

IV-146 - ESTIMATIVA DE ESGOTO E MODELAGEM DA AUTODEPURAÇÃO DOS EFUENTES DOMÉSTICOS LANÇADOS NO RIO DOCE NA CIDADE DE BAIXO GUANDU, ES

Edilson Sarter Braum⁽¹⁾

Graduando em Engenharia Ambiental e Sanitária, Faculdade da Região Serrana, FARESE, ES, Brasil.

Gemael Barbosa Lima⁽²⁾

Docente da Faculdade da Região Serrana, FARESE, ES, Brasil.

Wanderson de Paula Pinto⁽³⁾

Doutorando em Engenharia Ambiental, PPGEA - UFES. Docente da Faculdade da Região Serrana, FARESE, ES, Brasil.

Endereço⁽¹⁾: Rua Tércio Corrêa dos Santos, 135, Centro, Santa Maria de Jetibá, ES. CEP: 29645-000, Brasil. Tel: (27) 99893-1327. E-mail: edilsonsarter@gmail.com

RESUMO

A expansão da urbanização e a industrialização, consequências da Revolução Industrial, aumentaram progressivamente as pressões sobre os recursos hídricos, tanto em termos de demanda quanto de degradação. O esgoto doméstico da Cidade de Baixo Guandu é lançado diretamente no rio sem nenhum prévio tratamento. Este trabalho tem como objetivo estimar a quantidade de esgoto lançado no rio e avaliar o processo de autodepuração após o lançamento do efluente. Para execução desse trabalho foi feito um levantamento de dados no Serviço Autônomo de Água e Esgoto (SAAE) de Baixo Guandu do consumo de água do município dos anos de 2010 até 2015 e modelos matemáticos citados na literatura. Notou-se que a depleção da concentração de OD e o aumento da DBO após o lançamento do efluente doméstico não é tão significativo, devido ao rio possuir vazão suficiente para diluir o esgoto nele lançado. Apesar do intenso despejo de efluentes lançados “in natura” no Rio Doce, o mesmo ainda apresenta uma boa qualidade em suas águas com base nos valores de OD e DBO. Por meio do modelo de Streeter e Phelps, verificou-se que não há um significativo impacto ambiental no Rio Doce causado pelo lançamento de matéria orgânica proveniente de efluentes domésticos de Baixo Guandu em relação ao oxigênio dissolvido.

PALAVRAS-CHAVE: População, Esgoto, OD, DBO, Autodepuração.

INTRODUÇÃO

A expansão da urbanização e a industrialização, consequências da Revolução Industrial, aumentaram progressivamente as pressões sobre os recursos hídricos, tanto em termos de demanda quanto de degradação (TUNDISI, 2008). A alteração da qualidade da água agrava o problema da escassez desse recurso, já que apesar de abundante, sua distribuição se dá de forma irregular no planeta, além disso, outro problema a ser considerado é o das doenças de veiculação hídrica, responsável por 25 milhões de mortes por ano no mundo segundo a Organização Mundial de Saúde (BRAGA *et al.*, 2002).

Existem padrões de exigências de qualidade da água tanto para consumo humano, quanto para outras áreas, como recreação, agricultura, indústria, entre outros. A alteração dos parâmetros de qualidade pode ser diversa, dentre os quais se destacam os sedimentos, nutrientes, temperaturas, níveis de oxigênio dissolvidos, pH e ocorrência de produtos naturais ou sintéticos que podem causar danos ao meio ambiente, à vida aquática e os animais, além das pessoas que dependem do recurso hídrico (BITTERN COURT e PAULA, 2014).

Quando o esgoto sanitário, coletado nas redes, é lançado “in natura” nos corpos d’água, isto é, sem receber prévio tratamento, dependendo da relação entre as vazões do esgoto lançado e do corpo receptor, pode-se esperar, na maioria das vezes, sérios prejuízos na qualidade dessa água. Além do aspecto visual desagradável, afeta a sobrevivência dos seres de vida aquática; exalação de gases malcheirosos e possibilidade de contaminação de animais e seres humanos pelo consumo ou contato com essa água (NUVOLARI *et al.*, 2011).

Segundo Von Sperling (1996) a introdução de matéria orgânica em um corpo d'água resulta indiretamente no consumo de oxigênio dissolvido e tem sido utilizado tradicionalmente para a determinação do grau de poluição e de autodepuração em cursos d'água. A sua medição é simples e o seu teor pode ser expresso em concentrações quantificáveis e passíveis de modelagem matemática. A repercussão mais nociva da poluição de um corpo de água é a queda do oxigênio dissolvido, causado pela respiração dos microrganismos envolvidos na depuração de esgotos. Ao decréscimo do oxigênio dissolvido na massa líquida dá-se o nome de depleção do oxigênio.

Nuvolari *et al* (2011), caracteriza o esgoto, quando não contém resíduos industriais, com a seguinte composição: 99,87% de água; 0,04% de sólidos sedimentáveis; 0,02% de sólidos não sedimentáveis; e 0,07% de substâncias dissolvidas. Nesses sólidos proliferam microrganismos, podendo ocorrer organismos patogênicos, dependendo da saúde da população contribuinte. Esses micro-organismos são oriundos das fezes humanas. Cerca de 75% desses sólidos são constituídos de matéria orgânica em processo de decomposição.

A DBO (Demanda Bioquímica de Oxigênio) é o parâmetro tradicionalmente mais utilizado. Os microrganismos decompositores de matéria orgânica são responsáveis pela redução do oxigênio dissolvido na água. A DBO retrata de uma forma indireta, o teor de matéria orgânica nos esgotos ou no corpo d'água, sendo, portanto, uma indicação do potencial do consumo do oxigênio dissolvido e é um parâmetro de fundamental importância na caracterização do grau de poluição (VON SPERLING, 1996).

O crescimento populacional, além de aumentar a demanda por recursos hídricos, também gera um aumento na produção de efluentes domésticos e, como resultado, na degradação da água dos rios que recebem esses efluentes quando não são devidamente tratados (SOUZA e SEMENSATTO, 2015). O lançamento desses efluentes em corpos hídricos pode proporcionar grande decréscimo na concentração de oxigênio dissolvido no meio, cuja magnitude depende da concentração de carga orgânica e da quantidade lançada, além da vazão do curso d'água receptor (MATOS, 2003).

De acordo com Salla *et al.* (2013), a utilização de um modelo matemático de qualidade da água permite avaliar os impactos do lançamento das cargas poluidoras e analisar cenários de intervenção e medidas de controle ambiental. Na história, esses modelos vêm sendo utilizados desde o desenvolvimento do modelo clássico de Streeter e Phelps (1925), criado para o Rio Ohio, tornando-se um marco na história da engenharia sanitária e ambiental.

O esgoto doméstico da Cidade de Baixo Guandu é lançado diretamente no rio sem nenhum prévio tratamento. Isto faz com que as águas receptoras se tornem impróprias a vários tipos de uso (abastecimento doméstico, comercial ou agrícola e recreação (THEBALDI, *et al.*, 2011). O interesse nesse estudo é para com a cidade de Colatina, que fica localizada aproximadamente 45 quilômetros rio abaixo da cidade de Baixo Guandu, devido ao seu abastecimento de água depender totalmente do Rio Doce. Este trabalho poderá avaliar se o esgoto lançado em Baixo Guandu é auto depurado ou se o mesmo chega às bombas de captação de água de Colatina. Este trabalho tem como objetivo efetuar um levantamento de dados em busca do volume de água mensal consumido do município de Baixo Guandu, ES, nos últimos anos e da população urbana nos últimos censos para estimar a quantidade de esgoto sanitário urbano lançado diretamente no rio e simular matematicamente a capacidade de autodepuração do Rio Doce após o lançamento dos efluentes.

MATERIAIS E MÉTODOS

Baixo Guandu é um município Brasileiro localizado na região noroeste do estado do Espírito Santo, situado no bioma mata atlântica. O município possui uma área de 917,888 km² sendo que 6,48 km² estão em perímetro urbano, e uma população estimada de 31.467 sendo 77% em área urbana e 23 % em área rural. As fontes econômicas do município são o comércio e a mineração de pedras ornamentais (PMBG, 2016).

O clima guanduense é caracterizado como tropical quente semiúmido com uma temperatura média anual de 23,8°C e um relevo predominantemente ondulado (IBGE, 2016). O uso dos solos está, em sua maior parte, coberto por pastagens. A precipitação média anual é de 1.140,6 mm, sendo julho o mês mais seco e dezembro, o mês mais chuvoso. Baixo Guandu é banhado pelo Rio Doce e pelo Rio Guandu e o principal acesso se faz pela BR 259 ou pela Estrada de Ferro Vitória a Minas conforme **Figura 1**.

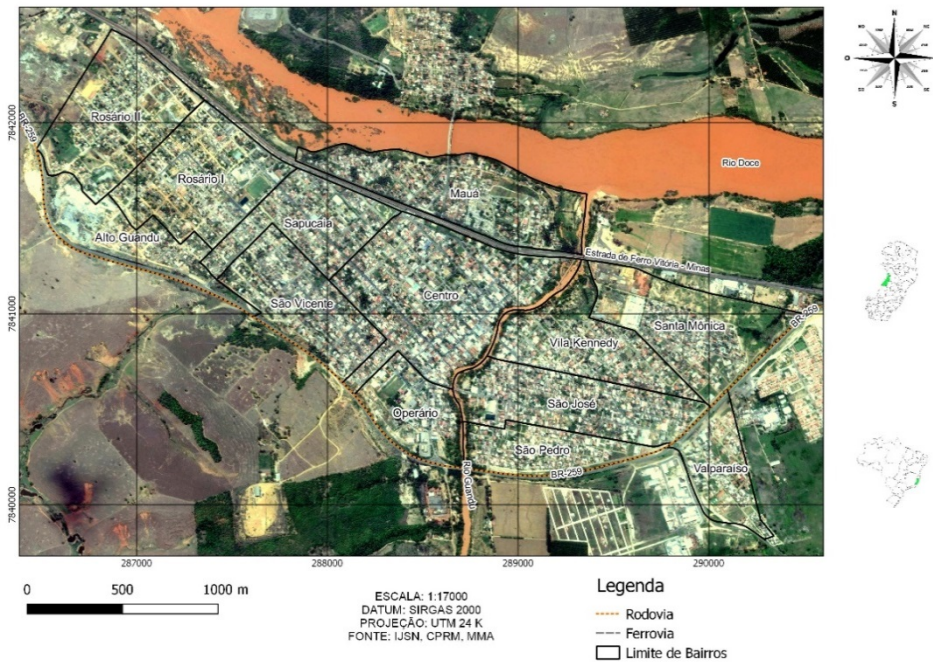


Figura 1: Baixo Guandu, ES.

Para execução desse trabalho foi feito um levantamento de dados no Serviço Autônomo de Água e Esgoto (SAAE) de Baixo Guandu do consumo de água do município dos anos de 2010 até 2015. A previsão da população para o ano de 2015 foi estabelecida através de uma equação matemática, cujos parâmetros foram obtidos através do senso populacional realizado pelo IBGE (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística).

De acordo com Tsutiya (2006), vários são os métodos matemáticos conhecidos, porém, nesse trabalho foram utilizados os métodos aritmético e geométrico para estimar a população urbana. O método aritmético pressupõe uma taxa de crescimento constante para os anos que se seguem, admitindo que a população varie linearmente com o tempo e pode ser utilizado para a previsão populacional de um período pequeno, de 1 a 5 anos, conforme equações 1 e 2:

$$P_e = P_0 + K_a(t_e - t_0) \quad \text{equação (1)}$$

$$K_a = \frac{P_f - P_0}{t_f - t_0} \quad \text{equação (2)}$$

em que: K_a = Coeficiente obtido através dos dados existentes; P_0 e P_f = População nos anos t_0 e t_f e P_e = População estimada para o ano t_e .

Para a previsão por período muito longo, torna-se acentuada a discrepância com a realidade histórica, uma vez que o crescimento é pressuposto ilimitado. O método geométrico considera para iguais períodos de tempo, a mesma porcentagem de aumento da população. Matematicamente pode ser representada da seguinte forma, conforme equação 3 e 4:

$$P_e = P_0 \cdot e^{K_g(t_e - t_0)} \quad \text{equação (3)}$$

$$K_g = \frac{\ln(P_f) - \ln(P_0)}{t_f - t_0} \quad \text{equação (4)}$$

em que: K_g = Coeficiente obtido através dos dados existentes; P_0 e P_f = População nos anos t_0 e t_f ; P_e = População estimada para o ano t_e e e = Numero de Euler (2,718...).

A partir dos dados fornecidos pelo SAAE, avaliou-se o consumo per capita de água no período de 2010 a 2015. Essa determinação foi feita a partir da razão da média de água utilizada e da população estimada daquele período, não considerando as perdas no sistema de abastecimento.

A produção de esgotos corresponde aproximadamente ao consumo de água. A fração da água fornecida que adentra a rede de coleta na forma de esgoto é denominada coeficiente de retorno (vazão de esgotos/vazão de água). Seus valores variam de 60% a 100% (VON SPERLING, 1996). De acordo com a NBR 9649/86, inexistindo dados locais comprovados oriundos de pesquisas, pode ser adotado 0,8 para o coeficiente de retorno. O cálculo da vazão doméstica média de esgoto doméstico é dado pela **equação 5**:

$$Q = q * p * c \quad \text{equação (5)}$$

em que: Q = Vazão média de esgoto (l/s); q = Consumo per capita (l/hab.s); p = População e c = coeficiente de retorno (0,8).

Os esgotos domésticos possuem uma DBO da ordem de 300 mg/l, ou seja, 1 litro de esgoto consome aproximadamente 300 mg de oxigênio, em cinco dias, no processo de estabilização da matéria orgânica carbonácea. Os teores de oxigênio dissolvido são normalmente nulos ou próximos à zero. Isto se deve à grande quantidade de matéria orgânica presente, implicando em um elevado consumo de oxigênio pelos microrganismos decompositores. Assim, adota-se usualmente, nos cálculos de autodepuração, o OD do esgoto bruto como zero. A carga de matéria orgânica é expressa em termos de massa por unidades de tempo, conforme **equação 6**:

$$\text{Carga} = Q \times [\text{DBO}] \quad \text{equação (6)}$$

em que: Q =Vazão (l/s) e $[\text{DBO}]$ = Concentração de DBO (mg/l).

A **equação 7** apresenta a concentração de DBO no rio após a mistura com o despejo de esgoto. Observa-se que o valor de C_0 é obtido através da média ponderada entre as vazões e teores de DBO do rio e dos esgotos. A mesma equação pode ser usada para calcular a concentração de oxigênio dissolvido na mistura:

$$C_0 = \frac{Q_r * C_r + Q_e * C_e}{Q_r + Q_e} \quad \text{equação (7)}$$

em que: C_0 = Concentração inicial, logo após a mistura (mg/l); Q_r e Q_e : Vazão do rio e do esgoto respectivamente (m³/s) e C_r e C_e = Concentração do parâmetro do rio e do esgoto respectivamente (mg/l).

A taxa de oxidação da matéria orgânica é proporcional à matéria orgânica ainda remanescente, em um tempo t qualquer. Assim, quanto maior a concentração de DBO, mais rapidamente se processará a desoxigenação. Após certo tempo, em que a DBO estiver reduzida pela estabilização, a taxa de reação será menor, em virtude da menor concentração da matéria orgânica.

O coeficiente de desoxigenação K_1 é um parâmetro de grande importância na modelagem do oxigênio dissolvido e 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. Em termos de consumo de oxigênio, é importante a quantificação da DBO exercida e remanescente. Estas são obtidas através das **equações 8 e 9**:

$$L = L_0 * e^{-k_1 * t} \quad \text{equação (8)}$$

$$y = L_0 * (1 - e^{-k_1 * t}) \quad \text{equação (9)}$$

em que: L = DBO remanescente em um tempo t qualquer ou DBO exercida em um tempo ∞ , também denominado demanda última pelo fato de representar a DBO total ao final da estabilização (mg/l); t = Tempo

(dias); L_0 = DBO remanescente em $t=0$ (mg/l); y = DBO exercida em um tempo t (mg/l) e K_1 = Coeficiente de oxidação (dia^{-1}).

O coeficiente de oxidação ou desoxigenação denominado K_1 varia de 0,1/dia a 4,0/dia sendo um valor típico $K_1=0,2/\text{dia}$ a temperatura de 20°C . Pode ser obtido conforme **equação 10** citada por Huber, 1993:

$$K_1 = \frac{1,89}{Q^{0,49}} \quad \text{equação (10)}$$

em que: Q = Vazão m^3/s e K_1 = Coeficiente de oxidação (dia^{-1}).

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 **equação 11**:

$$K_{1T} = K_{120} * \theta^{T-20} \quad \text{equação (11)}$$

em que: K_{1T} = K_1 a uma temperatura T qualquer (dia^{-1}); K_{120} = K_1 a uma temperatura $T = 20^\circ\text{C}$ (dia^{-1}); T = Temperatura do líquido ($^\circ\text{C}$) e θ = Coeficiente de temperatura (Um valor usualmente empregado de θ é 1,047).

Quando a água é exposta a um gás, ocorre um contínuo intercâmbio de moléculas da fase líquida para a gasosa e vice-versa até que a concentração de solubilidade na fase líquida seja atingida e ambos os fluxos passam a ser de igual magnitude, de modo a não ocorrer uma mudança global das concentrações do gás em ambas as fases. Através da **equação 12**, observa-se que a taxa de absorção de oxigênio é diretamente proporcional ao déficit existente:

$$D = D_0 * e^{-k_2t} \quad \text{equação (12)}$$

em que: D = Déficit de oxigênio dissolvido, ou seja, a diferença entre a concentração de saturação e a concentração existente em um tempo (mg/l); t = Tempo (dias); D_0 = Déficit de oxigênio inicial (mg/l) e K_2 = Coeficiente de reaeração (dia^{-1}).

A literatura relata diversas fórmulas, conceituais e empíricas, relacionando K_2 com a profundidade e a velocidade do curso d'água. A principal fórmula da faixa de aplicação melhor representada para este trabalho foi proposta pelos pesquisadores O'Connor e Dobbins (1958), conforme **equação 13**:

$$K_2 = 3,73 * v^{0,5} * H^{-1,5} \quad \text{equação (13)}$$

em que: v = Velocidade do curso d'água (m/s); H = Altura da lâmina d'água (m) e K_2 = Coeficiente de reaeração (dia^{-1}).

O aumento da temperatura reduz a solubilidade (concentração de saturação) do oxigênio no meio líquido, e acelera os processos de absorção de oxigênio e o aumento no coeficiente de reaeração (K_2). Esse efeito pode ser expresso através da **equação 14**:

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

em que: K_{2T} = K_2 a uma temperatura T qualquer (dia^{-1}); K_{220} = K_2 a uma temperatura $T = 20^\circ\text{C}$ (dia^{-1}); T = Temperatura do líquido ($^\circ\text{C}$) e θ = Coeficiente de temperatura (Um valor usualmente empregado de θ é 1,024).

Os pesquisadores Streeter e Phelps, em 1925, estabeleceram as bases matemáticas da curva de oxigênio dissolvido em um curso d'água. A estrutura do modelo proposto por eles (conhecido como o modelo de Streeter-Phelps) é clássica dentro da Engenharia Ambiental, servindo de suporte para todos os outros modelos mais sofisticados que se sucederam. O processo de cálculo do modelo se dá através da **equação 15**, que expressa a variação do déficit de oxigênio em função do tempo, enquanto a **equação 16** expressa a variação do déficit de oxigênio em função da distância:

$$C_t = C_s - \left[\frac{K_1 * L_0}{K_2 - K_1} * (e^{-k_1 * t} - e^{-k_2 * t}) + (C_s - C_0) * e^{-k_2 * t} \right] \quad \text{equação (15)}$$

$$C_t = C_s - \left[\frac{K_1 * L_0}{K_2 - K_1} * \left(e^{-k_1 * \frac{s}{v}} - e^{-k_2 * \frac{s}{v}} \right) + (C_s - C_0) * e^{-k_2 * \frac{s}{v}} \right] \quad \text{equação (16)}$$

em que: C_t = Concentração de oxigênio ao longo do tempo (mg/L); C_s = Concentração de saturação de oxigênio (mg/L); C_0 = Concentração inicial de oxigênio, logo após a mistura (mg/L); L_0 = DBO remanescente inicial (mg/L); t = Tempo (dia); s = Distancia (Km); v = Velocidade (Km/h); K_1 = Coeficiente de oxidação (dia^{-1}) e K_2 = Coeficiente de reaeração (dia^{-1}).

RESULTADOS E DISCUSSÕES

A **Figura 2** apresenta a estimativa de crescimento populacional urbano da cidade de Baixo Guandu. A estimativa para o ano de 2016 é de aproximadamente entre 22.875 habitantes. O município consome aproximadamente 168 litros de água por dia por habitante, isso significa que a contribuição per capita de esgoto é de 134 litros por dia por habitante, sendo lançado no rio anualmente uma média de 35 litros por segundo, que corresponde a uma carga orgânica de DBO de aproximadamente 920 quilos por dia.

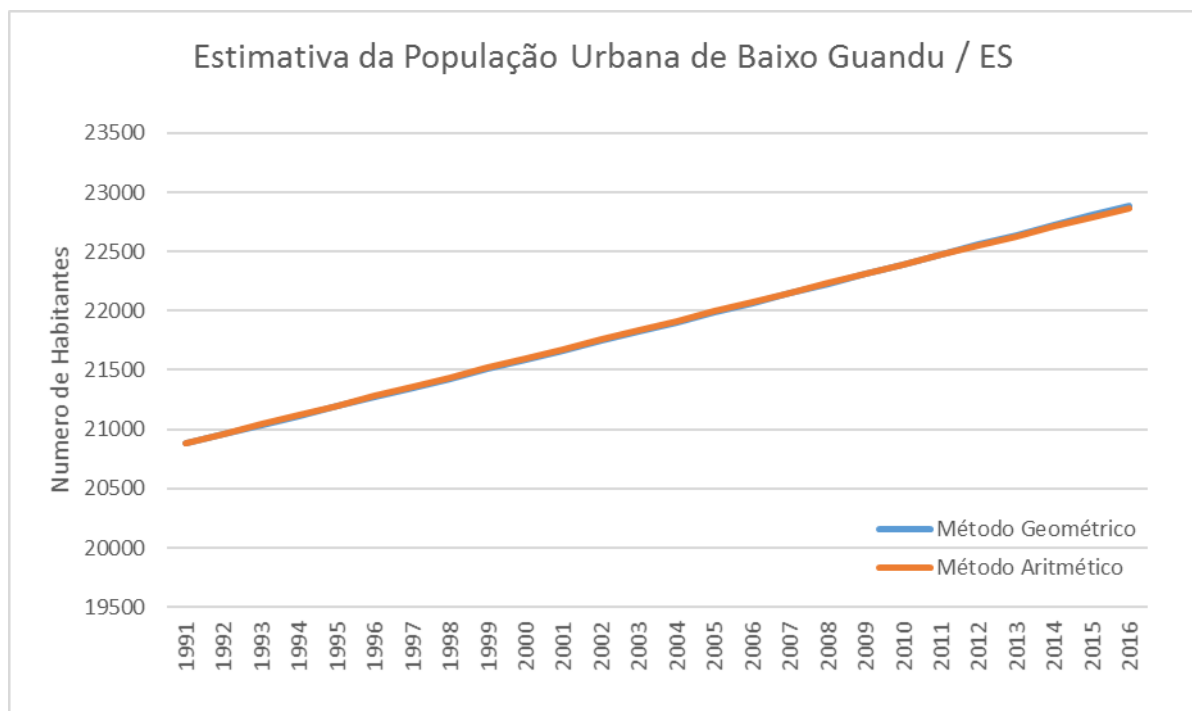


Figura 2: Estimativa populacional urbana de Baixo Guandu, ES.

Após o lançamento do efluente doméstico no rio, os microrganismos desempenham ativamente suas funções de decomposição de matéria orgânica. Em consequência, o corpo d'água atinge seu nível mais acentuado de degradação, e a qualidade da água apresenta-se em seu estado mais deteriorado (VON SPERLING, 2007). Para Thebaldi *et al.* (2011), o oxigênio dissolvido não é apenas essencial para os organismos aeróbios, mas também o principal parâmetro de caracterização dos efeitos da poluição das águas por despejos orgânicos.

Obtiveram-se para o Rio Doce, no ponto de mistura com o lançamento dos efluentes domésticos da cidade de Baixo Guandu, os seguintes parâmetros: OD: 7,28 mg/l e DBO: 4 mg/l.. Quanto aos coeficientes de oxidação e reaeração (k_1 e k_2) para temperatura de 20°C obtiveram-se os seguintes valores de 0,19 e 0,5 (dia^{-1}), respectivamente. Von Sperling (1996) considera k_1 entre 0,09 e 0,21 para rios com água limpas e k_2 igual a 0,46 para rios profundos com velocidade normal. Considerando a influência da temperatura temos: $k_1 = 0,27$ e $k_2 = 0,6$ para temperatura de 27,5°C.

Considerando insignificativa a vazão do Rio Guandu e considerando que o lançamento de todo esgoto é feito em um único ponto por se tratar de uma cidade pequena, é possível verificar, através das **figuras 3 e 4**, que o efluente lançado no rio é auto depurado em aproximadamente 10 dias, não havendo mais quantidade significativa de matéria orgânica a aproximadamente 20 quilômetros a jusante do lançamento.

Nota-se que a depleção da concentração de OD e o aumento da DBO após o lançamento do efluente doméstico não é tão significativo, devido à vazão do rio ser muito maior do que a vazão de esgoto. A aplicação do modelo permite visualizar que não há alteração significativa na qualidade da água, pois o ponto mais crítico alcança um consumo que altera a quantidade de oxigênio dissolvido para pouco mais de 7 mg/l, que é uma concentração maior do que o padrão de qualidade determinado pela Resolução CONAMA 357/2005 para Classe II.

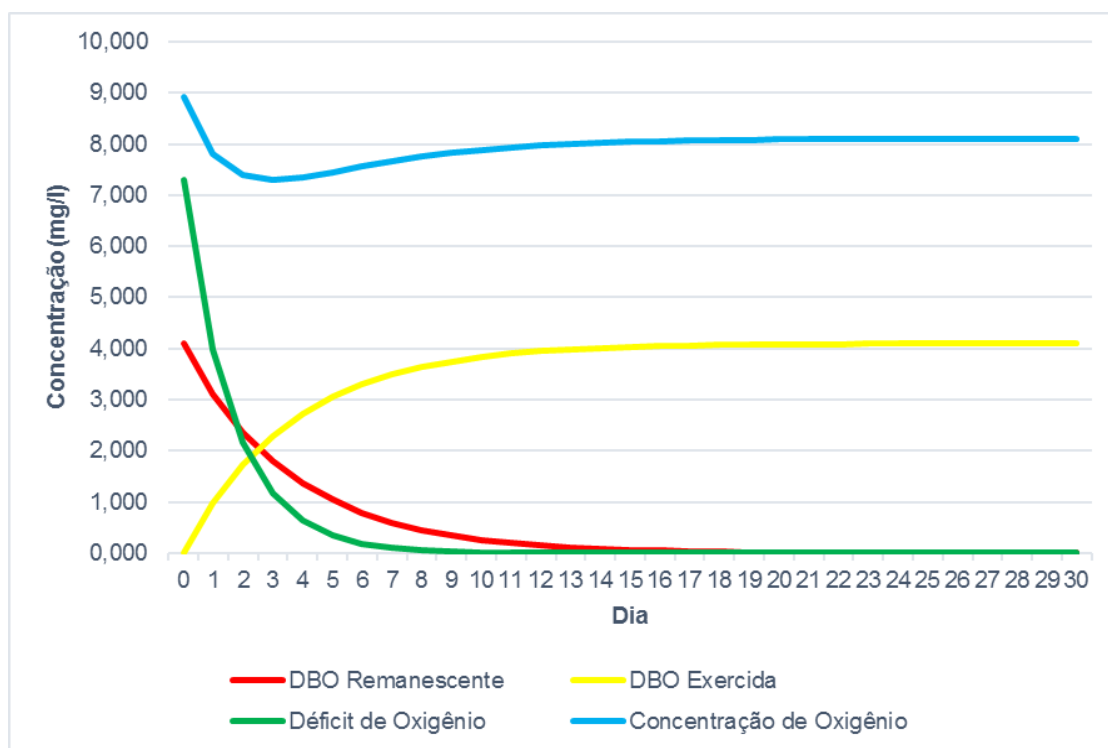


Figura 3: Concentração de OD e DBO x Tempo no Rio Doce em Baixo Guandu, ES.

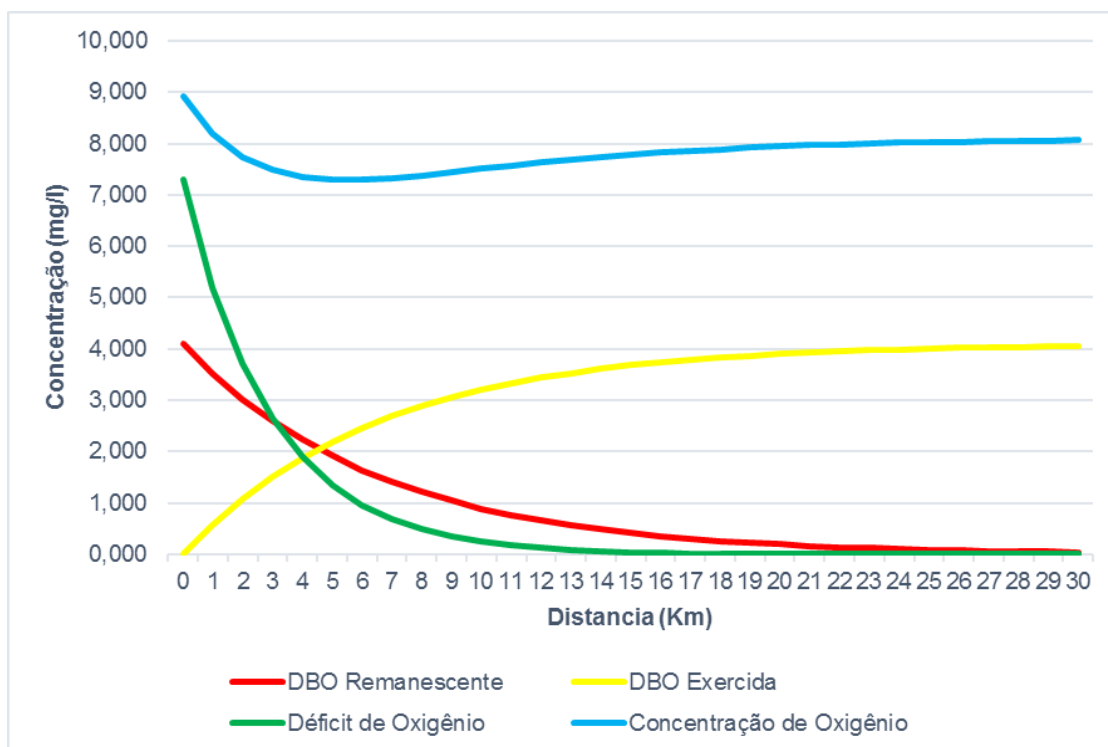


Figura 4: Concentração de OD e DBO x Distância no Rio Doce em Baixo Guandu, ES.

CONCLUSÕES

Apesar do intenso despejo de efluentes lançados “in natura” no Rio Doce, o mesmo ainda apresenta uma boa qualidade em suas águas com base nos valores de OD e DBO. Por meio do modelo de Streeter e Phelps, verifica-se que não há um significativo impacto ambiental no Rio Doce causado pelo lançamento de matéria orgânica proveniente de efluentes domésticos de Baixo Guandu em relação ao oxigênio dissolvido.

Nota-se que a cidade de Colatina não recebe matéria orgânica proveniente desse lançamento, pois a primeira bomba de captação de água se localiza no bairro Colúmbia a aproximadamente a 35 quilômetros da jusante do lançamento. Os distritos de Mascarenhas e Itapina que também se localizam na jusante do lançamento de esgoto de Baixo Guandu não são abastecidos pela água do Rio Doce.

É importante ressaltar que esse estudo foi realizado para obter informações sobre os parâmetros OD e DBO, porém, podem ser apontadas novas pesquisas para os outros parâmetros que podem estar causando poluição e contaminação no Rio Doce na cidade de Baixo Guandu, como por exemplo, o assoreamento, que visivelmente esta degradando a quantidade e qualidade da água na região.

As equações utilizadas foram capazes de estimar condições de qualidade da água, desse modo, a modelagem utilizada tem o intuito de fornecer maiores informações para o gerenciamento dos recursos hídricos auxiliando os gestores nas tomadas de decisões.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. BITTENCOURT, C.; PAULA, M. A. S.. Tratamento de água e efluentes: fundamentos de saneamento ambiental e gestão de recursos hídricos. 1 ed. São Paulo: Érica, 2014.
2. BRAGA, B.; HESPANHOL, I.; CONEJO, J. G.; BARROS, M. T. L. D.; VERAS JUNIOR, M. S.; PORTO, M. F.; EIGER, S. Introdução à engenharia ambiental. São Paulo: Pince Hall, 2002.
3. CONAMA, Resolução. 357/2005. 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, 2005.

4. HUBER, W. C. Contaminant transport in surface water. In Handbook of Hydrology de David R.. Maidment, 1993.
5. IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Disponível em: <<http://www.ibge.gov.br>>. Acesso em: 04/03/2016.
6. IJSN – Instituto Jones dos Santos Neves. Disponível em: < <http://www.ijsn.es.gov.br/>>. Último acesso em: 26/03/16.
7. MATOS, A. T.. Manejo e Tratamento de Resíduos Agroindustriais I. Viçosa: 2003. 132 p.
8. NUVOLARI, A.; MARTINELLI, A.; NUVOLARI, A.; TELLES, D.D.; RIBEIRO, J.T.; MIYASHITA, N.J.; RODRIGUES, R.B.; ARAUJO, R. de. Esgoto Sanitário: coleta, transporte, tratamento e reuso agrícola. 2 ed. rev. Atualizada e ampl. – São Paulo: Bluncher, 2011. Cap: 2, 7, 8.
9. PMBG – Prefeitura Municipal de Baixo Guandu. Disponível em: < <http://www.pmbg.es.gov.br/v1/?> >. Acesso em: 12/03/17
10. SAAE – Serviço autônomo de água e esgoto de Baixo Guandu/ES. Disponível em: <<http://saaebgu.es.gov.br/>>. Último acesso em: 18/03/16.
11. SALLA, M. R.; PEREIRA, C. E.; FILHO, J. E. A.; PAULA, L. M.; PINHEIRO, A. M.. Estudo da autodepuração do Rio Jordão, localizado na bacia hidrográfica do Rio Dourados. Revista Engenharia Sanitária e Ambiental. 2013.
12. SOUZA, R. S.; SEMENSATTO, D.. Qualidade da Água do Rio Piracicaba: estudo de caso do efeito da Estação de Tratamento de Esgoto Piracicamirim, município de Piracicaba (SP). Revista Brasileira de Recursos Hídricos, V. 20 N.3, Porto Alegre, 2015.
13. STREETER, H. W.; PHELPS, E. B. A study of the natural purification of the Ohio River. Washington: U. S. Public Health Service, 1925. 75 p. (Public Health Bulletin, v. 146).
14. THEBALDI, M. S.; SANDRI, D.; FELISBERTO, A. B.; ROCHA, M. S.; NETO, S. A. Qualidade da água de um córrego sob influência de efluente tratado de abate bovino. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, v.15, n.3, p.302–309, 2011.
15. TSUTIYA, M. T.. Abastecimento de Água. Departamento de Engenharia Hidráulica e Sanitária da Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, 2006.
16. TUNDISI, J.G. Recursos hídricos no futuro: problemas e soluções. Estudos Avançados, v. 22, n. 63, p. 7-16, 2008.
17. VON SPERLING, M.. Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental; Universidade Federal de Minas Gerais; 1996.