Os teores de oxigênio dissolvido a serem mantidos nos corpos d'água são estipulados através de legislação. Os valores variam em função da classe em que o corpo d'água está classificado. Segundo a Resolução CONAMA Nº357, de 17/03/2005, são os seguintes os teores mínimos permissíveis de OD nos corpos d'água, em função da classe a que pertencem (TAB. 3):

TABELA 3 - Teores mínimos permissíveis de oxigênio dissolvido (Resolução CONAMA nº 357, 17/03/2005)

Classe	OD mínimo permissível (mg/L)
Especial	Não são permitidos lançamentos, mesmo tratados
1	6,0
2	5,0
3	4,0
4	2,0

Fonte: VON SPERLING (1996)

i) Coeficiente de desoxigenação (K_1);

O Coeficiente K_1 depende das características da matéria orgânica, além da temperatura e da presença de substâncias inibidoras. Efluentes tratados, por exemplo, possuem uma taxa de degradação mais lenta, pelo fato da maior parte da matéria orgânica mais facilmente assimilável já ter sido removida, restando apenas à parcela de estabilização mais vagarosa. Valores médios de K_1 encontram-se apresentados na TAB. 4.

TABELA 4 - Valores típicos de K_1 (base e, 20°C)

Origem	K_1 (dia ⁻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
Água para abastecimento público	< 0,12

Fonte: Adaptado de Fair et al, 1973; Arceivala, 1981, APUD Von Sperling (1996)

A temperatura tem uma grande influência no metabolismo microbiano, afetando, por conseguinte, as taxas de estabilização da matéria orgânica. A relação empírica entre a temperatura e a taxa de desoxigenação pode ser expressa pela Eq. (13)

$$K_{1t} = K_{120} \cdot \theta^{(t-20)} \quad (13)$$

Onde,

K_{1T} = K_1 a uma temperatura T qualquer (dia⁻¹);

$K_{1,20}$ = K_1 a uma temperatura T = 20°C (dia⁻¹);

T = temperatura do líquido (°C);

θ = coeficiente de temperatura, um valor usualmente adotado é de 1,047.

j) Coeficiente de reaeração (K_2);

A seleção do valor do coeficiente K_2 tem uma maior influência nos resultados do balanço do oxigênio dissolvido do que o coeficiente K_1 , pelo fato das faixas de variação do último ser mais estreita. Existem três métodos para a obtenção de um valor para o coeficiente K_2 , são elas:

- valores médios tabelados;
- valores em função das características hidráulicas do corpo d'água;
- valores correlacionados com a vazão do curso d'água.

Cursos d'água mais rasos e mais velozes tendem a possuir um maior coeficiente de reaeração, devido, respectivamente, à maior facilidade de mistura ao longo da profundidade e à criação de maiores turbulências na superfície (TAB. 5), sendo que tais valores podem ser usados na ausência de dados específicos acerca do corpo d'água. Deve-se levar em consideração, no entanto, que os valores constantes desta tabela são usualmente menores do que os obtidos pelos outros métodos (VON SPERLING, 1996).

O efeito da temperatura no coeficiente de reaeração K_2 pode ser expresso da forma tradicional através da Eq. (14):

$$K_{2T} = K_{220} \cdot \theta^{(T-20)} \quad (14)$$

Onde,

K_{2T} = K_2 a uma temperatura T qualquer (dia⁻¹);

$K_{2,20}$ = K_2 a uma temperatura T = 20°C (dia⁻¹);

T = temperatura do líquido (°C);

θ = coeficiente de temperatura, um valor usualmente adotado é de 1,024.

TABELA 5 - Valores típicos de K_2 (base e, 20°C)

Corpo d'água	K_2 (dia ⁻¹)	
	Profundo	Raso
Pequenas lagoas	0,12	0,23
Rios vagarosos, grandes lagoas	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 d'água	>1,15	>1,61

Fonte: Fair et al (1973), Arceivala (1981), APUD Von Sperling (1996)

Diversos pesquisadores tentaram correlacionar o coeficiente de reaeração K_2 com variáveis hidráulicas do curso d'água. A literatura relata diversas fórmulas, conceituais e empíricas, relacionando K_2 com a profundidade e a velocidade do curso d'água. A TAB. 6 apresenta três das principais equações (Eq. 15, 16 e 17), com faixas de atuação que se complementam (VON SPERLING, 1996).

TABELA 6 - Valores do coeficiente K_2 segundo modelos baseado em dados hidráulicos (Base e, 20°C).

Pesquisador	Equação		Faixa de aplicação
O'Connor e Dobbins (1958)	$3,73.v^{0,5}.H^{-1,5}$	(15)	$0,6m \leq H < 4,0m$ $0,05m/s \leq v < 0,8m/s$
Churchill et al (1962)	$5,0.v^{0,97}.H^{-1,67}$	(16)	$0,6m \leq H < 4,0m$ $0,8m/s \leq v < 1,5m/s$
Owens et al (apud Branco, 1976)	$5,3.v^{0,67}.H^{-1,85}$	(17)	$0,1m \leq H < 0,6m$ $0,05m/s \leq v < 1,5m/s$

Fonte: VON SPERLING (1996)

Onde,

v: velocidade do curso d'água (m/s);

H: altura da lâmina d'água (m).

Faixas de aplicabilidade foram adaptadas e ligeiramente modificadas de (Covar apud EPA, 1985), para efeito de simplicidade.

A influência da temperatura na oxigenação do corpo d'água ocorre de modo a reduzir a concentração de saturação de oxigênio dissolvido na água. Resultados experimentais demonstram que a temperatura exerce profundo efeito na taxa de absorção de oxigênio. Observa-se, de modo geral, que água previamente desoxigenada absorve menos oxigênio da atmosfera à medida que a temperatura se eleva, se todas as outras condições permanecerem constantes (SANTOS, 2001).

Padrões estabelecidos na resolução nº 357/2005 do CONAMA para classes dos corpos de água

Os padrões estabelecidos pela resolução CONAMA Nº 357 de 17 de março de 2005, para classes dos corpos d'água estão apresentados na TAB. 7.

Onde,

A ≤ 2500 – Recreação de contato secundário

B ≤ 1000 – Dessedentação de animais criados confinados

C ≤ 4000 – Demais usos

P* - Valor para ambientes lóticos

TABELA 7 - Padrões para classes dos corpos de água doce

Variáveis	Unidades	Classes			
		1	2	3	4
CF	NMP/100mL	≤ 200	≤ 1000	A, B e C	
DBO _{5d-20°C}	mg L ⁻¹	≤ 3	≤ 5	≤ 10	
OD	mg L ⁻¹	≥ 6	≥ 5	≥ 4	≥ 2
Tu	UNT	≤ 40	≤ 100	≤ 100	
pH		6 a 9		6 a 9	6 a 9
ST	mg L ⁻¹	≤ 500			
P _{total} *	mg L ⁻¹	≤ 0,1		≤ 0,15	
N-NO ₃ ⁻	mg L ⁻¹	≤ 10		≤ 10	
ΔT	°C	≤ 3, na zona de mistura			

Fonte: RESOLUÇÃO CONAMA 357 DE 17 DE MARÇO DE 2005

DESCOBERTAS E DISCUSSÕES

Os resultados das análises das amostras coletadas podem ser visto na TAB. 8, onde os pontos de amostragem já estão indicados na FIG. 2. Estes resultados foram utilizados como dados de entrada no modelo.

TABELA 8 - Valores das Análises das Amostras

Ponto de amostragem	Concentração de OD (mg/O ₂ L)	Concentração de DBO (mg/O ₂ L)	Concentração de DQO (mg/O ₂ L)	Valor do pH
Data da coleta: 16/08/2010				
1	11,0	8,71	96,8	7,52
2	8,8	5,44	61,6	7,38
3	6,4	16,87	52,8	7,11
4	8,4	5,70	70,4	7,30
5	6,4	20,14	44,0	7,84
Data da coleta: 22/08/2010				
1	5,9	5,44	57,6	7,17
2	6,1	4,90	172,8	7,29
3	7,1	10,34	33,6	6,90
4	6,1	6,26	72,0	6,86
5	5,8	7,6	124,8	7,79

Fonte: Dados da pesquisadora, 2010

Os valores coletados em campo estão apresentados na TAB. 9 os quais foram utilizados como dados de entrada no modelo de Streeter-Phelps (1925).

Com o uso do modelo de STREETER-PHELPS foi possível encontrar os valores apresentados na TAB. 10, sendo que:

Valor de K₁ foi obtido através da TAB. 4 seguido da Equação 14;

Valor de K₂ foi obtido através da TAB. 6 seguido da Equação 15;

Valor de C_s foi obtido através da TAB. 2 seguido da Equação 12 e Equação 13;

Valor de C₀ foi obtido através da Equação 2;

Valor de D₀ foi obtido através da Equação 3.

TABELA 9 - Valores dos dados de entrada no Modelo de STREETER-PHELPS

Pontos	T ^o C	Profundidade (m)	Distância (m)	Tempo (s)	Velocidade (m/s)
1	14,85	0,21	3	11,14	0,27
2	19,00	0,18	5	10,60	0,48
3	19,50	0,12	4	14,00	0,29
4	20,00	0,24	4	20,50	0,22
5	14,25	0,22	4	16,50	0,24

Fonte: Dados da pesquisadora, 2010

TABELA 10 – Resultados encontrados usando o modelo STREETER-PHELPS

Vazão do rio (m ³ /s)	Vazão do esgoto (m ³ /s)	DBO esgoto (mgO ₂ /L)	K ₁ (d ⁻¹)	K ₂ (d ⁻¹)	Cs	C ₀ (mg/L)	D ₀ (mg/L)
0,062	0,018	50,2	0,35	22,33	8,58	5,54	3,04

Fonte: Dados da pesquisadora, 2010

A FIG.7 (A e B) representam a média dos valores obtidos para OD e DBO, respectivamente, em comparação aos valores estabelecidos pela Resolução CONAMA 357 (2005).

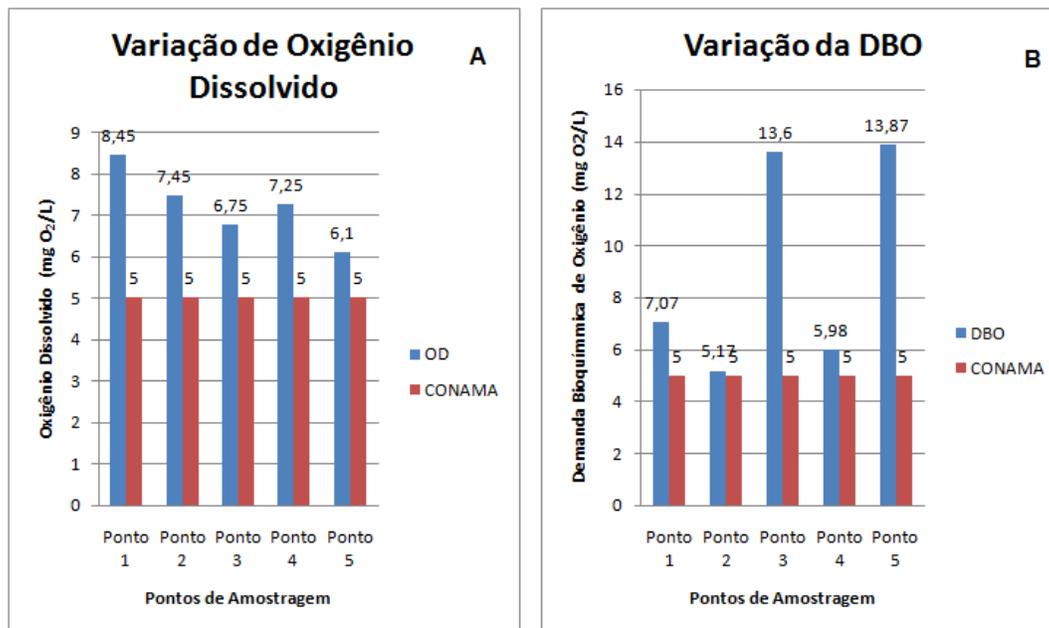


FIGURA 7 - Comparações dos valores obtidos com a Resolução CONAMA para Oxigênio dissolvido (a) e DBO (b)

Fonte: Dados da pesquisadora, 2010

Ao observar as FIG. 7 A e B nota-se que o Rio do Peixe enquadra-se na Classe 2, devido aos valores do oxigênio dissolvido das amostras FIG. 7 A terem dado maiores ou iguais a 5.

Analisando a FIG. 7 B, nota-se que ao adentrar no limite urbano do município de São Roque de Minas, o Rio do Peixe recebe uma alta carga de matéria orgânica. A oxidação desta matéria orgânica corresponde ao principal fator de consumo de oxigênio. O consumo de oxigênio dissolvido na água se deve à respiração dos micro-organismos decompositores ali presentes, principalmente as bactérias heterotróficas aeróbias. As bactérias na presença de oxigênio convertem a matéria orgânica a compostos simples e inertes, como água e gás carbônico. Com isso, elas tendem a crescer e se reproduzir, gerando mais bactérias, enquanto houver disponibilidade de alimento (matéria orgânica) e oxigênio no meio causando uma depleção do oxigênio dissolvido, conforme observado na FIG. 7 A. O decréscimo da concentração de oxigênio dissolvido tem diversas implicações do ponto de vista ambiental, constituindo-se, em um dos principais problemas de poluição das águas em nosso meio.

Como as amostras de água foram coletadas em período de seca e grande estiagem (em meados de agosto), nos valores da DBO ocorreu uma grande oscilação, isso provavelmente se deve ao fato de estar havendo uma menor diluição dos efluentes durante o período seco devido às vazões menores, com isso o rio diminuiu seu volume d'água sendo que o lançamento do esgoto bruto continua o mesmo, isso faz com que a capacidade de diluição e autodepuração do rio seja insuficiente para a proporção de matéria orgânica nele lançados.

Como o corpo d'água se classificou como sendo Classe 2, o valores de OD se encontram dentro dos limites estabelecidos pela Resolução CONAMA 357/05. Observa-se que no Ponto 1, seu ecossistema encontra-se em estado de equilíbrio e com elevada qualidade da água. A região da nascente do Rio do Peixe localiza-se em uma área de conservação ambiental excelente por estar situada dentro do Parque Nacional da Serra da Canastra, e conta com a presença de animais silvestres. As águas do rio são mais preservadas e os valores de OD são mais altos com relação aos demais.

Já no Ponto 3 que é próximo de onde o Rio do Peixe recebe o lançamento do esgoto bruto da cidade de São Roque de Minas há uma pequena variação nos valores de OD. No Ponto 4 há a recuperação do OD e no Ponto 5 ocorre novamente uma queda nos valores de OD, devido à contaminação das águas do rio por causa da criação de bovinos nas propriedades do entorno do rio e também pela confluência do Rio do Peixe com vários efluentes poluídos, havendo a contaminação da água pelos excrementos do gado e do esgoto das propriedades rurais que margeiam o Rio do Peixe.

Com o uso dos dados de entrada no modelo de STREETER-PHELPS (1925), representados na TAB. 10, utilizadas no Softwer Estatístico R e o Microsoft Office Excel, foram geradas as FIG. 8 e FIG. 9 para que se possa fazer a análise da qualidade e situação em que se encontra o Rio do Peixe.

A FIG. 8 indica a condição atual do Rio do Peixe segundo dados gerados pelo Softwer Estatístico R onde,

- Série 1 – representa a curva do oxigênio dissolvido nas condições atuais do Rio do Peixe;
- Série 2 – representa a curva do oxigênio dissolvido nas condições do Rio do Peixe com eficiência na remoção da DBO de 35%;
- Série 3 – representa a curva do oxigênio dissolvido nas condições do Rio do Peixe com eficiência na remoção da DBO de 65%.

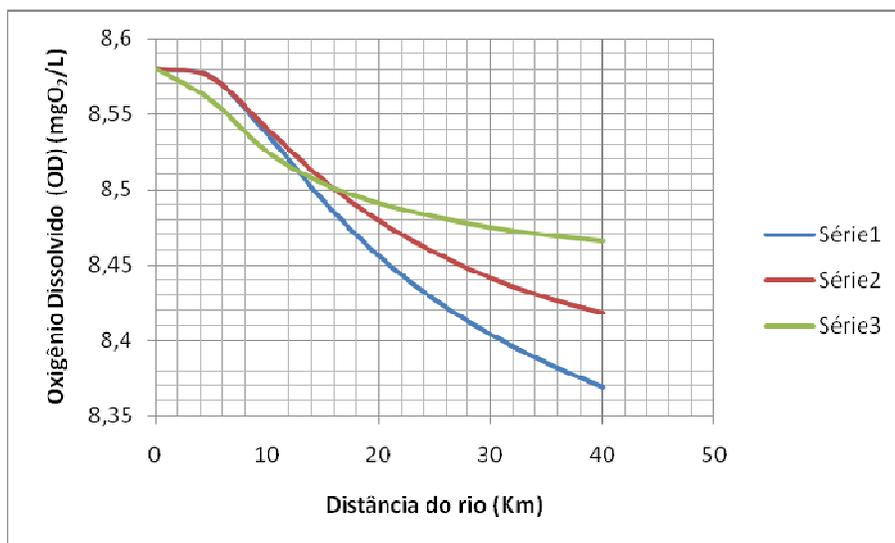


FIGURA 8 – Condição atual do Rio do Peixe

Fonte: Dados da pesquisadora, 2010

Com base nos estudos bibliográficos concluiu-se que há uma necessidade de se priorizar o tratamento do esgoto no município de São Roque de Minas para que assim haja a melhoria ou até mesmo a estabilidade na qualidade da água do Rio do Peixe.

Pode-se analisar que mesmo com uma remoção da DBO do Rio do Peixe de 65%, o que está havendo é uma pequena melhora de sua qualidade, o que significa que é necessário um tratamento para remoção da DBO do rio com eficiência maior que 65%.

É possível perceber também que a extensão do Rio do Peixe, que é de 40 km, não está sendo o suficiente para que ocorra sua autodepuração, observa-se que na faixa da nascente até o ponto 1, o rio se encontra na zona de águas limpas e transparentes, onde seu ecossistema encontra-se em estado de equilíbrio e com elevada qualidade da água, com os valores de oxigênio dissolvido estáveis. Nos pontos 2 e 3, o rio se encontra na zona de degradação, devido à alta concentração de matéria orgânica causada pelo lançamento de grande carga orgânica e esgoto bruto no curso d'água. Nestes pontos a água se apresenta turva devido aos sólidos presentes no esgoto bruto. Sendo que, pelos despejos serem predominantemente orgânicos, os micro-organismos presentes nas águas residuárias são os responsáveis pelo início da decomposição. Devido a isso o consumo de oxigênio dissolvido para as atividades respiratórias dos microrganismos pode ser também reduzido, possibilitando que seja encontrado oxigênio dissolvido suficiente para a vida de peixes presentes no Rio do Peixe.

Lembrando que em um ecossistema em condições perturbadas encontra-se baixa diversidade de espécies, apresentando reduzido número de espécies e elevado número de indivíduos em cada espécie, que é o caso que acontece no Rio do Peixe.

A zona de decomposição ativa abrange os pontos 4 e 5, região onde a qualidade da água apresenta-se em seu estado mais deteriorado devido a decomposição da matéria orgânica. Neste trecho após a fase de perturbação do ecossistema este começa a se organizar com os micro-organismos desempenhando ativamente suas funções de decomposição da matéria orgânica.

Concluindo que a extensão do rio não é suficiente para que ocorra a zona de recuperação, foi feita uma estimativa da extensão que o rio deveria ter para que houvesse sua autodepuração total, e assim a melhoria da qualidade de sua água. Só que mesmo estimando uma extensão de aproximadamente 300 km não seria o suficiente para sua total autodepuração, como mostra a FIG. 9 que foi gerada a partir dos dados das Equações 8 e 11 seguido da TAB.11.

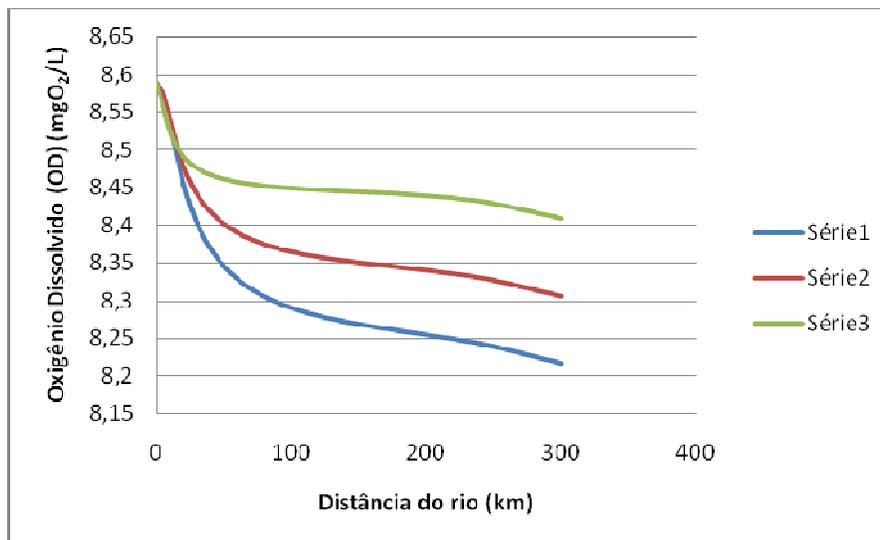


FIGURA 9 - Estimativa da extensão do Rio do Peixe

Fonte: Dados da pesquisadora, 2010

TABELA 11 – Valores de Ct (mg/L) para os diversos valores de t (d)

d (km)	t (d)	Ct (mg/L)		
		E= 0%	E= 35%	E= 65%
0	0,0	8,6	8,6	8,6
5	0,1	8,6	8,6	8,6
10	0,2	8,5	8,5	8,5
15	0,4	8,5	8,5	8,5
20	0,6	8,5	8,5	8,5
25	0,8	8,4	8,5	8,5
30	1,0	8,4	8,4	8,5
35	1,2	8,4	8,4	8,5
40	1,4	8,4	8,4	8,5
45	1,6	8,4	8,4	8,5
50	1,8	8,3	8,4	8,5
55	2,0	8,3	8,4	8,5
60	2,2	8,3	8,4	8,5
65	2,4	8,3	8,4	8,5
70	2,6	8,3	8,4	8,5
75	2,8	8,3	8,4	8,5
80	3,0	8,3	8,4	8,5
85	3,2	8,3	8,4	8,5
90	3,4	8,3	8,4	8,5
95	4,2	8,3	8,4	8,4
100	4,4	8,3	8,4	8,4
105	4,6	8,3	8,4	8,4
110	4,8	8,3	8,4	8,4
115	5,0	8,3	8,4	8,4
120	5,2	8,3	8,4	8,4
125	5,4	8,3	8,4	8,4
130	5,6	8,3	8,4	8,4
135	5,8	8,3	8,4	8,4
140	6,0	8,3	8,4	8,4
150	6,5	8,3	8,4	8,4
160	7,0	8,3	8,3	8,4
170	7,5	8,3	8,3	8,4
180	8,0	8,3	8,3	8,4
220	9,8	8,2	8,3	8,4
250	11,1	8,2	8,3	8,4
300	13,3	8,2	8,3	8,4

Fonte: Dados da pesquisadora, 2010

CONCLUSÕES

Após análise de todos os dados apresentados concluiu-se que a qualidade da água do Rio do Peixe está muito deteriorada, resultado da grande carga poluidora, sendo que a principal poluição é o lançamento do esgoto doméstico bruto, o que está fazendo com que a extensão do Rio do Peixe não seja suficiente para que haja sua autodepuração.

Uma das medidas mais importantes que podem ser tomadas pela população e autoridades de São Roque de Minas é a de se mobilizarem para exigirem um tratamento do esgoto gerado na cidade no sentido de reverter o quadro de degradação da qualidade da água do Rio do Peixe, impedir o lançamento de despejos e esgoto no mesmo, acima do que o corpo d'água possa suportar. Desta forma, a capacidade de assimilação do corpo d'água pode ser utilizada até um ponto aceitável e não prejudicial, não sendo admitido lançamento de cargas poluidoras acima deste limite.

Para isso é necessário que haja uma maior participação da sociedade local nos temas ligados a preservação ambiental, principalmente no que diz respeito aos recursos hídricos; sejam criadas campanhas de educação ambiental e conscientização visando minimizar o lançamento clandestino de esgoto bruto diretamente no Rio do Peixe, bem como evitar o lançamento de lixo no corpo d'água e em seus efluentes; haja o monitoramento da qualidade da água que é fundamental para a geração de informações sobre as condições da água, subsidiando assim a tomada de decisão e o planejamento da melhoria da qualidade ambiental como um todo.

Foi concluído com o presente trabalho que a extensão do Rio do Peixe do município de São Roque de Minas, não é suficiente para que ocorra sua total autodepuração, sendo necessário conhecer medidas para reverter este quadro, sendo que uma das alternativas seria montar barreiras ao longo do curso d'água que promova aeração para que assim seja possível haver reintrodução de oxigênio no meio e uma maior decomposição da matéria orgânica.

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem o apoio financeiro do Centro Universitário de Formiga – UNIFOR-MG.

REFERÊNCIAS

- BARROS, Raphael T. de V. et al. **Manual de Saneamento e Proteção Ambiental para os Municípios**. Volume 2. Belo Horizonte: Escola de Engenharia da UFMG, 1995.
- BRAGA, Benedito. **Introdução à Engenharia Ambiental**. São Paulo: Pearson Hall, 2005.
- BRANCO, S.M. **Hidrobiologia aplicada à engenharia sanitária**. São Paulo, CETESB. 1978. P.620.
- CESAMA - **Companhia de Saneamento Municipal** (on line) disponível via URL <http://www.cesama.com.br/saneamento.php> (capturado em 03 de mar.2008).
- CONAMA, **Resolução nº 357** de 17/03/2005.
- COPASA, **Companhia de Saneamento de Minas Gerais**, 2010.
- Resolução CNRH 12, de 19 de julho de 2000.
- CUNHA, C.L.N. **Avaliação da poluição em rios usando modelagem computacional**. Revista de Engenharia Sanitária e Ambiental. Vol. 8- Nº 3 – jul/set 2003, 126-134.
- DERÍSIO, J. C. **Introdução ao controle da poluição ambiental**. Ed. CETESB, São Paulo (1972).
- MACÊDO, Jorge Antônio Barros de. **Águas e Águas**. Juiz de Fora/MG: ORTOFARMA, 2000.
- MATOS, A. T. **Qualidade do solo e da água**. Viçosa: DEA-UFV, 2004.
- NUVOLARI, A. **Esgoto sanitário: coleta, transporte, tratamento e reuso agrícola**. São Paulo, Edgard Blucher, 520 p. 2003.
- QASIM, S.R. **Wastewater treatment plants: planning, design and operation**.
- REBOUÇAS, A.C; BRAGA, B; TUNDISI, J.G. **Águas doces no Brasil: capital ecológico, uso e conservação**. São Paulo: Escrituras, 720 p. 1999.

SANTOS, A.R.dos., **Caracterização morfológica, hidrológica e ambiental da Bacia Hidrográfica do Rio Turvo Sujo, micro-região de Viçosa – MG.** Viçosa: UFV, 2001, Dissertação de Doutorado.

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

VON SPERLING, Marcos. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos.** Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental; Universidade Federal de Minas Gerais; 1996.

WCED. **Our Common Future.** Oxford, UK: Oxford University Press, 20 p. 1987.

<http://www.ibge.com.br/home> (acesso em 27 de setembro de 2010).