UNIVERSIDADE FEDERAL DO ESPÍRITO SANTO
CENTRO TECNOLÓGICO
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA AMBIENTAL

MARCOS VINICIUS ALPOIN PIOL

DESENVOLVIMENTO DE AMBIENTE COMPUTACIONAL COM EMPREGO DE MODELAGEM MATEMÁTICA PARA SIMULAÇÃO COMPUTACIONAL DA QUALIDADE DA ÁGUA DA PORÇÃO SUPERIOR DO RIO SANTA MARIA DA VITÓRIA

VITÓRIA
2014

MARCOS VINICIUS ALPOIN PIOL

DESENVOLVIMENTO DE AMBIENTE COMPUTACIONAL COM EMPREGO DE MODELAGEM MATEMÁTICA PARA SIMULAÇÃO COMPUTACIONAL DA QUALIDADE DA ÁGUA DA PORÇÃO SUPERIOR DO RIO SANTA MARIA DA VITÓRIA

Projeto de Graduação apresentado ao Departamento de Engenharia Ambiental do Centro Tecnológico da Universidade Federal do Espírito Santo como requisito parcial para obtenção de graduação em Engenharia Ambiental.

Orientador: José Antônio Tosta do Reis

VITÓRIA

2014

RESUMO

O presente trabalho avaliou a variação espacial da qualidade de água na porção superior do rio Santa Maria da Vitória utilizando modelo matemático unidimensional clássico (STREETER; PHELPS, 1925) e modelo bidimensional desenvolvido por Eiger (1995). Para a condução das simulações de qualidade de água foi desenvolvido ambiente computacional com auxílio do *software* Matlab®. Os cenários de simulação foram conformados com a disposição de um efluente com características de esgoto doméstico bruto e vazões equivalentes à 1%, 5% e 10% da vazão mínima de referência do referido curso d'água. As simulações computacionais indicaram que os modelos unidimensional e bidimensional apresentam resultados semelhantes para as concentrações de Oxigênio Dissolvido (OD) ou de Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO). Naquelas simulações de qualidade de água em que a vazão do efluente assumiu valores de 5% e 10% da vazão mínima de referência do rio, as concentrações de DBO apresentaram-se acima do padrão de qualidade ambiental em todo o trecho simulado, independentemente do modelo empregado. Já para valores de OD, os modelos simularam concentrações superiores ao padrão de qualidade ambiental naqueles casos em que a vazão do efluente não superou 5 % da vazão mínima de referência do rio.

Palavras-chave: Qualidade de água, modelagem computacional, demanda bioquímica de oxigênio, oxigênio dissolvido.

ABSTRACT

This study evaluated the spatial variation of water quality in the upper portion of the river Santa Maria da Vitória using classical one-dimensional mathematical model (STREETER; PHELPS, 1925) and two-dimensional model developed by Eiger (1995). To conduct simulations of water quality was developed a computing environment with the support of Matlab ® software. Simulation scenarios were conformed with the provision of a wastewater with characteristics of raw domestic sewage and flow equivalents at 1%, 5% and 10% of the minimum reference flow of said river. Computer simulations indicated that the one-dimensional and two-dimensional models show similar results for the concentration of Dissolved Oxygen and Biochemical Oxygen Demand. Those simulations of water quality in the effluent flow assumed values of 5% and 10% of the minimum reference flow of the river, the concentrations of BOD were above the standard of environmental quality throughout the simulated passage, regardless of the model employee. As for DO values, the models simulated the higher standard of environmental quality concentrations in those cases where the flow of the effluent did not exceed 5% of the minimum reference flow of the river.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Comportamento do OD, DBO e das comunidades aquáticas a jusante de um lançamento de efluente. 16
Figura 2. Trecho do rio Santa Maria da Vitória objeto de estudo no presente trabalho. 27
Figura 1. Dados de entrada utilizados nas simulações unidimensional e bidimensional de qualidade de água 32
Figura 4. Tela de apresentação do ambiente computacional. 34
Figura 5. Tela para escolha do modelo de simulação. 34
Figura 2. Tela para inserção de dados para modelo unidimensional e bidimensional de qualidade de água 35
Figura 7. Tela de acesso à formulação utilizada no modelo unidimensional de qualidade de água. 35
Figura 8. Telas com resultados referentes ao modelos unidimensional (esquerda) e bidimensional de qualidade de água. 36
Figura 9. Perfil de concentração de DBO para disposição de efluente bruto com vazão equivalente à 1% da vazão mínima de referência do curso d'água. 37
Figura 10. Perfil de concentração de OD para disposição de efluente bruto com vazão equivalente à 1% da vazão mínima de referência do curso d'água. 37
Figura 11. Variação espacial das concentrações de DBO associada à disposição de efluente bruto com vazão equivalente a 1% da vazão mínima de referência do rio e α igual a 0,15. 38
Figura 12. Variação espacial das concentrações de DBO associada à disposição de efluente bruto com vazão equivalente a 1% da vazão mínima de referência do rio e α igual a 0,50. 39
Figura 13. Variação espacial das concentrações de DBO associada à disposição de efluente bruto com vazão equivalente a 1% da vazão mínima de referência do rio e α igual a 0,80. 39
Figura 14.Variação espacial das concentrações de OD associada à disposição de efluente bruto com vazão equivalente a 1% da vazão mínima de referência do rio e α igual a 0,15. 40

Figura 15. Variação espacial das concentrações de OD associada à disposição de efluente bruto com vazão equivalente a 1% da vazão mínima de referência do rio e α igual a 0,50 40
Figura 16. Variação espacial das concentrações de OD associada à disposição de efluente bruto com vazão equivalente a 1% da vazão mínima de referência do rio e α igual a 0,80 41
Figura 17. Variação espacial das concentrações de DBO associada à disposição de efluente bruto com vazão equivalente a 1% da vazão mínima de referência do rio, α igual a 0,50 e efluente disposto no centro do curso d'água 43
Figura 18. Variação espacial das concentrações de OD associada à disposição de efluente bruto com vazão equivalente a 1% da vazão mínima de referência do rio, α igual a 0,50 e efluente disposto no centro do curso d'água 43
Figura 19. Variação espacial das concentrações de DBO associada à disposição de efluente bruto com vazão equivalente a 5% da vazão mínima de referência do rio, α igual a 0,50 e efluente disposto no centro do curso d'água 44
Figura 20. Variação espacial das concentrações de OD associada à disposição de efluente bruto com vazão equivalente a 5% da vazão mínima de referência do rio, α igual a 0,50 e efluente disposto no centro do curso d'água 44
Figura 21. Variação espacial das concentrações de DBO associada à disposição de efluente bruto com vazão equivalente a 10% da vazão mínima de referência do rio, α igual a 0,50 e efluente disposto no centro do curso d'água 45
Figura 22. Variação espacial das concentrações de OD associada à disposição de efluente bruto com vazão equivalente a 10% da vazão mínima de referência do rio, α igual a 0,50 e efluente disposto no centro do curso d'água 45
Figura A-1. Perfil de concentração de DBO para disposição de efluente bruto com vazão equivalente à 5% da vazão mínima de referência do curso d'água 52
Figura A-2. Perfil de concentração de OD para disposição de efluente bruto com vazão equivalente à 5% da vazão mínima de referência do curso d'água 52
Figura A-3. Perfil de concentração de DBO para disposição de efluente bruto com vazão equivalente à 10% da vazão mínima de referência do curso d'água 53
Figura A-4. Perfil de concentração de OD para disposição de efluente bruto com vazão equivalente à 10% da vazão mínima de referência do curso d'água 53

Figura B-1. Variação espacial das concentrações de DBO associada à disposição de efluente bruto com vazão equivalente a 5% da vazão mínima de referência do rio e α igual a 0,15 54
Figura B-2. Variação espacial das concentrações de OD associada à disposição de efluente bruto com vazão equivalente a 5% da vazão mínima de referência do rio e α igual a 0,15 54
Figura B-3. Variação espacial das concentrações de DBO associada à disposição de efluente bruto com vazão equivalente a 5% da vazão mínima de referência do rio e α igual a 0,50 55
Figura B-4. Variação espacial das concentrações de OD associada à disposição de efluente bruto com vazão equivalente a 5% da vazão mínima de referência do rio e α igual a 0,50 55
Figura B-5. Variação espacial das concentrações de DBO associada à disposição de efluente bruto com vazão equivalente a 5% da vazão mínima de referência do rio e α igual a 0,80 56
Figura B-6. Variação espacial das concentrações de OD associada à disposição de efluente bruto com vazão equivalente a 5% da vazão mínima de referência do rio e α igual a 0,80 56
Figura B-7. Variação espacial das concentrações de DBO associada à disposição de efluente bruto com vazão equivalente a 10% da vazão mínima de referência do rio e α igual a 0,1 57
Figura B-8. Variação espacial das concentrações de OD associada à disposição de efluente bruto com vazão equivalente a 10% da vazão mínima de referência do rio e α igual a 0,15 57
Figura B-9. Variação espacial das concentrações de DBO associada à disposição de efluente bruto com vazão equivalente a 10% da vazão mínima de referência do rio e α igual a 0,50 58
Figura B-10. Variação espacial das concentrações de OD associada à disposição de efluente bruto com vazão equivalente a 10% da vazão mínima de referência do rio e α igual a 0,50 58
Figura B-11. Variação espacial das concentrações de DBO associada à disposição de efluente bruto com vazão equivalente a 10% da vazão mínima de referência do rio e α igual a 0,80 59

Figura B-12. Variação espacial das concentrações de OD associada à disposição de efluente bruto com vazão equivalente a 10% da vazão mínima de referência do rio e α igual a 0,80 59

LISTA DE TABELAS

Quadro 1. Modelos de qualidade de água apresentados em ordem cronológica **Erro! Indicador n**
Quadro 2. Valores típicos de K1 (base e, 20ºC) 28
Quadro 3. Equações de previsão para o coeficiente de reaeração K2 (base e, 20ºC) ..
.....28
Quadro 4. Faixas de aplicação para as equações de previsão do coeficiente de reaeração K2 29
Quadro 5. Coeficientes necessários para a determinação do coeficiente de reaeração (K2).....29

LISTA DE VARIÁVEIS

K_1: Coeficiente de desoxigenação (dia^{-1});

K_2: Coeficiente de reaeração (dia^{-1});

C_s: Concentração de saturação de oxigênio (mg/L);

L: Concentração de DBO remanescente (mgO^2/L);

C: Concentração de oxigênio dissolvido da massa líquida (mg/L);

D: Déficit de oxigênio dissolvido da massa líquida (mg/L);

L_0: Concentração de DBO para o ponto de mistura (mg/L);

C_0: Concentração de OD para o ponto de mistura (mg/L);

f_c: Fator de correção - DBO padrão em DBO última;

Q_r: Vazão do curso d'água (m^3/s);

Q_e: Vazão do curso d'água (m^3/s);

DBO_r: Concentração de DBO do curso d'água à montante do ponto de lançamento do efluente (mg/L);

DBO_e: Concentração de DBO do efluente (mg/L);

OD_r: Oxigênio dissolvido do curso d'água à montante do ponto de lançamento (m^3/s);

OD_e: Oxigênio dissolvido do efluente (mg/L);

t: Tempo (s);

H: Profundidade média do curso d'água (m);

B: Largura média do curso d'água (m);

$\bar{U}$: Velocidade média do curso d'água (m/s);

α: Coeficiente relacionado à geometria do curso d'água;

S_o: Declividade do curso d'água (m/m).

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO 11
2. OBJETIVOS 13
2.1. OBJETIVO GERAL 13
2.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS 13
3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA 14
3.1. QUALIDADE DE ÁGUA 14
3.2. MODELAGEM MATEMÁTICA DE QUALIDADE DE ÁGUA 17
3.3. MODELO CLÁSSICO DE STREETER-PHELPS 21
3.4. MODELO BIDIMENSIONAL DE QUALIDADE DE ÁGUA 24
4. ÁREA DE ESTUDO 26
5. METODOLOGIA 28
5.1. INFORMAÇÕES FISIOGRÁFICAS E HIDRODINÂMICAS 28
5.2. MODELOS DE QUALIDADE DE ÁGUA 30
5.3. DESENVOLVIMENTO DE AMBIENTE COMPUTACIONAL 30
5.4. SIMULAÇÕES DE QUALIDADE DE ÁGUA 31
6. RESULTADOS E DISCUSSÃO 33
6.1 AMBIENTE COMPUTACIONAL DE SIMULAÇÃO DA QUALIDADE DE ÁGUA 33
6.2. SIMULAÇÕES DA QUALIDADE DE ÁGUA 36
6.2.1 Modelo Unidimensional 36
6.2.2. Modelo Bidimensional com Lançamento na Lateral 38
6.2.3. Modelo Bidimensional Com Lançamento No Centro 42
7. CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES 47
8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS 49
APÊNDICE A 53

APÊNDICE B 55
APÊNDICE C 61
APÊNDICE D 62

1. INTRODUÇÃO

A água é um elemento necessário para quase todas as atividades humanas, e seus usos múltiplos pelo homem, através dos séculos, produziu um enorme conjunto de degradação e poluição, diminuindo sua disponibilidade. Essa degradação, aliada ao crescimento populacional vem aumentando a demanda pela água, ocasionando problemas de escassez e conflitos entre usos e usuários (ANA, 2009).

A qualidade da água não resulta apenas dos fenômenos naturais, dependendo também da atuação do homem. Mesmo sendo possível afirmar que a precipitação afeta o escoamento superficial e a infiltração no solo, a interferência causada pelo homem, quer de uma forma concentrada, como na geração de despejos domésticos ou industriais, quer de uma forma dispersa, como na aplicação de defensivos agrícolas no solo, contribui de maneira mais significativa para a introdução de compostos na água, provocando sua contaminação e colocando em risco a qualidade da água que abastece a população (OLIVEIRA, 2004).

Desta forma, avaliar a qualidade da água constitui atividade de importância fundamental, uma vez que previne impactos futuros ao atuar no auxílio à tomada de decisões. Neste contexto, a modelagem da qualidade da água apresenta-se como instrumento para obtenção de informações sobre os processos e interações que ocorrem nos corpos d'água.

A palavra modelo possui muitas nuances em seu significado. De modo geral pode ser compreendida como sendo “qualquer representação simplificada da realidade” ou de um aspecto real que surja como de interesse ao pesquisador, que possibilite reconstruir a realidade, prever um comportamento, uma transformação ou uma evolução (REIS, 2009).

Os modelos matemáticos estão sendo cada vez mais utilizados em estudos ambientais, uma vez que auxiliam na compreensão dos impactos resultantes das mudanças no uso da terra e na previsão de alterações futuras nos ecossistemas (RENNÓ, 2000; SOARES, 2003).

Desde o surgimento do modelo de Streeter-Phelps (1925), precursor da modelagem matemática em rios, vários modelos foram criados com a perspectiva de oferecer suporte a análise de diferentes problemas associados com a qualidade de água.

Todos esses modelos, no entanto, apresentam como principal objetivo auxiliar os gestores dos recursos hídricos na tomada de decisões (SEFFRIN, 2001).

O modelo unidimensional clássico de Streeter-Phelps (STREETER; PHELPS, 1925) de qualidade de água considera somente o mecanismo de transporte advectivo e que os constituintes se encontram bem misturados transversalmente. Já os modelos bidimensionais, como o modelo proposto por Eiger (1995), consideram também o mecanismo de difusão turbulenta na seção transversal, não existindo a imposição da condição de mistura completa. Segundo Côco *et al.* (2009), a modelagem bidimensional permite avaliar, de forma mais consistente, a distribuição do constituinte no rio, tanto na largura quanto no comprimento.

Neste trabalho foram empregados o modelo unidimensional clássico de Streeter-Phelps e o modelo bidimensional proposto por Eiger (1995) para simulação da qualidade da água da porção superior do rio Santa Maria da Vitória, importante sistema hídrico para o abastecimento urbano da Região Metropolitana da Grande Vitória.

2. OBJETIVOS

2.1. OBJETIVO GERAL

Estudar a variação espacial da qualidade de água da porção superior do Rio Santa Maria da Vitória, com auxílio de modelos matemáticos unidimensional e bidimensional.

2.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Desenvolver ambiente para simulação computacional para qualidade de água em rios com auxílio de modelos unidimensional e bidimensional;
- Simular a qualidade da água da parte superior do Rio Santa Maria da Vitória com o auxílio do ambiental computacional desenvolvido;
- Confrontar os resultados obtidos pelos modelos unidimensional e bidimensional associados ao ambiente computacional desenvolvido.

3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1. QUALIDADE DE ÁGUA

O termo "qualidade de água" refere-se às suas características químicas, físicas e biológicas, a partir das quais são estabelecidos diferentes usos para a água. (MERTEN *et al.*, 2002).

A qualidade da água pode ser alterada por condições naturais e pela atuação do homem. Em condições naturais, a qualidade da água pode ser afetada pelo escoamento superficial e pela infiltração do solo, processos decorrentes da precipitação atmosférica. Neste caso, o impacto ambiental ocorre devido ao contato da água em escoamento com substâncias e impurezas presentes no solo, que posteriormente são carreados ao corpo d'água. Pela atuação do homem a qualidade da água pode ser alterada de forma concentrada, como na geração de despejos domésticos, ou de forma dispersa, como por exemplo na utilização de defensivos agrícolas no solo.

De acordo com Merten (2002), diversas fontes de poluição podem ser identificadas como sendo causadoras da piora da qualidade da água para fins de abastecimento doméstico, tais como efluentes domésticos, efluentes industriais e deflúvio superficial urbano e agrícola. Os efluentes domésticos, por exemplo, são constituídos basicamente por contaminantes orgânicos, nutrientes e microorganismos, que podem ser patogênicos.

Dentre os diferentes possíveis usos da água, o mais nobre da água é o abastecimento de água doméstico, o uso que requer a satisfação de diversos critérios de qualidade. Em contrapartida, o uso menos nobre é a simples diluição de despejos, que, por sua vez, não depende de nenhum requisito especial de qualidade. No entanto, o despejo de efluentes pode comprometer os demais usos a jusante do ponto onde é realizado. Dessa forma, torna-se importante a avaliação da capacidade de autodepuração dos cursos d’água, uma vez que os poluentes sofrem diluição e decaimento, reduzindo sua concentração ao longo da extensão do curso d’água (CÔCO *et al.*, 2009).

Segundo Von Sperling (1996), a qualidade da água pode ser representada por meio de diversos parâmetros que traduzem as suas principais características físicas,

químicas e biológicas. Dentre esses, dois são altamente utilizados para a caracterização de águas de abastecimento, águas residuárias, mananciais e corpos receptores: Oxigênio Dissolvido (OD) e a Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO).

O OD é o parâmetro mais importante para expressar a qualidade de um ambiente aquático, uma vez que é fundamental para a manutenção dos organismos aquáticos aeróbios. Um adequado fornecimento de oxigênio dissolvido é essencial para a manutenção de processos de autodepuração em sistemas aquáticos naturais. Adicionalmente, os níveis de oxigênio dissolvido também indicam a capacidade de um corpo d'água natural manter a vida aquática.

A matéria orgânica é, usualmente, a responsável pelo principal problema de poluição das águas, que é o consumo do OD pelos microrganismos nos seus processos metabólicos de utilização e estabilização da matéria orgânica. Métodos indiretos são utilizados para a quantificação da matéria orgânica ou do seu potencial poluidor. Dentre esses métodos o mais utilizado é a medição do consumo de oxigênio e o parâmetro tradicionalmente mais empregado é a DBO.

Despejos de origem predominantemente orgânica proporcionam os maiores aumentos em termos de DBO num corpo d'água. A presença de um alto teor de matéria orgânica pode induzir à completa extinção do oxigênio na água, provocando o desaparecimento de peixes e outras formas de vida aquática (BASSOI; GUAZELLI, 2007).

A DBO é sempre inversa à quantidade de OD presente no meio hídrico. A Figura 1 apresenta este comportamento, indicando, adicionalmente, as comunidades aquáticas predominantes em diferentes condições de disponibilidade de OD e presença de DBO. Na referida figura também estão indicadas as diferentes zonas de autodepuração, tradicionalmente empregadas para a descrição das condições de qualidade à jusante dos pontos de disposição final de efluentes.

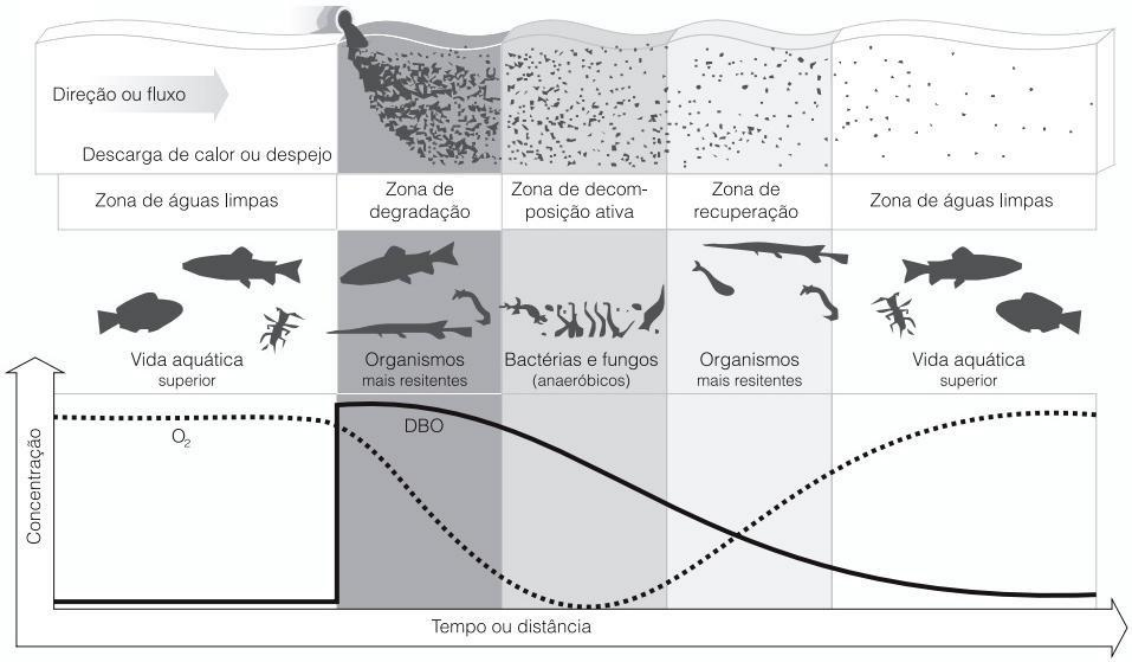

Figura 3. Comportamento do OD, DBO e das comunidades aquáticas a jusante de um lançamento de efluente.

Fonte:BRAGA, (2002)

A zona de degradação localiza-se logo após a disposição do efluente. Essa região é caracterizada pelo alto teor de matéria orgânica, cujo valor máximo é estabelecido no ponto de lançamento. A concentração dos compostos orgânicos tende a decrescer devido à decomposição do material orgânico pelos microorganismos, processo que produz a diminuição das concentrações de oxigênio dissolvido, em decorrência da atividade respiratória dos microorganismos. O excesso de nutrientes favorece a proliferação das bactérias decompositoras.

O pior cenário após o lançamento de determinado efluente ocorre na zona de decomposição ativa. Nessa região a qualidade de água encontra-se em seu estado mais deteriorado. Os menores níveis de oxigênio dissolvido, aliado à diminuição da disponibilidade de matéria orgânica, acarreta a redução das bactérias decompositoras.

Na zona de recuperação a aparência geral da água apresenta-se melhorada. A matéria orgânica encontra-se estabilizada e isso implica na redução do consumo de oxigênio dissolvido pelas bactérias. Ocorre a reaeração atmosférica, o que torna os níveis de oxigênio dissolvido maiores no corpo d'água.

Após a zona de recuperação ocorre a zona de águas limpas, região onde a água já apresenta condições normais, análogas àquelas encontradas antes do lançamento do efluente.

3.2. MODELAGEM MATEMÁTICA DE QUALIDADE DE ÁGUA

A modelagem da qualidade da água é uma ferramenta que têm como principal característica a simplificação dos fenômenos naturais que ocorrem nos corpos d'água, viabilizando, deste modo, a descrição e quantificação do fenômeno de autodepuração por meio de equações matemáticas (VON SPERLING, 2007).

De acordo com Knapil *et al.* (2008), os modelos matemáticos são instrumentos desenvolvidos para auxiliar na solução de problemas. A modelagem matemática da qualidade de água representa uma ferramenta importante de apoio à tomada de decisões, principalmente quando se diz respeito à implementação dos instrumentos de gestão de recursos hídricos.

Segundo Côco *et al.* (2009), os modelos matemáticos resumem os fenômenos mais relevantes para o problema em estudo e assumem diversas considerações para efeito de simplificação. Assim, a escolha de um determinado modelo que simule as condições de qualidade de água, depende das características do meio a ser simulado, do nível de precisão que o estudo requer, dos dados disponíveis e da disponibilidade de metodologia para representar os processos identificados.

A modelagem tem como grande vantagem sobre os métodos empíricos e de campos a capacidade de fazer previsões para diferentes cenários, em um intervalo de tempo bastante curto e com baixo custo. A modelagem é capaz de, por exemplo, a partir de dados de entrada de um corpo d'água, estabelecer o comportamento das concentrações das mais variadas substâncias que se encontram no interior do mesmo. Adicionalmente, os modelos são capazes de simular diferentes situações de lançamentos e apresentar a evolução da concentração para um futuro próximo, caso aquele cenário de disposição de efluentes seja mantido. Com isso, torna-se muito mais viável qualquer tipo de controle de lançamentos de poluentes, bem como, torna-se muito mais viável qualquer processo de gestão dos usos das águas daquele corpo hídrico (VON SPERLING, 2007).

Segundo Tucci (1998) os modelos de qualidade da água utilizados em rios, em geral, apresentam as seguintes características:

- São unidimensionais e representam o escoamento por meio da velocidade média da seção transversal, desprezando as variações vertical e transversal do campo de velocidades.
- Assumem que os cursos d'água apresentam regime permanente uniforme para simulação da qualidade da água quando o corpo d'água apresenta pequenas variações de vazões, como na época de estiagem. No entanto, para simulações do efeito de marés ou enchentes, os modelos que descrevem o regime não-permanente são empregados para simular a qualidade da água, uma vez que os modelos de regime permanente podem não permitir a simulação dos valores críticos reais.

Os modelos de qualidade das águas em rios vêm sendo utilizados desde o desenvolvimento do modelo clássico de OD e DBO, de Streeter-Phelps, em 1925. A estrutura desse modelo serviu de base para a maioria dos modelos mais avançados disponíveis atualmente. Ressalta-se que, no Brasil, grande parte das simulações de oxigênio dissolvido é feita com auxílio do modelo clássico de Streeter-Phelps devido à sua simplicidade conceitual e pouca necessidade de parâmetros e dados de entrada (VON SPERLING, 1996).

Modelos mais complexos de qualidade da água, estabelecidos a partir do modelo de Streeter-Phelps, passaram a considerar uma diversidade de processos e parâmetros para descrever, com mais precisão, as interações físicas, químicas e biológicas dos constituintes presentes no meio aquático. Lima (2001) apresenta, por meio do Quadro 1, um breve histórico das modificações e evolução dos modelos de qualidade de água aplicáveis para simulações em rios.

Quadro 1. Modelos de Qualidade de Água apresentados em ordem cronológica (continua).

Ano	Modelo	Características
1925	STREETER-PHELPS	Este modelo representa o balanço entre Oxigênio Dissolvido (OD) e Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) definidos na forma de equações diferenciais ordinárias de primeira ordem.

Quadro 1. Modelos de Qualidade de Água apresentados em ordem cronológica (continuação).

1963	CAMP	É um modelo de simulação de OD/DBO que modifica as equações originais adicionando os termos referentes à sedimentação e/ou ressuspensão, DBO do escoamento superficial e fotossíntese.
1964	DOBBINS	Modelo de simulação, o OD/DBO apresenta-se na forma de equações diferenciais de segunda ordem, considerando os efeitos da demanda bentônica, fotossíntese e respiração no acréscimo da taxa de OD.
1967	O'CONNOR	Este modelo de simulação OD/DBO utiliza uma equação onde os termos referentes à DBO cabonácea e DBO nitrificante estão separados.
1970	DOSAG I	Modelo proposto pelo Texas Water Development Board (WDB), mostra de forma integrada, a equação de Streeter-Phelps e é aplicável a sistemas unidimensionais sem considerar os efeitos da dispersão.
1970	DOSAG III	Criado pela Enviromental Protection Agency (USEPA), este modelo registra maior habilidade nos procedimentos de simulação e maior número de parâmetros simulados no DOSAG I.
1971	QUAL I	O modelo QUAL I, desenvolvido pelo Texas WDB, usa equações unidimensionais de dispersão-advecção pela solução das diferenças finitas. É diferente dos modelos acima citados, que utilizam um trecho como um elemento computacional e necessitam apenas de lançamento no início e final de cada trecho a ser alimentado. Utiliza um elemento computacional padrão de comprimento estabelecido através do sistema. Elementos computacionais com propriedades hidrológicas e físicas similares são agrupados no mesmo trecho. O modelo CE-QUAL-I CM pode ser aplicado em uma, duas ou três dimensões e deve ser ligado a um modelo d'água para temperatura, salinidade, balanço de OD/carbono, ciclos de nitrogênio, fosfóro e silica e interações de fitoplancton, zooplancton, bactéria e sedimentos. O CE-QUAL-ICM requer uma grande quantidade de dados para calibragem de processos químicos e biológicos.
1972	QUAL-II	O modelo QUAL-II é uma modificação do QUAL-I proposto pela Enviromental Protection Agency (EPA), sendo aplicável para rios profundos e dentríticos. Pode simular variações temporais e espaciais de até treze parâmetros de qualidade de água O modelo CE-QUALRIVI é hidrodinâmico, unidimensional e de qualidade da água usado para simular escoamentos altamente variáveis em rios com barragens ou outras estruturas. O transporte de poluentes por advecção e dispersão está ligado à hidrodinâmica e transformações de poluentes também são simuladas
1974	SIMOX	Modelo de Simulação de Oxigênio Dissolvido – Este modelo inclui OD/DBO, bactérias (Chick's Law) e uma substância conservativa. A versão mais recente também contém decaimento de primeira ordem de fósforo para representar sedimentação, absorção de nitrogênio e transformação.

Quadro 1. Modelos de Qualidade de Água apresentados em ordem cronológica (continuação).

1976	QUAL-SEMOG	QUAL II / SEMOG é um modelo matemático determinístico, unidimensional de qualidade de água, desenvolvido pela empresa Water Resource Engineering para o Southeast Michigan Council of Governments, a partir dos modelos QUAL I e QUAL II. Pode ser operado tanto em regime permanente quanto dinâmico, embora, em termos hidráulicos, forneça apenas soluções permanentes.
1976	CE-QUAL-W2	É bidimensional vertical, hidrodinâmico e de qualidade da água. Inclui temperatura, salinidade, ciclo de OD/carbono, ciclos de nitrogênio, fósforo, fitoplanctôn e bactéria. O alto nível de complexidade é devido à organização modular das simulações de qualidade d'água . Tem sido aplicado largamente para rios, lagos, reservatórios e estuários nos Estados Unidos
1985	QUAL2E	É um modelo unidimensional de estado permanente, usado frequentemente para simular os efeitos de descargas de poluição de fontes pontuais e não pontuais na qualidade da água de rios. Ciclos detalhados de metais podem ser simulados arbitrariamente como OD/DBO e de nutriente são simulados, considerando os efeitos de respiração de algas, reaeração e demanda de oxigênio de sedimentos. Os metais podem ser simulados arbitrariamente como constituintes conservativos ou não. Sua hidrodinâmica baseia-se na equação unidimensional de advecção-dispersão. É amplamente utilizado em todo o mundo, havendo diversos exemplos de aplicação no Brasil
1985	HSPF	Programa de Simulação Hidrológica Fortran – Este modelo combina as cargas do escoamento da bacia, transporte e transformação, nos rios de OD/DBO, nutrientes, algas e pesticidas/tóxicos. Requer uma extensa gama de dados de entrada e coeficientes para parametrizar cada processo de qualidade e quantidade de água. As simulações detalhadas de ciclo de nutriente incluem nitrificação e desnitrificação, absorção de amônia e de ortofósforo, uptake (coletor gás), vaporização e imobilização. As transformações de tóxicos no rio abrangem solubilidade, volatização, fotólises, oxidação e biodegradação. Somente a variação em uma dimensão é considerada no corpo de água. Este modelo inclui três compartimentos de algas e considera a respiração, crescimento, assentamento e morte usando a cinética Michaelis- Menten. É um modelo altamente detalhado e tem sido largamente aplicado nos Estados Unidos.
1985	MIKE 11	Este modelo foi desenvolvido pelo Instituto Dinamarquês de hidráulica para simular processos de águas pluviais, escoamento em bacias e qualidade da água em corpos de águas unidimensionais. Sua hidrodinâmica é baseada em uma solução diferencial finita para as equações completas de ST. Venant para escoamento de canal aberto; é simulado escoamento não - permanente. Os módulos de águas pluviais-escoamento usam uma abordagem de parâmetro global para simular escoamentos, mas as cargas poluentes não são simuladas.

Quadro 1. Modelos de Qualidade de Água apresentados em ordem cronológica (conclusão).

1985	WASP	Water Analysis Simulation Program – Este programa de simulação de análise da água foi desenvolvido para simular os processos de hidrodinâmica e de grande qualidade de água em 1, 2 ou 3 dimensões para avaliar o destino e transporte de contaminantes convencionais e tóxicos. Ciclos de OD/DBO detalhados, nitrogênio, fósforo e fitoplancton são simulados, usando-se o componente de qualidade da água neutro. O módulo "*toxi"* também avalia a cinética de substâncias tóxicas. E tem sido usado em conjunto com o swmm e aplicado largamente nos Estados Unidos e frequentemente na América Latina.

A literatura técnica corrente reúne uma diversidade de aplicações de modelos unidimensionais de qualidade de água. Os trabalhos desenvolvidos por Mendonça (1992), Reis (1997), Fernandes (2005), Gastaldini, Seffrin e Paz (2002), Sardinha *et al.* (2008), Bottino (2008) e Guedes (2009) ilustram aplicações do modelo Qual2E. O modelo QualUFMG é empregado nos estudos conduzidos por Paula (2011), Salla *et al.* (2013), Amorim Júnior *et al.* (2011) e Costa e Teixeira (2010). O modelo CE-QUAL-W2 foi utilizado no trabalho desenvolvido por Souza (2006).

Em função dos objetivos estabelecidos para o presente estudo, a seção subsequente apresentará o modelo unidimensional clássico de Streeter-Phelps. Uma seção subsequente será reservado para o modelo bidimensional proposto para rios por Eiger (1995).

3.3. MODELO CLÁSSICO DE STREETER-PHELPS

Precursor de modelos numéricos de qualidade de água, o modelo Streeter-Phelps foi aplicado em originalmente em 1925, em um estudo no Rio Ohio (STREETER; PHELPS, 1925), que tinha como principal objetivo de aumentar a eficiência das ações a serem tomadas no controle da poluição.

O modelo de Streeter-Phelps é constituído, de forma genérica, por duas equações diferenciais ordinárias: uma modela a oxidação da parte biodegradável da matéria orgânica e outra o fluxo de oxigênio proveniente da dinâmica da reaeração atmosférica. Essas equações são nomeadas de desoxigenação e de reaeração, respectivamente (BEZERRA *et. al*, 2008).

A taxa de variação nas concentrações de DBO é descrita por meio da equação (1). A taxa de variação do déficit de OD, por sua vez, é estimada por meio da equação (2).

$$\frac{dL}{dt}=-K_1.L \quad (1)$$

$$\frac{dD}{dt}=K_1.L-K_2.D \quad (2)$$

Integrando-se a equação (1) entre dois instantes quaisquer (t_0 = 0 e t) é possível estimar a DBO num instante t qualquer (L), a partir dos valores de DBO associados ao ponto de mistura (L_o), conforme equação (3).

$$L(t)=L_o.e^{-K_1.t} \quad (3)$$

O mesmo procedimento de integração, quando aplicado a equação (2), permite a estimativa dos valores de déficit de oxigênio num instante t qualquer, quando considerados os valores de DBO e OD referentes ao ponto de mistura. O resultado deste esforço de integração é apresentando na equação (4).

$$D(t)=\frac{K_1.L_o}{K_1-K_2}.\left(e^{-K_1.t}-e^{-K_2.t}\right)+D_o.e^{-K_2.t} \quad (4)$$

A curva da concentração de OD (OD_t), por sua vez, pode ser obtida diretamente da relação existente entre a concentração de saturação de OD, concentração e déficit de OD (equação 5).

$$OD(t)=C_s-D(t) \quad (5)$$

Desta forma, a concentração de OD ao longo do tempo pode ser estabelecida com auxílio da equação (6).

$$C(t)=C_s-\left\{\frac{K_1.L_o}{K_1-K_2}.\left(e^{-K_1.t}-e^{-K_2.t}\right)+D_o.e^{-K_2.t}\right\} \quad (6)$$

Nas equações de (1) a (6), L representa a DBO última (mg/L) em um tempo qualquer, L_o a DBO remanescente em t = 0 (mg/L), D o déficit de oxigênio (mg/L), C_s a concentração de saturação de OD, C(t) a concentração de OD em um tempo t, t o tempo (dia), K_1 e K_2 são os coeficientes de desoxigenação e de reaeração (dia^{-1}), respectivamente.

Para a determinação das concentrações de DBO e OD após a mistura do rio com o despejo são usualmente empregadas as equações de simples mistura (equações 7

e 8) que, em essência, constituem médias ponderadas para os parâmetros de qualidade de água, sendo os valores de vazão (vazões de rio e efluentes) os elementos de ponderação.

$$L_o = f_C \cdot \left(\frac{Q_r . DBO_r + Q_e . DBO_e}{Q_r + Q_e} \right) \quad (7)$$

$$D_o = C_s - \left(\frac{Q_r . OD_r + Q_e . OD_e}{Q_r + Q_e} \right) \quad (8)$$

Nas duas últimas equações, C_o representa a concentração inicial de oxigênio, logo após a mistura (mg/L), D_o o déficit inicial de oxigênio, logo após a mistura (mg/L), Q_r a vazão do rio a montante do lançamento dos despejos (m³/s), Q_e a vazão de esgotos (m³/s), OD_r a concentração de oxigênio dissolvido no rio, a montante do lançamento dos despejos (mg/L) e OD_e é a concentração de OD no efluente (mg/L), DBO_r a concentração de DBO do rio (mg/L) e DBO_e a concentração de DBO do efluente (mg/L).

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 a parcela de estabilização mais vagarosa (VON SPERLING, 1996).

Em relação ao coeficiente K_2, corpos 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 (VON SPERLING, 2007).

Uma severa limitação dos modelos unidimensionais é a impossibilidade de simularem a qualidade da água nas zonas de mistura em rios. Como regra, os modelos unidimensionais assumem a perfeita mistura entre curso d'água e efluente imediatamente à jusante do ponto de disposição final. No entanto, para determinados sistemas hídricos, as zonas de mistura podem apresentar extensões significativas, representando parcela relevante da extensão total objeto das simulações de qualidade de água.

3.4. MODELO BIDIMENSIONAL DE QUALIDADE DE ÁGUA

Eiger (1995) apresentou um modelo bidimensional baseado nas equações de Streeter-Phelps, modelo que permite avaliar as concentrações de DBO e OD nas seções transversal e longitudinal de um rio. O referido modelo considera os mecanismos de advecção longitudinal, difusão transversal, desoxigenação e reaeração em um canal de largura constante, no qual ocorre escoamento em regime permanente e uniforme.

As formulações propostas no modelo proposto por Eiger (1995) consideram somente os termos de advecção longitudinal, difusão transversal, desoxigenação e reaeração atmosférica num canal com escoamento permanente e uniforme, descarga contínua e com concentração constante de DBO. As soluções foram obtidas considerando-se, simultaneamente, que não existe DBO e déficit de OD na seção transversal imediatamente a montante da seção de lançamento do efluente.

A equação (9) é empregada pelo modelo para avaliação das concentrações de DBO.

$$L=\bar{L}.G\left(x',z',z'_0\right) \tag{9}$$

Na expressão anterior $\bar{L}$ representa o valor médio de DBO em uma seção transversal, sendo seu valor apropriado função (10).

$$\bar{L}=\frac{\dot{M}}{\bar{U}.H.B}e^{(-k'_1.x')} \tag{10}$$

Nas expressões (9) e (10) são consideradas as seguintes variáveis adimensionais:

- $x'=\frac{x\bar{\varepsilon}_z}{\bar{U}.B^2}$: distância longitudinal adimensional (11)
- $z'=\frac{z}{B}$: distância transversal adimensional (12)
- $z'_0=\frac{z_0}{B}$: distância transversal adimensional do ponto de despejo (13)
- $k'_1=\frac{k_1.B^2}{\bar{\varepsilon}_z}$: coeficiente de decaimento adimensional (14)

Nas expressões anteriores, B representa a largura do corpo d'água estudado. A variável $\dot{M}$ representa a vazão mássica de DBO, sendo seu valor avaliado a partir da expressão (15).

$$\dot{M}=Q_{desp.}.L_{desp.} \tag{15}$$

A função G, por sua vez, é estimada com auxílio da expressão (16).

$$G(x',z',z'_0)=1+2.\sum_{n=1}^{\infty}\cos(n.\pi.z'_0).\cos(n.\pi.z').\exp(-n^2.\pi^2.x')$$

(16)

Com a concentração de DBO dada pela equação (10), o déficit de oxigênio dissolvido passa a ser avaliada a partir da seguinte expressão:

$$D=\frac{\dot{M}}{\bar{U}.H.B}.\left(\frac{k'_1}{k'_2-k'_1}\right).\left[\exp(-k'_1.x'-\exp -k'_2)\right].G(x',z',z'_0) \quad (17)$$

Na última expressão k'_2 representa um coeficiente de aeração adimensional dado pela expressão (18).

$$k'_2=\frac{k_2.B^2}{\bar{\varepsilon}_z} \quad (18)$$

De acordo com Fischer *et. al* (1979), o valor médio do coeficiente de dispersão turbulenta na direção transversal, $\bar{\varepsilon}_z$, pode ser estimado por meio da seguinte equação (19).

$$\bar{\varepsilon}_z=\alpha.H.\sqrt{g.H.S_0} \quad (19)$$

Na expressão (19), por meio da qual Eiger (1995) estima $\bar{\varepsilon}_z$, α representa um coeficiente que varia entre 0,15 para canais retangulares retilíneos e 0,80 para rios irregulares e muito meandrados, H a profundidade média do corpo d'água (m), S_0 a declividade do corpo d'água (m/m) e g a aceleração gravitacional (m/s²).

4. ÁREA DE ESTUDO

No presente estudo foram consideradas as informações de qualidade e disponibilidade de água da porção superior da bacia hidrográfica do Rio Santa Maria da Vitória. As referidas informações foram obtidas a partir dos estudos desenvolvidos por Salim (2004) e Mendonça e Almeida (2005).

O Rio Santa Maria da Vitória, curso d'água de domínio do Estado do Espírito Santo, nasce na localidade de Alto Santa Maria, no município de Santa Maria de Jetibá, e deságua na baía de Vitória, percorrendo 122 Km. A bacia hidrográfica do Rio Santa Maria da Vitória apresenta uma área de drenagem de aproximadamente 1844 km² e envolve o município de Santa Maria de Jetibá e parte dos municípios de Santa Leopoldina, Cariacica, Serra e Vitória.

Forma uma das principais bacias responsáveis pelo abastecimento de água da Região Metropolitana da Grande Vitória. A qualidade das águas da bacia do rio Santa Maria da Vitória é um fator de grande importância para o desenvolvimento regional, uma vez que suas águas são utilizadas para diversos usos, com destaque para o abastecimento público, industrial, irrigação e geração de energia elétrica (CAIADO *et al.*, 1999).

A porção superior da bacia, área de estudo deste trabalho, possui aproximadamente 616 km² de área e 42 km de extensão (ROQUES, 2006). A Figura 2 apresenta em destaque o trecho considerado do Rio Santa Maria da Vitória, desde as nascentes até a represa de Rio Bonito. Na região do Alto Santa Maria localiza-se o município de Santa Maria de Jetibá.

Segundo Roques (2006), no município de Santa Maria de Jetibá localizam-se as cabeceiras dos rios formadores do Rio Santa Maria da Vitória, o Rio Alto Posmoser e Rio São Luiz. Este último apresenta-se como maior fonte de carga orgânica, devido, principalmente, ao despejos de efluentes domésticos, sem qualquer tipo de tratamento, tornando-se, deste modo, uma grande fonte de degradação ambiental do rio Santa Maria da Vitória.

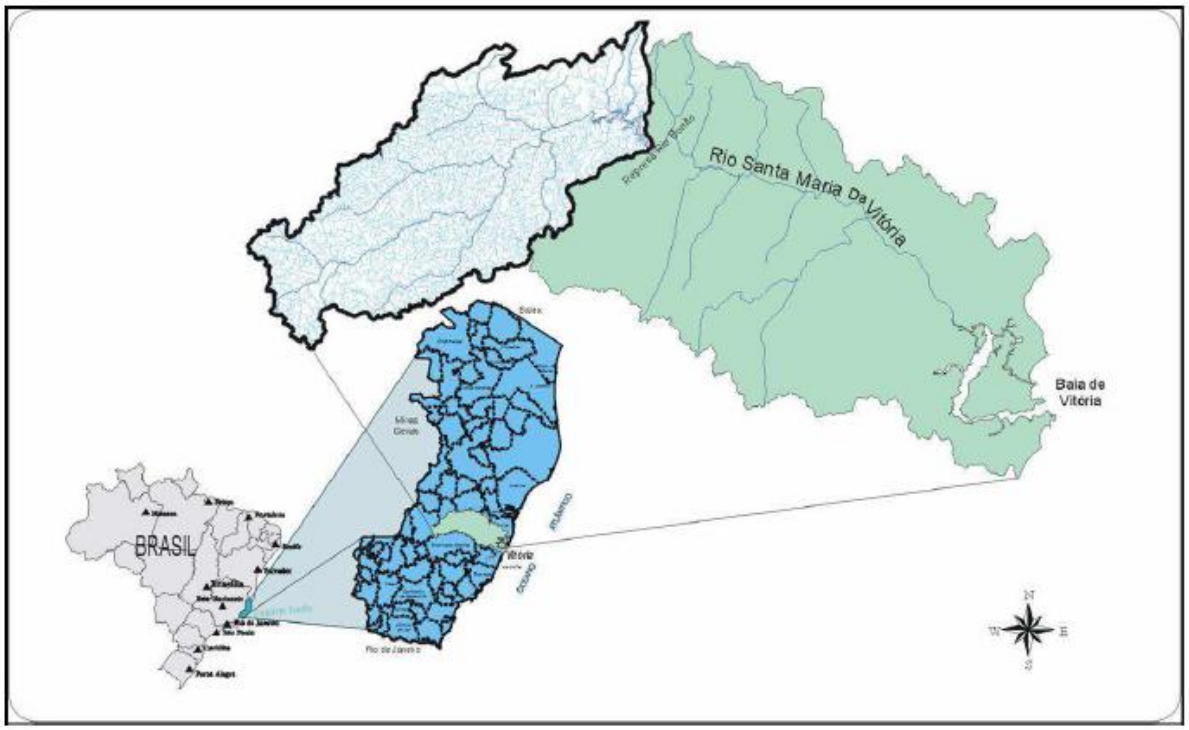

Figura 4. Trecho do rio Santa Maria da Vitória objeto de estudo no presente trabalho.

Fonte: IEMA (2012)

5. METODOLOGIA

5.1. INFORMAÇÕES FISIOGRÁFICAS E HIDRODINÂMICAS

Salim (2004) e Mendonça e Almeida (2005), constituem os trabalhos a partir dos quais foram apropriadas as constantes cinéticas, informações hidrodinâmicas e de qualidade de água a serem empregadas pelos modelos de qualidade de água objetos de aplicação do presente trabalho.

O coeficiente de desoxigenação (K_1) depende das características da matéria orgânica, além da temperatura e da presença de substâncias inibidoras. Von Sperling (1996) traz um quadro com valores típicos de K_1, apresentado no Quadro 2.

Quadro 2. Valores típicos de K_1 (base e, 20ºC).

Origem	K1 (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: Von Sperling (1996)

O valor de K_1 utilizado no presente trabalho foi apropriado de Salim (2004), assumindo valor de 0,23 $dia^{-1.}$

A determinação do coeficiente de reaeração (K_2) pode ser feita através de valores médios tabelados, técnicas de medição ou através de equações preditivas utilizando características hidráulicas do curso d'água (VON SPERLING, 1996). Neste trabalho, para a estimativa do coeficiente K_2 foram consideradas equações que utilizam a profundidade e a velocidade do curso d'água estudado como variáveis independentes. O Quadro 3 reúne equações usualmente empregadas para a apropriação do coeficiente K_2.

As faixas de aplicação das referidas equações estão indicadas no Quadro 4.

Quadro 3. Equações de previsão para o coeficiente de reaeração K_2 (base e, 20ºC).

Autores	Equação
Churchill *et al.* (1962)	$5{,}03.U^{0{,}969}.H^{-1{,}673}$
O'Connor e Dobbins (1958)	$3{,}93.U^{0{,}5}.H^{-1{,}5}$
Owens *et al.* (1964)	$5{,}34.U^{0{,}67}.H^{-1{,}85}$

Legenda: U = velocidade média no trecho (m/s); H = profundidade média no trecho (m).

Fonte: Siqueira e Cunha (1997)

Quadro 4. Faixas de aplicação para as equações de previsão do coeficiente de reaeração K_2.

Autores	Faixas de Aplicação
Churchill *et al.* (1962)	0,6 m ≤ H < 4,0 m 0,8 m/s ≤ U < 1,5 m/s
O'Connor e Dobbins (1958)	0,6 m ≤ H < 4,0 m 0,05 m/s ≤ U < 0,8 m/s
Owens *et al.* (1964)	0,1 m ≤ H < 0,6 m 0,05 m/s ≤ U < 1,5 m/s

Fonte: Von Sperling (1996)

Para aplicação das equações reunidas na Tabela 2, deve-se conhecer, portanto, os valores de velocidade média e profundidade média do curso d'água associados a vazão de referência para condução das simulações computacionais. As variáveis velocidade e profundidade, relacionam-se entre si e com a vazão, relações usualmente descritas, por meio das expressões (20) e (21).

$$U=a.Q^{b} \quad (20)$$

$$H=\varepsilon.Q^{\beta} \quad (21)$$

Nas equações (20) e (21) Q representa a vazão do curso d'água.

Em estudo realizado no mesmo trecho do rio Santa Maria da Vitória, Roques (2006) determinou os coeficientes a, b, ε e β, cujos valores são apresentados no Quadro 5.

Quadro 5. Coeficientes necessários para a determinação do coeficiente de reaeração (K_2).

Coeficientes	Valores
a	0,0603
b	0,7765
ε	0,5487
β	0,4775

Fonte: Roques (2006)

Dessa forma, substituindo-se o valor da vazão de referência nas expressões (20) e (21) e utilizando-se os valores de velocidade e profundidade médias assim apropriados, as equações reunidas no Quadro 3, respeitando-se as faixas de aplicação, permitiram a determinação de K_2. O valor de K_2 utilizado nas simulações do presente trabalho foi 1,52 dia^{-1}.

As informações de temperatura média e altitude média no rio Santa Maria da Vitória foram apropriadas do trabalho proposto por Caiado *et al.* (1999) e assumiram,

respectivamente, os valores de 21 ºC e 900 metros. A partir da expressão proposto por Popel (1979) (expressão (20)) e dos referidos valores de temperatura e altitude média, estimou-se uma concentração de saturação de oxigênio dissolvido (Cs) de 8 mg/L.

$$Cs=\left(1-\frac{A}{9450}\right).\left[14{,}652-(4{,}1022.10^{-1}.T)+(7{,}991.10^{-3}.T^{2})-(7{,}7774.10^{-5}.T^{3})\right] \qquad (20)$$

Na expressão (20) A representa a altitude (em metros) e T é a temperatura (em ºC).

5.2. MODELOS DE QUALIDADE DE ÁGUA

Neste estudo, as simulações de qualidade de água foram conduzidas com auxílio do modelo unidimensional proposto por Streeter e Phelps (1925) e do modelo bidimensional estabelecido por Eiger (1995). Estes modelos matemáticos de qualidade de água, previamente apresentados nas seções 3.3 (modelo unidimensional) e 3.4 (modelo bidimensional) do presente trabalho, permitem simulações computacionais das variações espaciais dos parâmetros oxigênio dissolvido e demanda bioquímica de oxigênio.

5.3. DESENVOLVIMENTO DE AMBIENTE COMPUTACIONAL

Um dos aspectos relevantes para o sucesso de qualquer aplicação informática é a facilidade da sua utilização. Em função disso, os sistemas informatizados têm evoluído no sentido de proporcionar ao utilizador interfaces gráficas para interação com aplicações das mais diversas naturezas e finalidades (MORAIS *et al.*, 2013).

No presente trabalho, foi desenvolvido um ambiente computacional para simulação de qualidade de água com auxílio dos modelos unidimensional (STREETER; PHELPS, 1925) e bidimensional (EIGER, 1995). O ambiente computacional foi estabelecido com emprego do *software* Matlab®. Segundo Gilat (2008), o Matlab® constitui um sistema computacional interativo com visualização gráfica e programação em um ambiente fácil de utilização, em que os problemas e as soluções são expressos em uma linguagem matemática usual. Os algoritmos usados para condução das simulações de qualidade de água em uma e em duas dimensões, encontram-se reunidas nos apêndices C e D, respectivamente.

O uso mais comum do *software* Matlab® é para realização de cálculos matemáticos, desenvolvimento de algoritmos, modelagem, simulação, gráficos científicos, etc. Adicionalmente, o Matlab® permite a construção de interfaces gráficas que interagem com o usuário. No presente trabalho, as interfaces foram desenvolvidas em um ambiente específico do *software* Matlab® denominado "*guide*".

5.4. SIMULAÇÕES DE QUALIDADE DE ÁGUA

Nas simulações de qualidade de água considerou-se a disposição de um único efluente doméstico típico, disposto no trecho inicial da porção superior do rio Santa Maria da Vitória. Esse efluente apresenta concentração nula de OD e DBO igual à 350 mg/L, valores usuais para um esgoto doméstico conforme Von Sperling (1996).

Para o corpo d'água assumiu-se vazão mínima, com valor de 3,85 m^3/s conforme Salim (2004). A vazão do efluente foi definida a partir da vazão mínima de referência do corpo d'água.

Em diferentes simulações computacionais, empregando-se tanto o modelo unidimensional como o modelo bidimensional, assumiu-se para o efluente, vazões de 1%, 5% e 10% da vazão mínima de referência do curso d'água.

Os modelos unidimensional e bidimensional objetos de estudo no presente trabalho são utilizados para condições no qual os cursos d'água não apresentem situações de anaerobiose, ou seja, sua aplicação é limitada para rios cuja razão de diluição de efluente seja alta.

O emprego do modelo bidimensional envolveu a definição do coeficiente de dispersão turbulenta na seção transversal ($\bar{\varepsilon}_z$), apropriado com auxílio da equação (19) e dependente do coeficiente α. Segundo a literatura técnica corrente, o coeficiente α varia de 0,15 (canais retangulares retilíneos) a 0,80 (rios irregulares e muito meandrados).

No presente estudo, para cada vazão assumida para o efluente (1%, 5% e 10% da vazão de mínima de referência), foram conduzidas simulações computacionais com valores para o coeficiente α de 0,15, 0,50 e 0,80, e disposição do efluente na borda do curso d'água. Para simulações em que se assumiu a possibilidade de disposição do efluente no centro do rio, o coeficiente α assumiu apenas o valor de 0,50.

A Figura 3 apresenta fluxograma que reúne as informações hidrodinâmicas e de qualidade de água que conformaram as simulações, bem como a caracterização dos diferentes cenários de simulação conduzidos com auxílio dos modelos unidimensional e bidimensional.

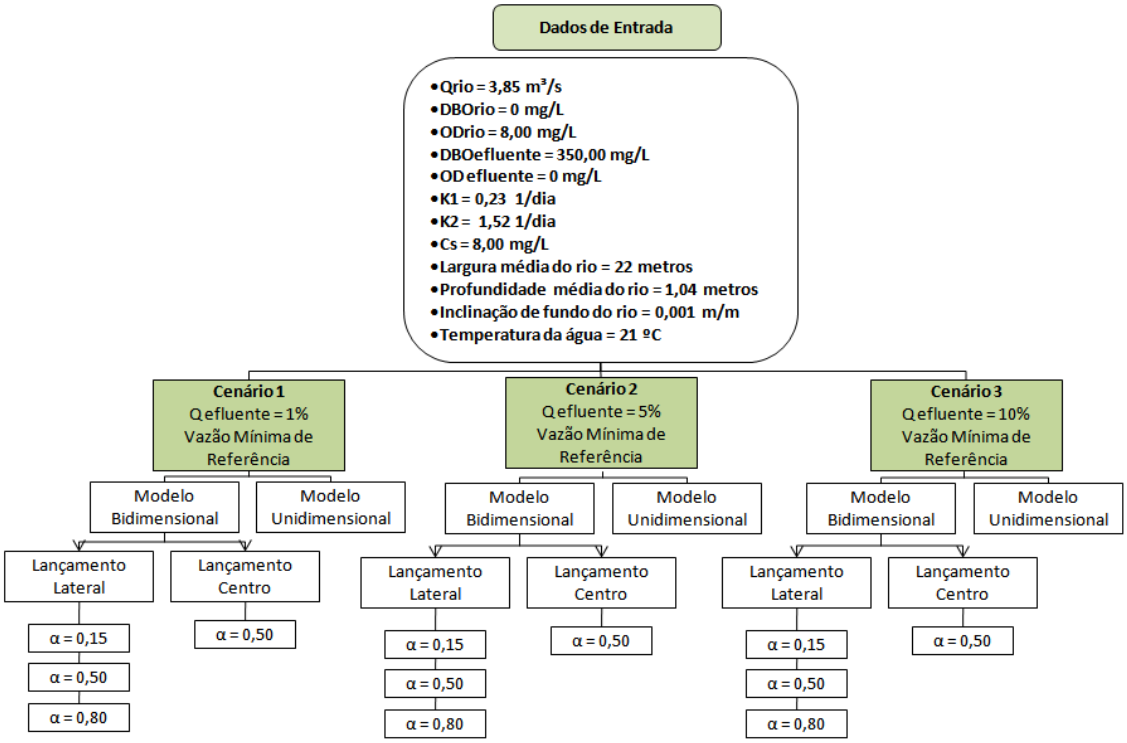

Figura 5. Dados de entrada utilizados nas simulações unidimensional e bidimensional de qualidade de água.

As extensões do corpo d'água nas quais as concentrações dos parâmetros OD e DBO estiverem em desacordo com os padrões determinados pela Resolução CONAMA nº 357/2005 para rios classe 2 (classe assumida para o rio Santa Maria da Vitória, função da ausência de enquadramento), foram avaliadas com auxílio dos modelos unidimensional e bidimensional. Determinada as referidas extensões, os resultados associados aos diferentes modelos matemáticos empregados foram confrontados.

6. RESULTADOS E DISCUSSÃO

6.1 AMBIENTE COMPUTACIONAL DE SIMULAÇÃO DA QUALIDADE DE ÁGUA

O ambiente computacional de simulação de qualidade de água, desenvolvido no presente trabalho com auxílio da ferramenta "*guide*" do *software* Matlab®, apresenta as seguintes características:

- É de manipulação simples, permitindo a fácil inserção e modificação dos dados de entrada;
- Permite a seleção do modelo matemático de qualidade (unidimensional ou bidimensional) a ser empregado para a condução das simulações computacionais de qualidade de água;
- Permite a simulação dos efeitos da disposição de efluentes brutos ou tratados;
- Oferece textos de ajuda contendo as formulações matemáticas e condições de aplicação dos diferentes modelos matemáticos de qualidade de água;
- Oferece textos de ajuda contendo as faixas típicas de variação das constantes cinéticas e coeficientes associados aos diferentes modelos de qualidade de água;
- Ilustra os resultados por meio de gráficos que podem ser editados com auxílio de diferentes ferramentas de edição disponibilizadas pelo *software* Matlab® e/ou que podem ser exportados em formato de imagem (.jpg) para qualquer diretório do computador;
- É auto-executável, independendo da disponibilidade do *software* Matlab® para sua aplicação.

As Figuras de 4 a 8 apresentam algumas das telas que conformam o ambiente computacional desenvolvido. A Figura 4 ilustra a tela de apresentação do ambiente computacional. A Figura 5 apresenta a tela por meio da qual o usuário seleciona o modelo que será empregado para a condução das simulações computacionais. Na Figura 6 são apresentados as telas por meio das quais são introduzidos os dados de entrada associados aos modelos unidimensional e bidimensional. A Figura 7, por sua vez, apresenta tela a partir da qual o usuário tem acesso à formulação referente ao modelo unidimensional. Já a Figura 8 ilustra as opções de saída/resultados dos diferentes modelos de qualidade de água.

Figura 6. Tela de apresentação do ambiente computacional.

Figura 7. Tela para escolha do modelo de simulação.

Figura 8. Tela para inserção de dados para modelo unidimensional e bidimensional de qualidade de água.

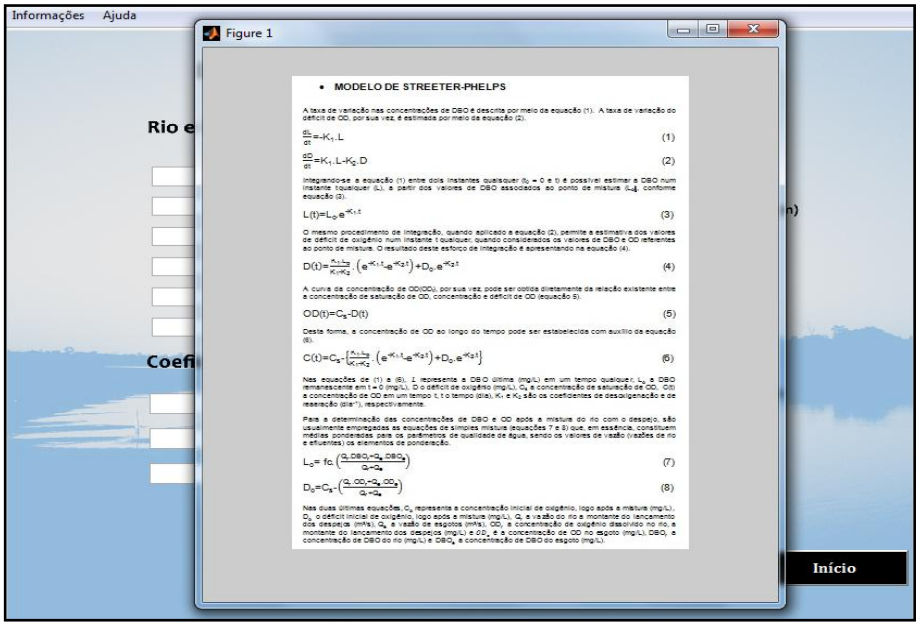

Figura 9. Tela de acesso à formulação utilizada no modelo unidimensional de qualidade de água.

Figura 10. Telas com resultados referentes ao modelos unidimensional (esquerda) e bidimensional de qualidade de água.

6.2. SIMULAÇÕES DA QUALIDADE DE ÁGUA

6.2.1 Modelo Unidimensional

As figuras 9 e 10 representam, respectivamente, os perfis de DBO e OD obtidos quando do emprego do modelo unidimensional de qualidade de água, para vazão de efluente equivalente à 1% da vazão mínima de referência assumida para o rio Santa Maria da Vitória (cenário 1). As linhas em vermelho representam a concentração limite dos parâmetros de qualidade para corpos d'águas classificados como classe 2 pela Resolução CONAMA nº 357/2005. Nessa classificação o corpo d'água deve possuir concentrações de DBO inferior à 5 mg/L e OD superior à 5 mg/L. Os perfis de DBO e OD decorrentes das simulações de qualidade de água nas quais a vazão do efluente assumiu valores de 5% e 10% da vazão mínima de referência do curso d'água (cenários 2 e 3, respectivamente), estão reunidos no apêndice A.

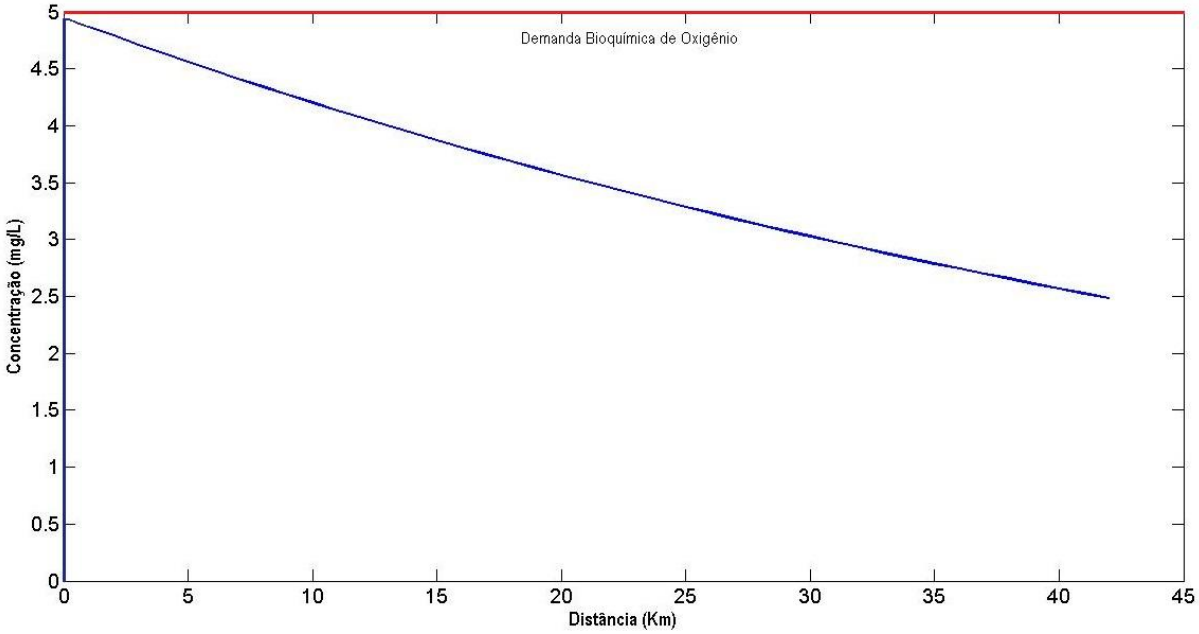

Figura 11. Perfil de concentração de DBO para disposição de efluente bruto com vazão equivalente à 1% da vazão mínima de referência do curso d'água.

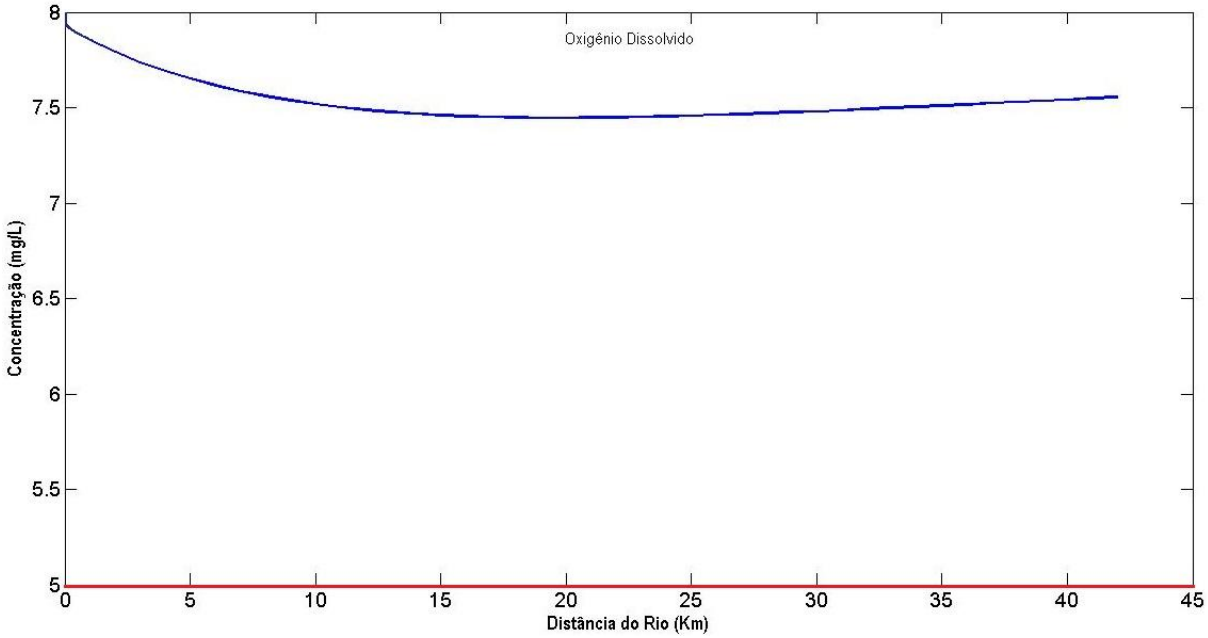

Figura 12. Perfil de concentração de OD para disposição de efluente bruto com vazão equivalente à 1% da vazão mínima de referência do curso d'água.

Levando-se em consideração as extensões de contorno associados ao cenário 1, as concentrações de OD e DBO sempre atenderam ao limite preconizado pela Resolução CONAMA nº 357/2005 (5 mg/L) no trecho do rio Santa Maria da Vitória objeto das simulações. Entretanto, para os cenários 2 e 3 (vazão de efluente de 5% e 10% da vazão mínima de referência, respectivamente), a concentração de DBO sempre encontrou-se acima do padrão de qualidade ambiental, apresentando, no

cenário 3 e na seção de disposição do efluente bruto, concentração de aproximadamente 45 mg/L.

Para o parâmetro OD, somente no cenário 3 as simulações sugeriam concentrações em desacordo com o padrão de qualidade ambiental a partir de 5 km à jusante do lançamento, mantendo-se abaixo de 5 mg/L por toda a extensão simulada (42 km). O valor crítico de OD foi aproximadamente 2,9 mg/L no terceiro cenário de simulação.

6.2.2. Modelo Bidimensional com Lançamento na Lateral

As figuras 11, 12 e 13 representam as variações de concentração do parâmetro DBO obtidas quando do emprego do modelo bidimensional proposto por Eiger (1995), para coeficiente α igual à 0,15, 0,50 e 0,80, respectivamente. Nas simulações que conduziram as referidas figuras assumiu-se para o efluente vazão equivalente à 1% da vazão mínima de referência e considerou-se seu lançamento na lateral do rio.

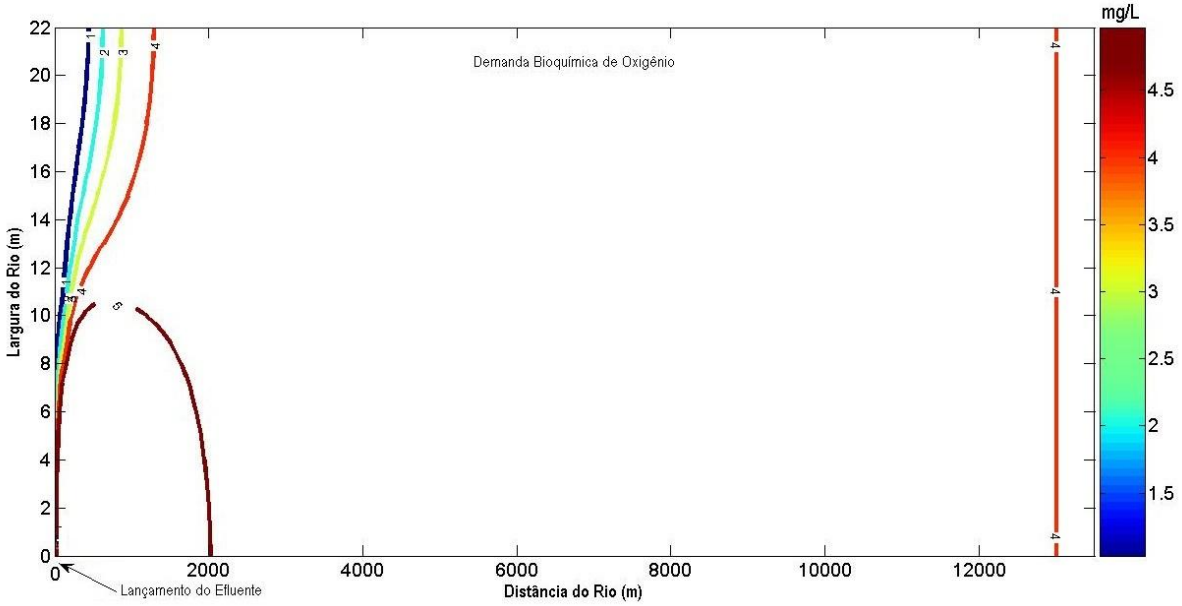

Figura 13. Variação espacial das concentrações de DBO associada à disposição de efluente bruto com vazão equivalente a 1% da vazão mínima de referência do rio e α igual a 0,15.

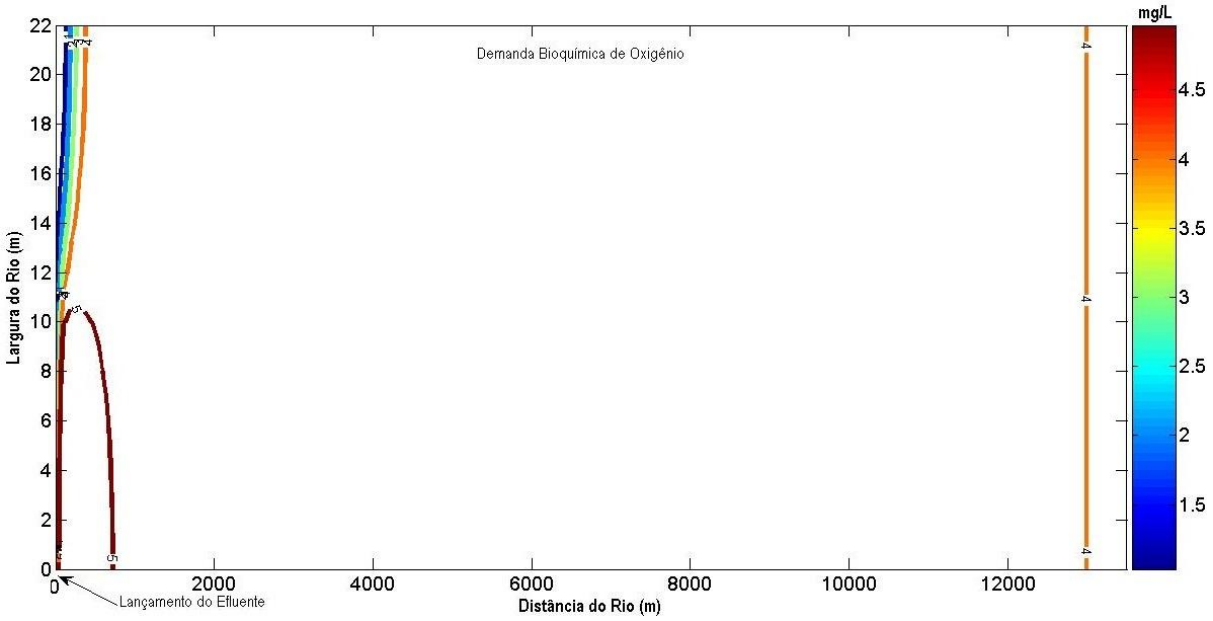

Figura 14. Variação espacial das concentrações de DBO associada à disposição de efluente bruto com vazão equivalente a 1% da vazão mínima de referência do rio e α igual a 0,50.

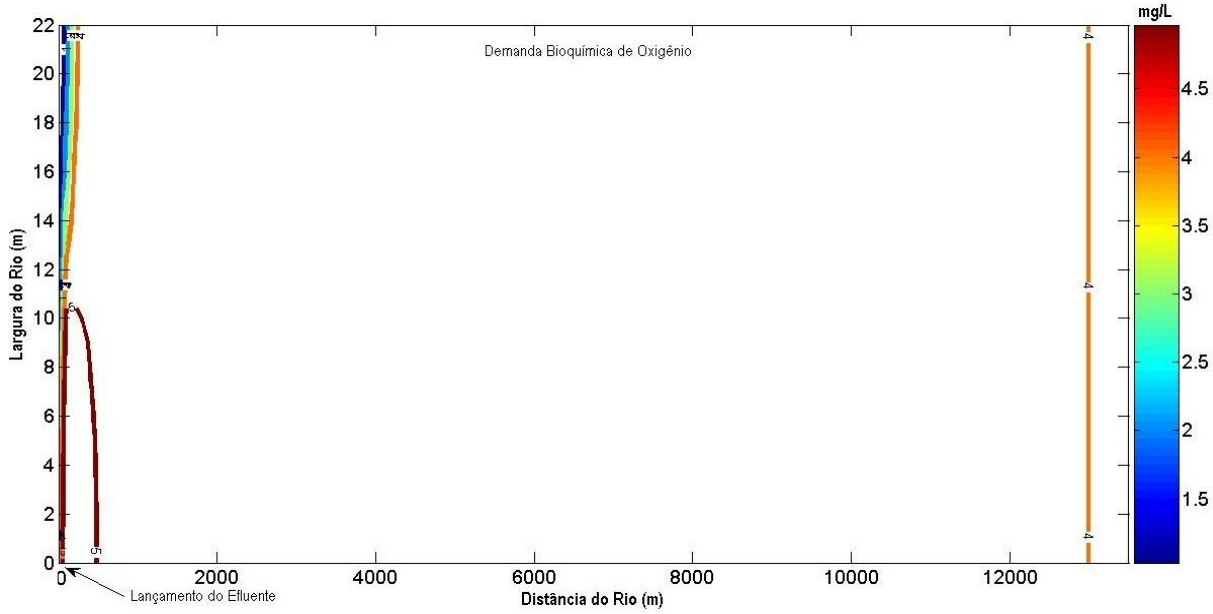

Figura 15. Variação espacial das concentrações de DBO associada à disposição de efluente bruto com vazão equivalente a 1% da vazão mínima de referência do rio e α igual a 0,80.

A variação da concentração de OD ao longo de toda a extensão da porção superior do rio Santa Maria da Vitória (42 km), considerando-se lançamento de efluente bruto na lateral do curso d'água e utilizando-se valores de coeficiente α igual à 0,15, 0,50 e 0,80, são ilustradas nas figuras 14, 15 e 16. Nas simulações que conformaram as referidas figuras utilizou-se vazão de efluente equivalente à 1% da vazão mínima de referência do curso d'água.

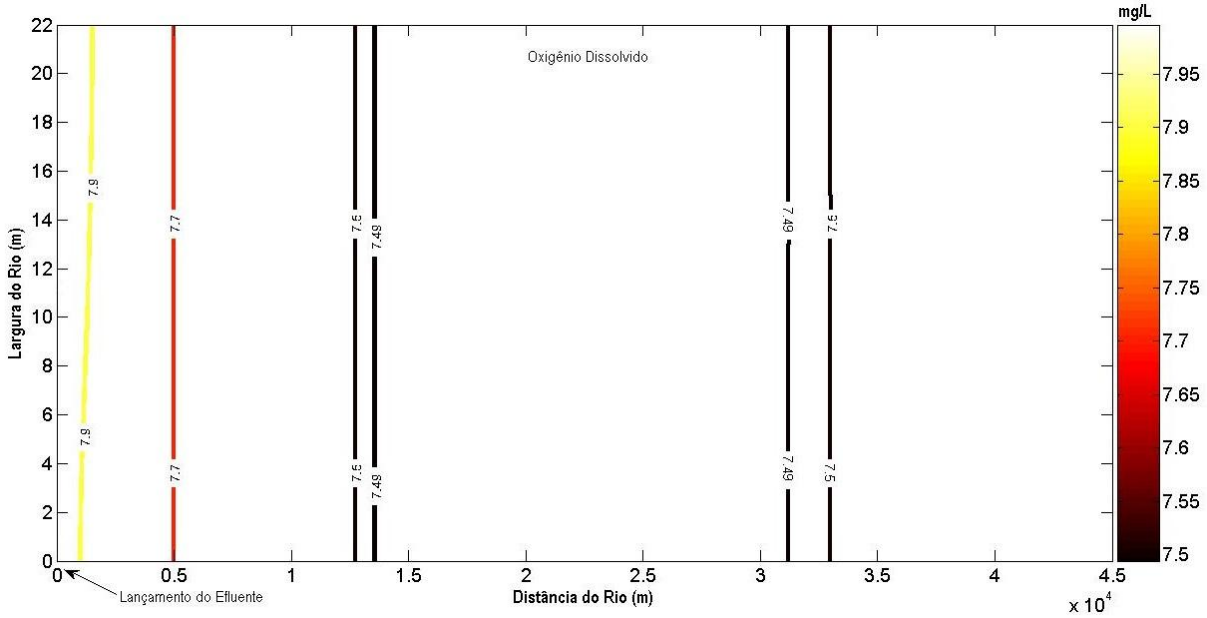

Figura 16. Variação espacial das concentrações de OD associada à disposição de efluente bruto com vazão equivalente a 1% da vazão mínima de referência do rio e α igual a 0,15.

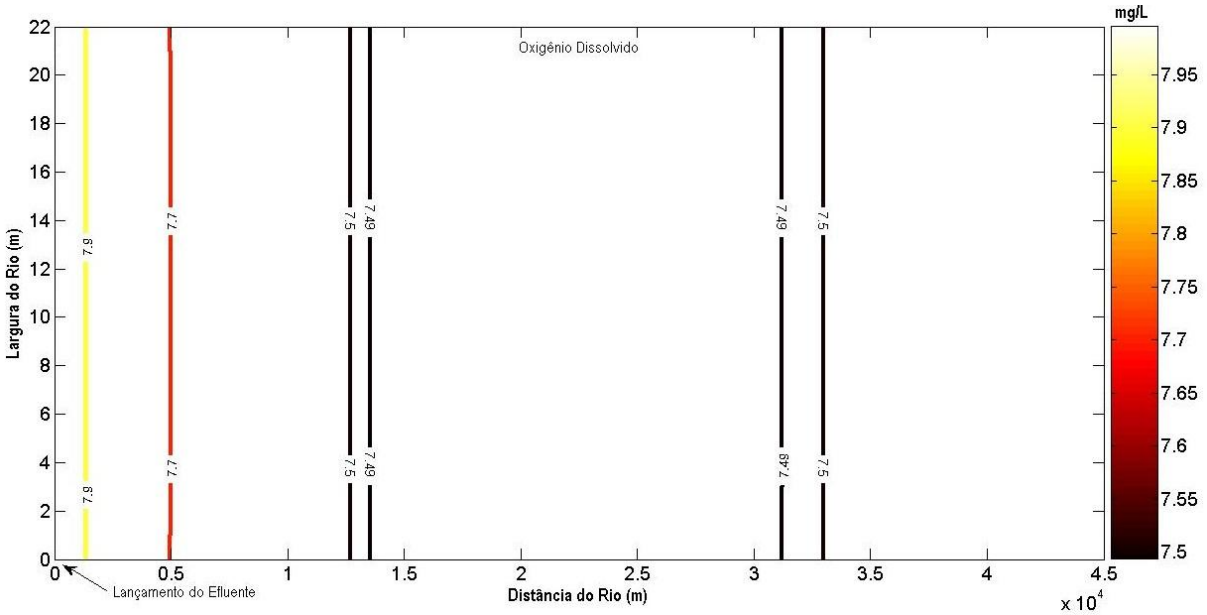

Figura 17. Variação espacial das concentrações de OD associada à disposição de efluente bruto com vazão equivalente a 1% da vazão mínima de referência do rio e α igual a 0,50.

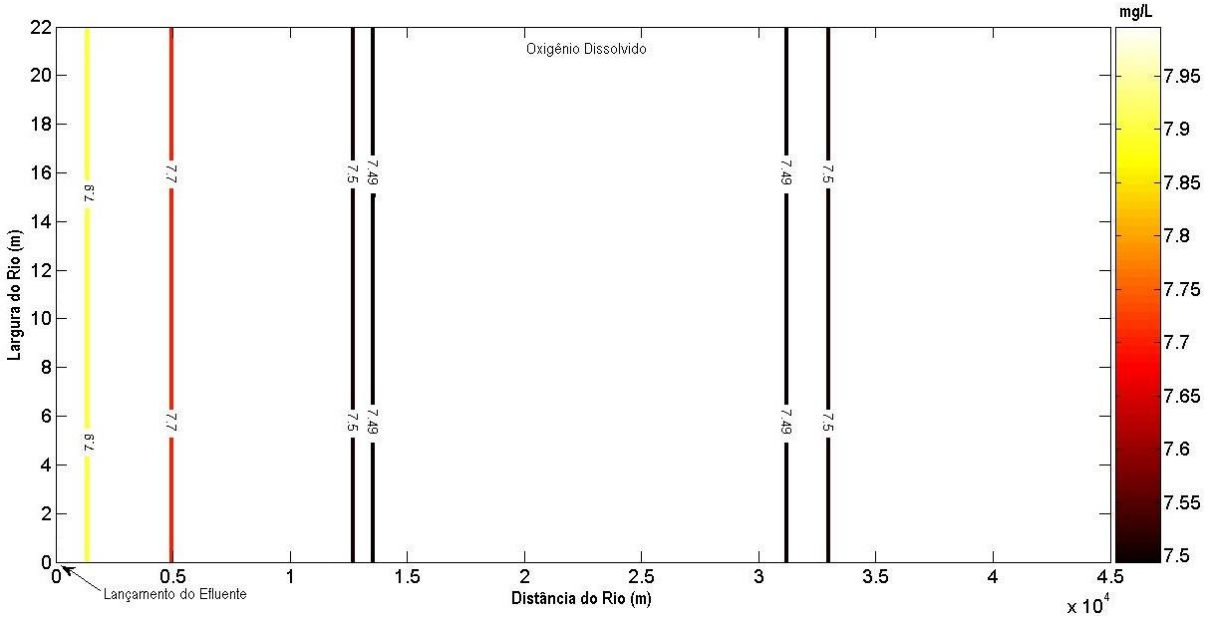

Figura 18. Variação espacial das concentrações de OD associada à disposição de efluente bruto com vazão equivalente a 1% da vazão mínima de referência do rio e α igual a 0,80.

As demais figuras associadas às simulações bidimensionais de qualidade de água referentes aos parâmetros OD e DBO, utilizando-se vazões de efluente equivalentes à 5 e 10% da vazão mínima de referência e lançamento na lateral do curso d'água, se encontram-se resumidas no apêndice B.

A partir da simples inspeção das figuras 11 a 16 e de suas similares reunidas no Apêndice B, apresentam-se como relevantes as seguintes considerações:

- Em todos os cenários, áreas do curso d'água adjacentes ao despejo do efluente bruto apresentaram concentrações de DBO em desacordo com os padrões estabelecido pela Resolução CONAMA nº 357/2005 para rios Classe 2;
- As piores condições de disposição final de efluente ocorreram quando assumida limitada capacidade de mistura na seção transversal, independente da vazão do efluente. Neste trabalho, as piores condições de mistura na seção transversal foram estabelecidas para valores de α iguais à 0,15. As simulações evidenciaram que, quanto maior o valor assumido para α, menor a porção do corpo d'água necessária para depuração, atendendo-se mais rapidamente os padrões de qualidade ambiental;
- Quando consideradas as condições de contorno associadas ao cenário 1 de disposição de efluentes, concentrações de DBO em desacordo com o padrão de qualidade ambiental foram estimadas numa extensão de

aproximadamente 2 km, numa largura equivalente a entorno de 50% da largura do curso d'água. Quando assumidas as condições de contornos aos cenários 2 e 3, toda a extensão a extensão do corpo d'água objetos das simulações apresentaram concentrações de DBO em desacordo com o limite preconizado pela legislação vigente;

- Para o parâmetro OD, em toda a extensão do corpo d'água, as concentrações encontradas para os cenários 1 e 2 mantiveram-se acima do limite estabelecido pela Resolução CONAMA nº 357/2005 para rios Classe 2. O cenário 3, por sua vez, apresentou concentração de OD inferior ao padrão de qualidade ambiental a partir da extensão de 5 km, condição de qualidade que se manteve até o fim do trecho simulado;
- As concentrações críticas para o parâmetro OD, associadas a disposição de efluentes com vazões de 1%, 5% e 10% da vazão mínima de referência do curso d'água foram, respectivamente, 7,4 mg/L, 5,4 mg/L e 2,8 mg/L.

A confrontação dos resultados associados aos modelos unidimensional e bidimensional permitiram observar que as diferenças nas concentrações de OD e DBO ocorrem, invariavelmente, nas regiões adjacentes ao lançamento do efluente bruto. No entanto, o emprego do modelo bidimensional permite a descrição, ao longo da seção transversal e do comprimento do rio, das variações das concentrações dos constituintes de qualidade de água simulados.

6.2.3. Modelo Bidimensional Com Lançamento No Centro

As figuras de 17 a 22 reúnem os resultados das simulações de qualidade com auxílio do modelo bidimensional, considerando-se a disposição do efluente no centro do curso d'água e vazões de 1%, 5% e 10% da vazão mínima de referência do rio. Para a condução de todas as simulações assumiu-se $\alpha = 0,50$.

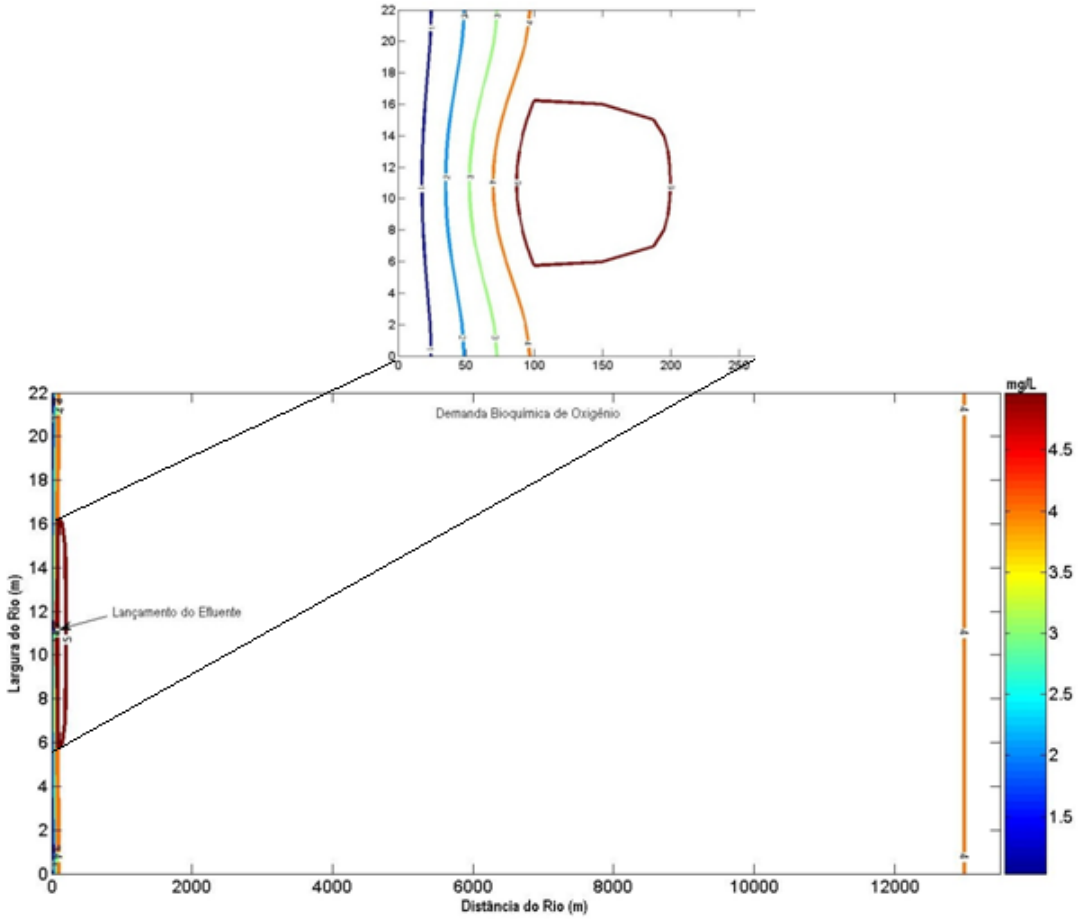

Figura 19. Variação espacial das concentrações de DBO associada à disposição de efluente bruto com vazão equivalente a 1% da vazão mínima de referência do rio, α igual a 0,50 e efluente disposto no centro do curso d'água.

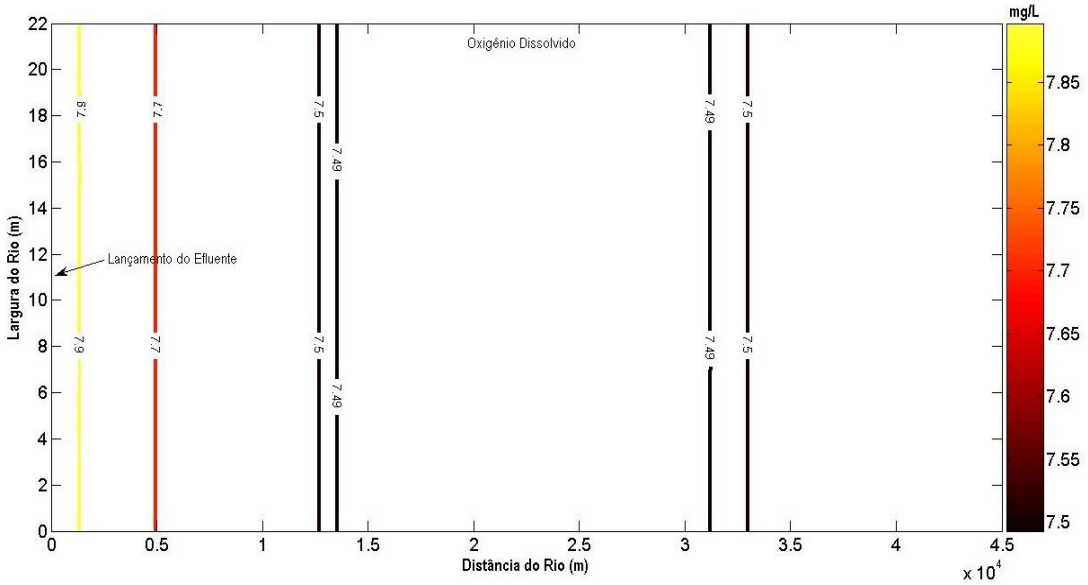

Figura 20. Variação espacial das concentrações de OD associada à disposição de efluente bruto com vazão equivalente a 1% da vazão mínima de referência do rio, α igual a 0,50 e efluente disposto no centro do curso d'água.

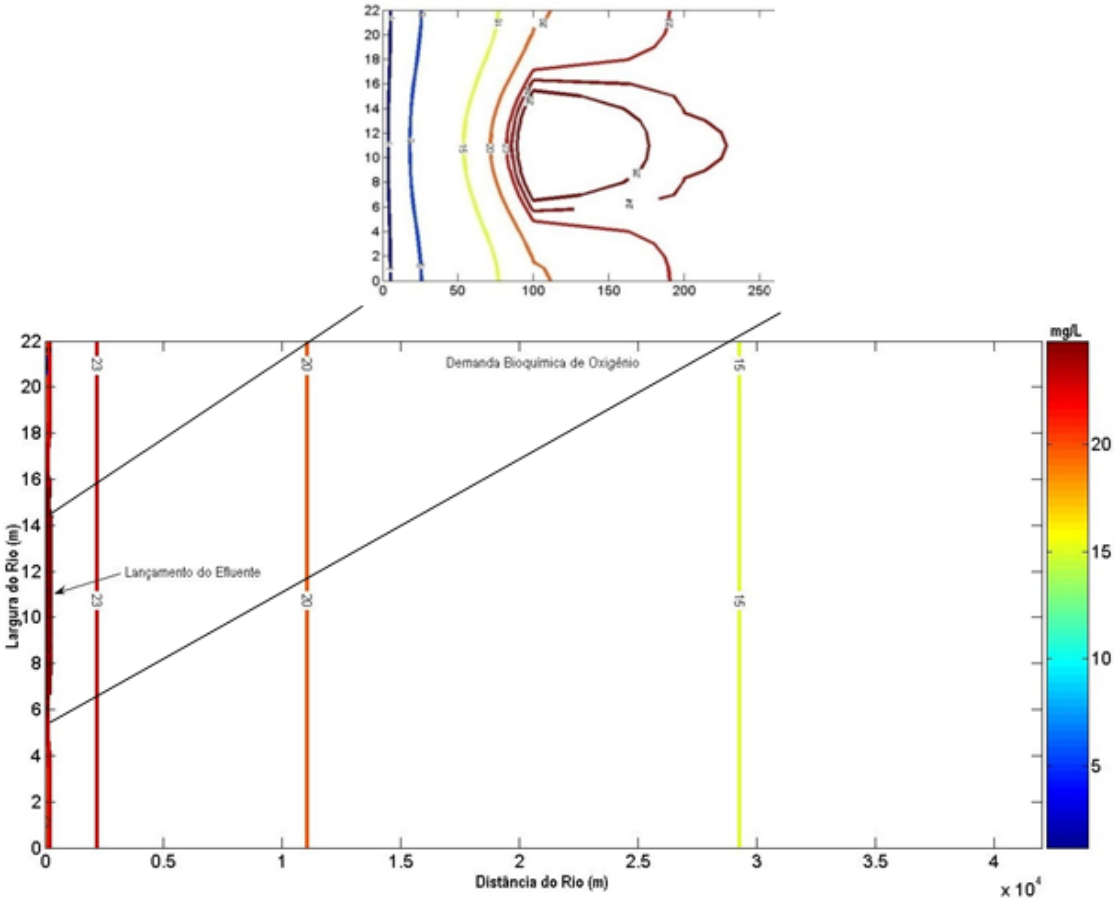

Figura 21. Variação espacial das concentrações de DBO associada à disposição de efluente bruto com vazão equivalente a 5% da vazão mínima de referência do rio, α igual a 0,50 e efluente disposto no centro do curso d'água.

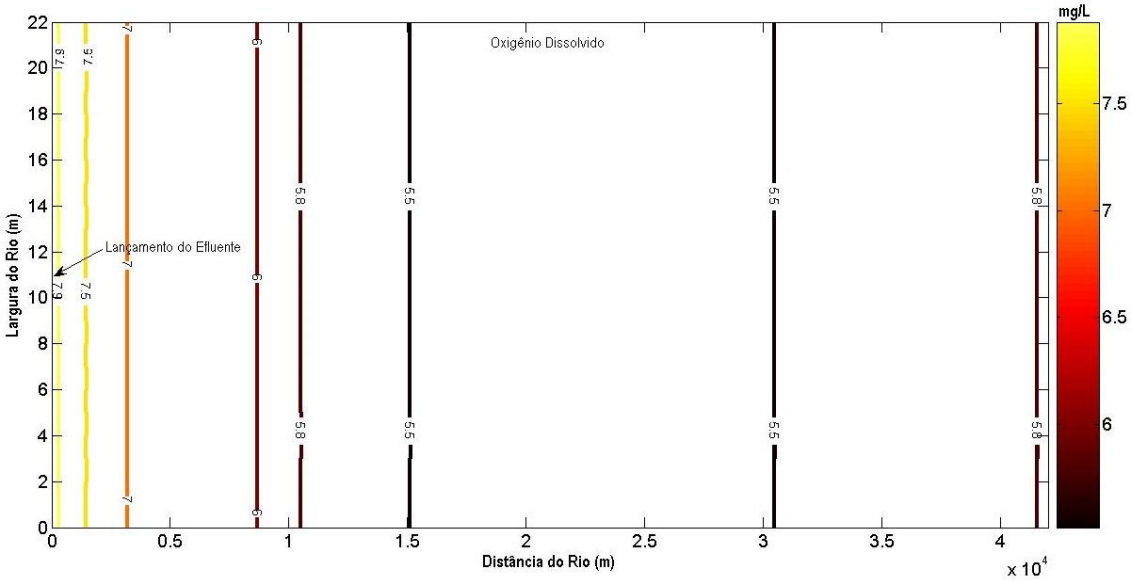

Figura 22. Variação espacial das concentrações de OD associada à disposição de efluente bruto com vazão equivalente a 5% da vazão mínima de referência do rio, α igual a 0,50 e efluente disposto no centro do curso d'água.

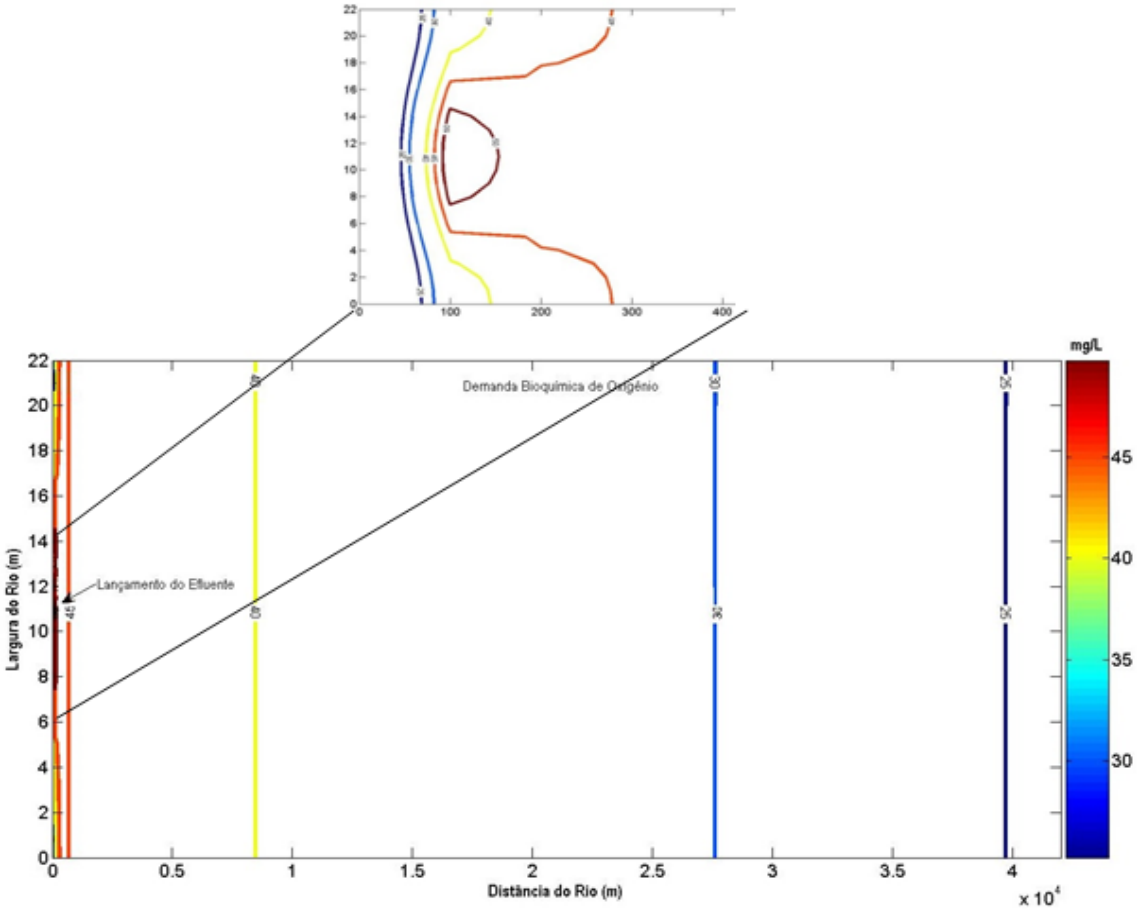

Figura 23. Variação espacial das concentrações de DBO associada à disposição de efluente bruto com vazão equivalente a 10% da vazão mínima de referência do rio, α igual a 0,50 e efluente disposto no centro do curso d'água.

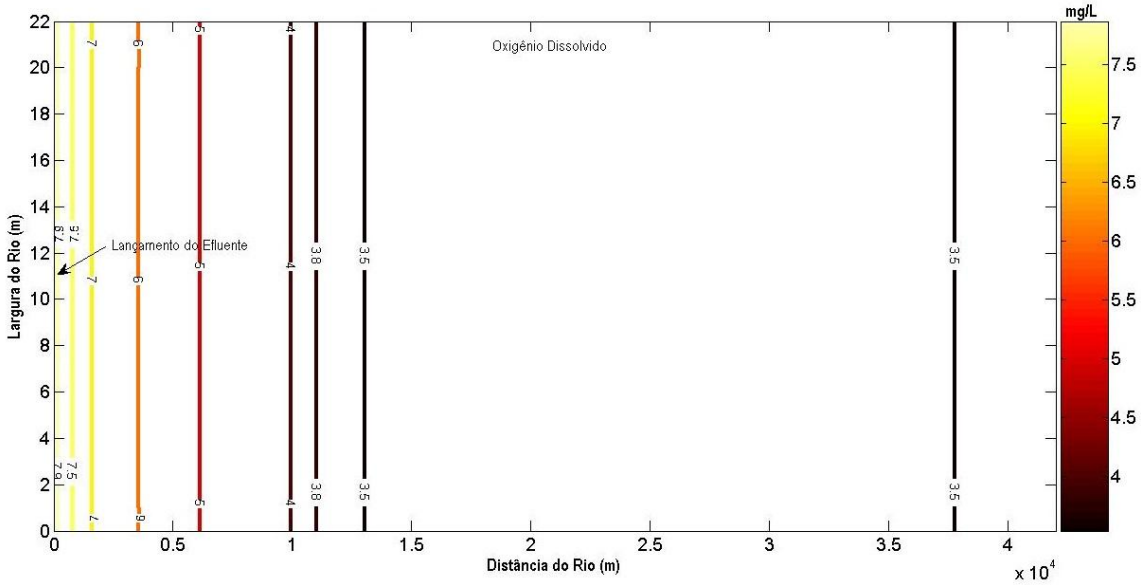

Figura 24. Variação espacial das concentrações de OD associada à disposição de efluente bruto com vazão equivalente a 10% da vazão mínima de referência do rio, α igual a 0,50 e efluente disposto no centro do curso d'água.

Da inspeção das figuras 17 a 22 e suas comparações com as similares produzidas pelo lançamento na lateral do curso d'água, apresentaram-se como relevantes as seguintes observações:

- Para o parâmetro DBO, a diferença em relação à lançamentos na lateral do curso d'água ocorre, invariavelmente, nas regiões próximas à disposição do efluente. Essa diferença se dá pela diluição de maiores concentrações em menores extensões quando o lançamento ocorre no centro.
- Em relação ao OD, não existem diferenças significativas associadas ao ponto de lançamento do determinado efluente em uma única transversal do curso d'água, considerada a adoção de $\alpha = 0{,}50$. Ainda que pouco relevante, a disposição no centro da seção conduz mais rapidamente a homogeneização das concentrações.

7. CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

A partir da condução do presente trabalho, apresentaram como relevantes as seguintes conclusões:

- O ambiente para simulação computacional de qualidade de água em rios demonstrou-se versátil e de fácil utilização, podendo ser empregado para qualquer cenário com lançamento único de efluente;
- Naquelas simulações de qualidade de água em que a vazão do efluente assumiu valores de 5% e 10% da vazão mínima de referência do rio, as concentrações de DBO apresentaram-se acima do padrão de qualidade ambiental em todo o trecho simulado;
- Os valores de OD apresentaram-se superiores ao padrão de qualidade ambiental naquelas simulações em que a vazão do efluente não superou 5 % da vazão mínima de referência do rio;
- A confrontação do resultados das simulações de qualidade de água no rio Santa Maria da Vitória, a partir do emprego dos modelos unidimensional e bidimensional, indicou diferenças nas concentrações de OD e DBO apenas nas regiões adjacentes ao lançamento do efluente. Nas referidas regiões, as maiores concentrações de DBO foram estimadas com auxílio do modelo bidimensional. É relevante registrar, no entanto, que o modelo bidimensional permite a descrição, no plano (largura e extensão do curso d'água), dos constituintes de qualidade modelados.

Deste trabalho identificaram-se as seguintes recomendações para trabalhos futuros de simulação de qualidade de água:

- Implementar rotinas computacionais que permitam considerar não somente lançamento pontual, mas também lançamentos difusos de contaminantes, aumentando a versatilidade do ambiente computacional;
- O modelo bidimensional proposto por Eiger (1995) permite identificar as zonas de não conformidade, ou seja, aquelas regiões do curso d'água que não atendem aos padrões estabelecidos pela Resoluções CONAMA n°s 357/2005 e 430/2011 para a classe do curso d'água sob análise. Desta forma, recomenda-se a condução de estudos que viabilizem o emprego desta

abordagem para a determinação das zonas de mistura preconizadas pelas Resoluções CONAMA n°s 357/2005 e 430/2011.

8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AMORIM JUNIOR, J.C.; LIMA, L.C.S.; VIEIRA, P.L.C. **Estudo da autodepuração em trecho do rio Jucu, Vila Velha – ES, utilizando os modelos matemáticos QUAL-UFMG e Streeter-Phelps.** 2011. 26º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental - ABES. Porto Alegre, 2011.

AGÊNCIA NACIONAL DAS ÁGUAS - ANA. **Conjuntura dos Recursos Hídricos no Brasil**. Brasília, 2009.

BASSOI, Lineu José; GUAZELLI, Ricardo Milo. **Controle ambiental da água.** In: PHILIPPI Junior Arlindo; ROMÉRO, Marcelo de Andrade; BRUNA, Gilda Collet. Curso de Gestão Ambiental. Barueri, 2004. p. 53-57.

BEZERRA, I. S. O.; MENDONÇA, L. A. R; FRISCHKORN, H. **Autodepuração de cursos d'água: um programa de modelagem Streeter-Phelps com calibração automática e correção de anaerobiose**. 2008. Revista Escola de Minas, vol. 61, n. 2. Ouro Preto, 2008, p. 249-255.

BOTTINO, F. **Estudo Experimental e Temático de Qualidade de Água com Base na Ecohidrologia Fluvial de Pequenas Bacias: Estudo de Caso do Rio Canha, Baixo Ribeiro de Iguape, SP.** 2008. 208 f. Dissertação (Mestrado) do Programa de Pós Graduação em Hidráulica e Saneamento da Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Carlos. São Carlos, 2008.

CAIADO, M. A. C., MENDONÇA, A. S. F., LUPPI, S. M., TEIXEIRA, E. C. **Desenvolvimento Regional e Qualidade das Águas da Bacia do Rio Santa Maria da Vitória.** 1999. XIII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos. Belo Horizonte, 1999.

CÔCO, K. M.; GOBIRA, A. B.; REIS, J. A. T. **Estudo de zonas de não conformidade em corpos d'água usando um modelo bidimensional de qualidade de água**. 2011. Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos. Maceió, 2011.

COSTA, D. J. L.; TEIXEIRA, D. **Aplicação de Modelo de Autodepuração para Avaliação da Qualidade de Água do Ribeirão do Ouro, Araraquara-SP.** 2010. Revista Uniara, v. 13, n.1, Araraquara, 2010.

COSTA, T, P. **Avaliação de Modelagem da Qualidade da Água através do Modelo QUAL2K: Estudo de caso do Arroio do Bagé**. 2013. Trabalho de

Conclusão de Curso apresentado ao Curso de Engenharia Química da Universidade Federal do Pampa. Rio Grande do Sul, 2013.

EIGER, S.**2-D Advective-Difusive Transport of Dissolved Oxigen in Channels**. Jornal of Enviromental Engeneering. V. 21, n. 9. 1995. p. 668-670.

FISCHER, H. R.; LIST, E. J.; KOH, R. C. Y.; IMBERGER, J.;BROOKS, N. H. **Mixing in Inland and Coastal Waters.** Editora Academic Press. Londres, 1979.

GASTALDINI, M.; SEFFRIN, G.; PAZ, M. **Diagnóstico Atual e Previsão Futura da Qualidade das Águas do Rio Ibicuí Utilizando o Modelo Qual2E**. 2002. Engenharia Sanitária e Ambiental, v. 7, n. 4. Rio de Janeiro, 2002. p. 129-138.

GILAT, A. **MATLAB: An Introduction With Applications.** 3ª ed. Departamento de Engenharia Mecânica. Universidade Estadual de Ohio. Estados Unidos da América,

2008.

GUEDES, H. A. L. **Estudo Matemático-Experimental da Qualidade da Água e da Capacidade de Autodepuração do Rio Pomba.** 2009. 155 f. Dissertação (Mestrado) do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola da Universidade Federal de Viçosa. Viçosa, 2009.

LIMA, E.B.N.R. **Modelagem Integrada para Gestão da Qualidade da Água na Bacia do Rio Cuiabá.** 2001.Tese (Doutorado em Ciências em Engenharia Civil) do Programa de Pós Graduação em Engenharia da Universidade Federal do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro, 2001.

MENDONÇA, A.S.F. **Apllication of the QUAL2E Model to Environmental Impact Assessment. Advances in Hydro Science and Engineering**. v.1, n.2, 1992. p. 339-354.

MERTEN, Gustavo H., MINELLA, Jean P. **Qualidade da água em bacias hidrográficas rurais: um desafio atual para a sobrevivência futura.**.2002. Agroecologia e Desenvolvimento Rural Sustentável. v.3, n.4. Porto Alegre, 2002.

MORAIS, V; VIEIRA, C. **Matlab - Curso Completo.** Editora FCA. Lisboa, 2013. p.551.

NUVOLARI, A. **Esgoto sanitário: coleta, transporte, tratamento e reúso agrícola.** Editora Edgard Blücher. São Paulo, 2003.

OLIVEIRA. M. D. **Desenvolvimento de sistema informatizado para avaliação de impacto ambiental.** 2004. Dissertação do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental da Universidade Federal do Espírito Santo. Vitória, 2004.

PAULA, L. M. **Avaliação da qualidade da água e autodepuração do Rio Jordão, Araguari (MG)**.b2011. 177 f. Dissertação do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental da Universidade Federal de Uberlândia. Uberlândia, 2011.

POPEL, H.J. **Aeration and gas transfer**. 2 ed. Delft. Delft University of Technology. 1979. 169 p.

KNAPIK, H. G., FRANÇA, M. S.S., FERNANDES, C. V., MASINI, L. S., MARIN, M. C. C., PORTO, M. F. A. **Análise crítica da calibração do modelo de qualidade de água QUAL2E – estudo de caso da bacia do Alto Iguaçu.** 2008. REGA – Vol. 5, nº 2, 2008. p.25-37.

REIS, J. S. A. **Modelagem Matemática da Qualidade de Água para o Alto Rio das Velhas/MG.** 2009. Dissertação do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental da Universidade Federal de Ouro Preto, Ouro Preto, 2009.

RENNÓ, C. D.; SOARES, J. V. **Modelos hidrológicos para gestão ambiental.** 2000. Programa de Ciência e Tecnologia para Gestão de Ecossistemas – Ação métodos, modelos e geoinformação para a gestão ambiental. INPE, 2000.

ROQUES, T. V. P. **Aplicação de Modelos Computacionais na Análise de Outorga para diluição de efluentes em corpos d'água**: **Fontes Pontuais e Difusas.** Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) do Programa de Pós Graduação em Engenharia Ambiental da Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 2006.

SALIM, F.P.C. **Desenvolvimento de sistema de suporte a decisão para o gerenciamento da qualidade das águas em rios considerando múltiplas fontes de poluição pontual.** 2004. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) do Programa de Pós Graduação em Engenharia Ambiental da Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 2004.

SARDINHA, D. S. ; CONCEIÇÃO, F. T. ; SOUZA, A. D. G. ; SILVEIRA, A. ; JULIO, M. ; GONÇALVES, J. C. S. I. **Avaliação da Qualidade da Água e Autodepuração**

do Ribeirão do Meio, Leme (SP). Engenharia Sanitária e Ambiental, Rio de Janeiro, v. 13, n. 3, p. 329-338.

SIQUEIRA, E. Q.; CUNHA, A. C. – **O coeficiente de desoxigenação no modelo QUAL2E: metodologia de previsão -** Anais do 19 Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental - ABES. 14 a 19 de setembro de 1997. Foz do Iguaçu – PR.

TUCCI, C. E. M. **Modelos hidrológicos**. Porto Alegre: Editora da Universidade. UFRGS, 1998, 669p.

VALORY, J. P. L. **Aplicação combinada de Método de Otimização e Modelo de Qualidade de Água na Determinação de Eficiências de Sistemas de Tratamento de Efluentes Domésticos: Uma abordagem para Gerenciamento de Bacias Hidrográficas.** Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) do Programa de Pós Graduação em Engenharia Ambiental da Universidade Federal do Espírito Santo. Vitória, 2013.

VON SPERLING, M. **Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias – Estudos e Modelagem da Qualidade da Água de Rios**. Belo Horizonte: DESA/UFMG, 2007.

VON SPERLING, M. **Introdução a qualidade de água e ao tratamento de esgotos**. 3. ed. Belo Horizonte: DESA, UFMG, 1996.

APÊNDICE A

Resultados da modelagem unidimensional dos parâmetros OD e DBO a partir de disposição de efluente com vazão equivalente a 5% e 10% da vazão mínima de referência do rio Santa Maria da Vitória.

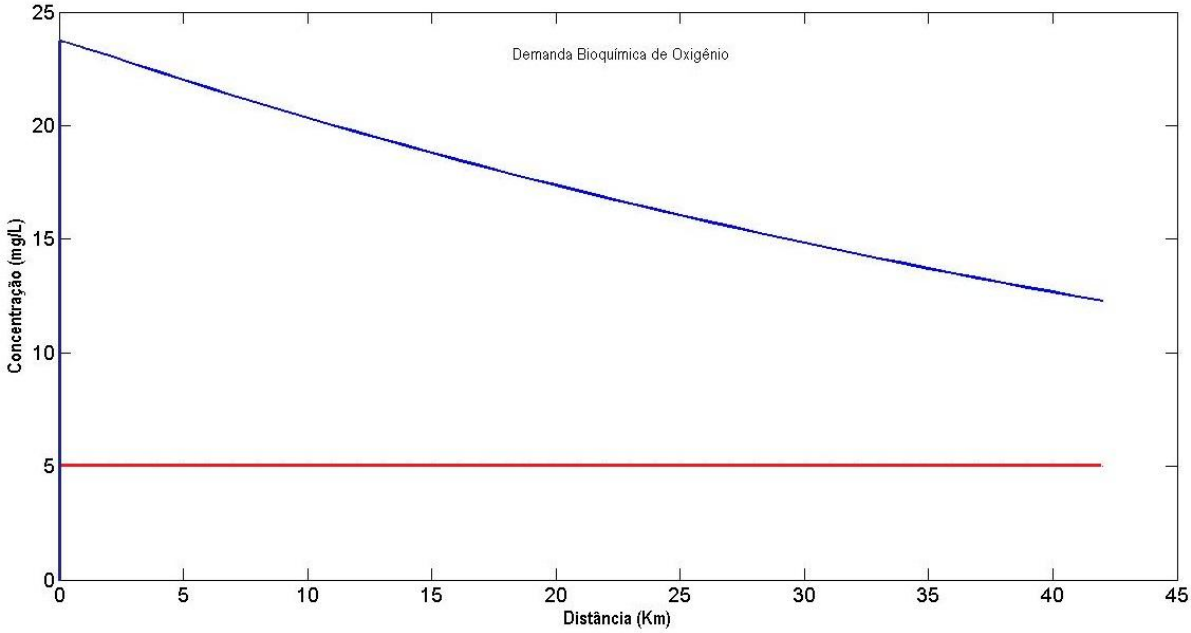

Figura A-1. Perfil de concentração de DBO para disposição de efluente bruto com vazão equivalente à 5% da vazão mínima de referência do curso d'água.

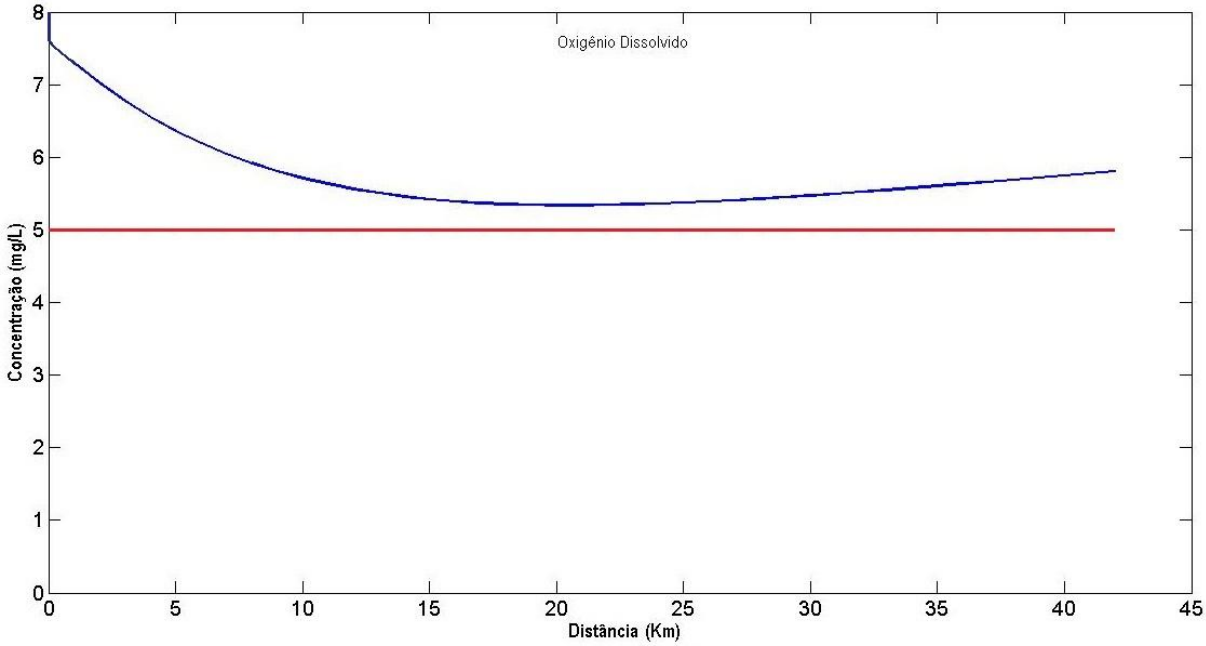

Figura A-2. Perfil de concentração de OD para disposição de efluente bruto com vazão equivalente à 5% da vazão mínima de referência do curso d'água.

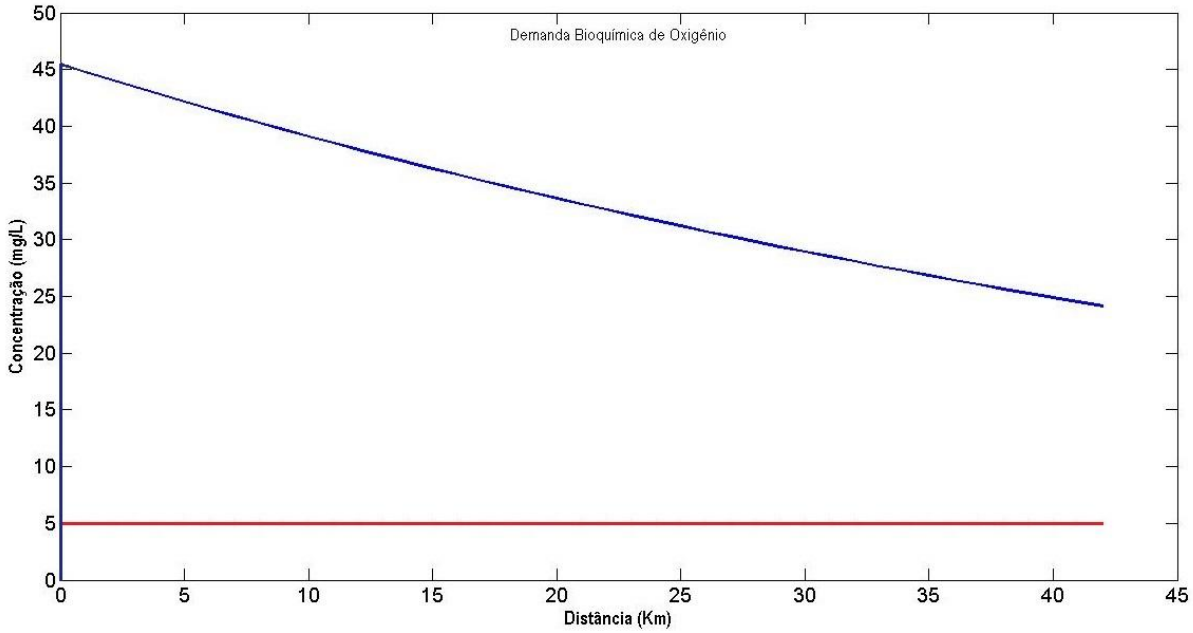

Figura A-3. Perfil de concentração de DBO para disposição de efluente bruto com vazão equivalente à 10% da vazão mínima de referência do curso d'água.

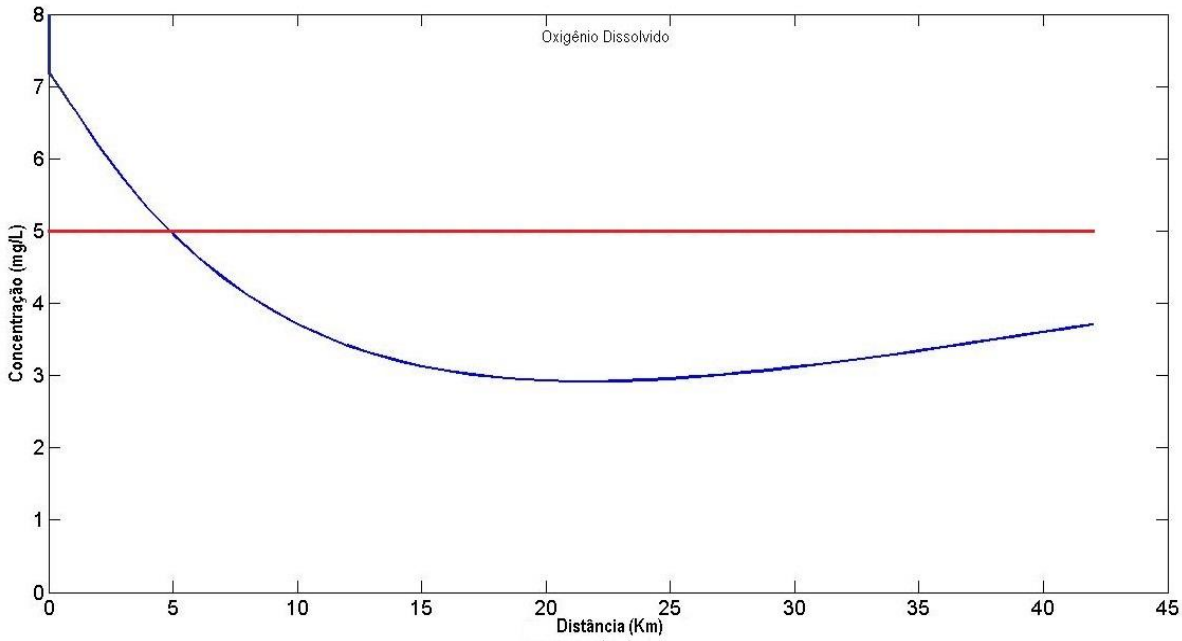

Figura A-4. Perfil de concentração de OD para disposição de efluente bruto com vazão equivalente à 10% da vazão mínima de referência do curso d'água.

APÊNDICE B

Resultados da modelagem bidimensional dos parâmetros OD e DBO a partir de disposição de efluente com vazão equivalente a 5% e 10% da vazão mínima de referência do rio Santa Maria da Vitória.

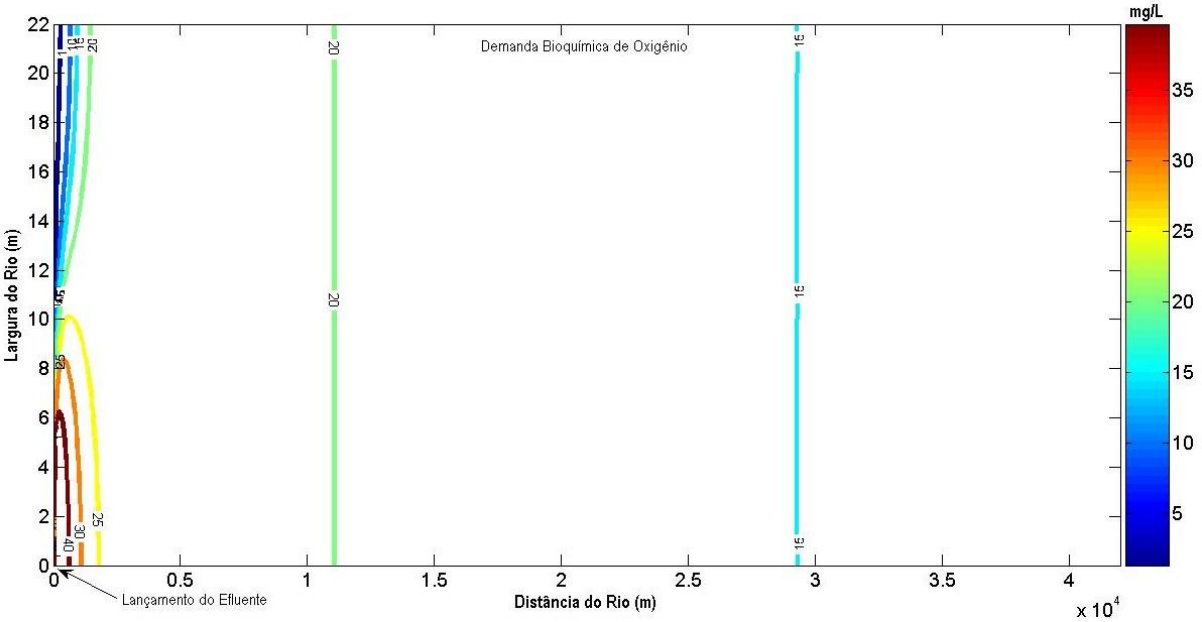

Figura B-1. Variação espacial das concentrações de DBO associada à disposição de efluente bruto com vazão equivalente a 5% da vazão mínima de referência do rio e α igual a 0,15.

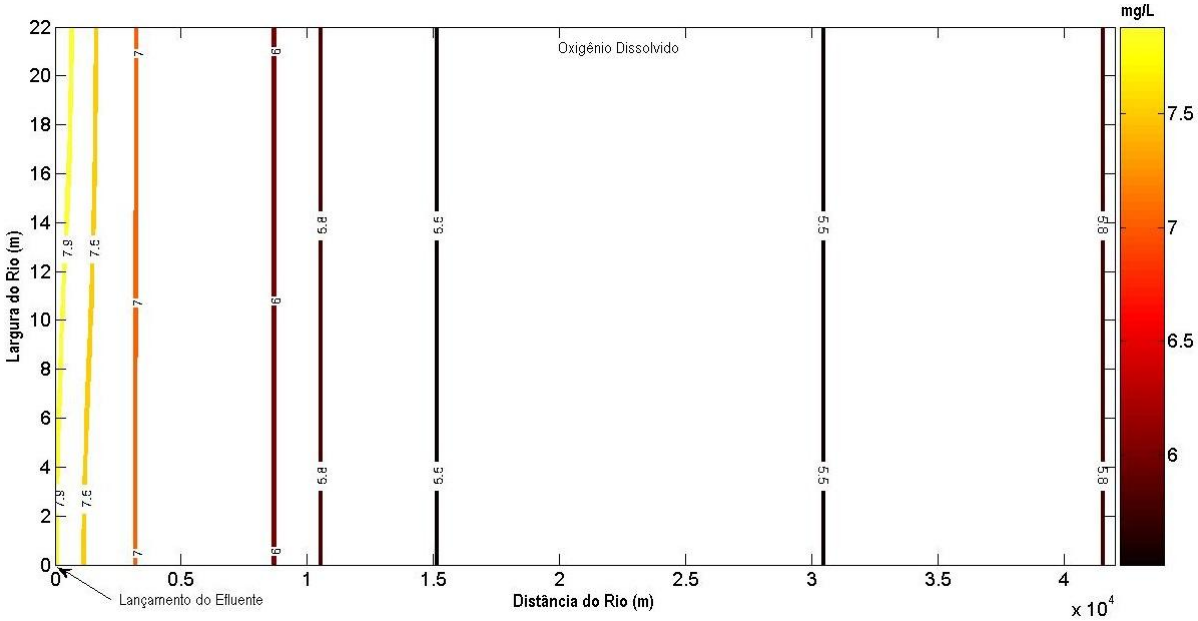

Figura B-2. Variação espacial das concentrações de OD associada à disposição de efluente bruto com vazão equivalente a 5% da vazão mínima de referência do rio e α igual a 0,15.

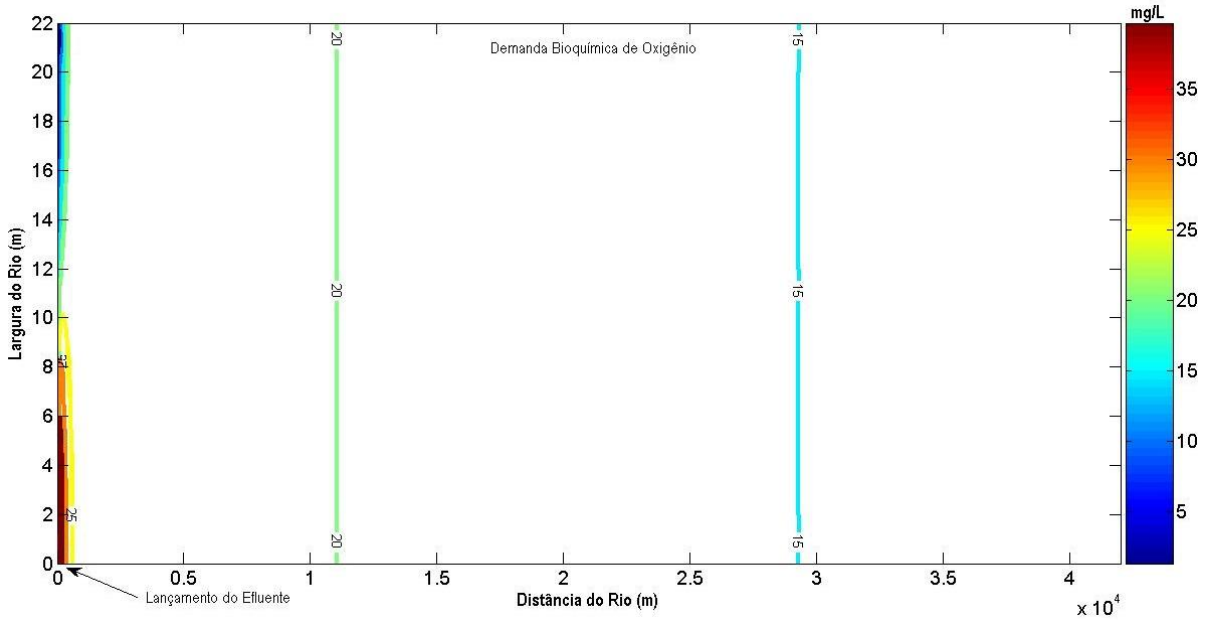

Figura B-3. Variação espacial das concentrações de DBO associada à disposição de efluente bruto com vazão equivalente a 5% da vazão mínima de referência do rio e α igual a 0,50.

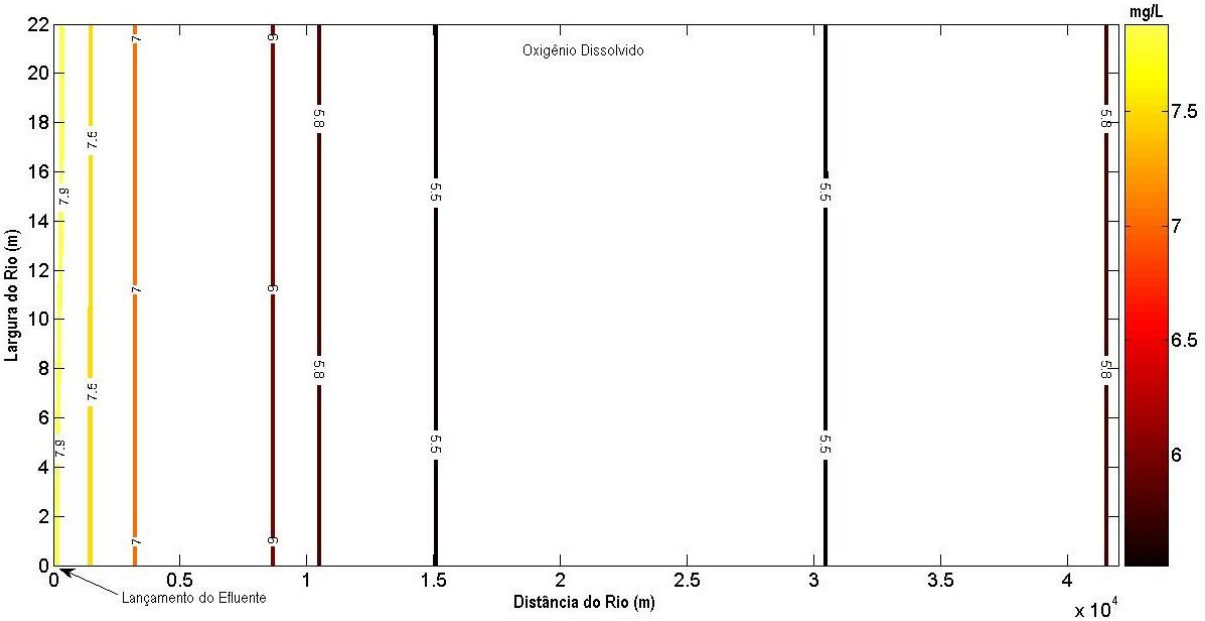

Figura B-4. Variação espacial das concentrações de OD associada à disposição de efluente bruto com vazão equivalente a 5% da vazão mínima de referência do rio e α igual a 0,50.

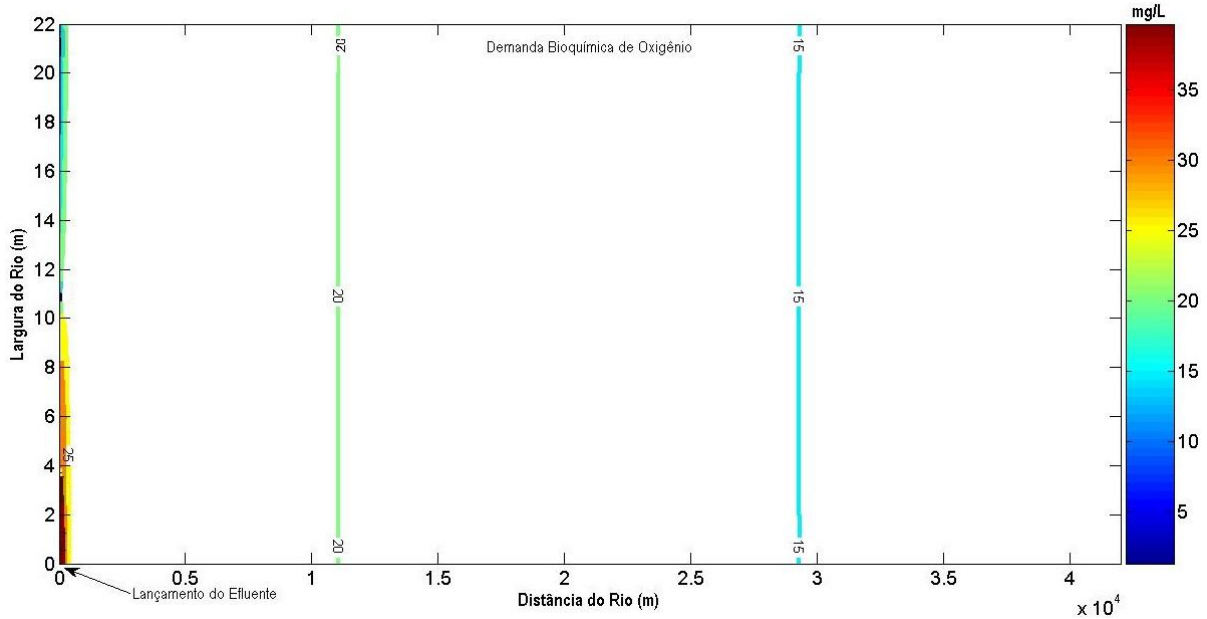

Figura B-5. Variação espacial das concentrações de DBO associada à disposição de efluente bruto com vazão equivalente a 5% da vazão mínima de referência do rio e α igual a 0,80.

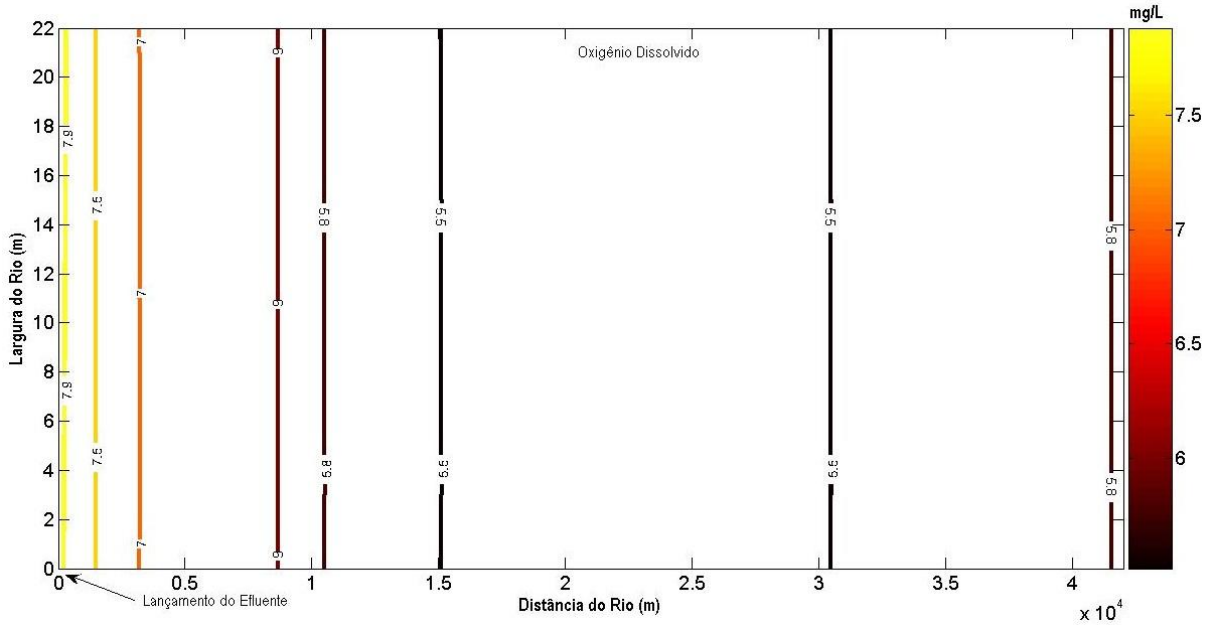

Figura B-6. Variação espacial das concentrações de OD associada à disposição de efluente bruto com vazão equivalente a 5% da vazão mínima de referência do rio e α igual a 0,80.

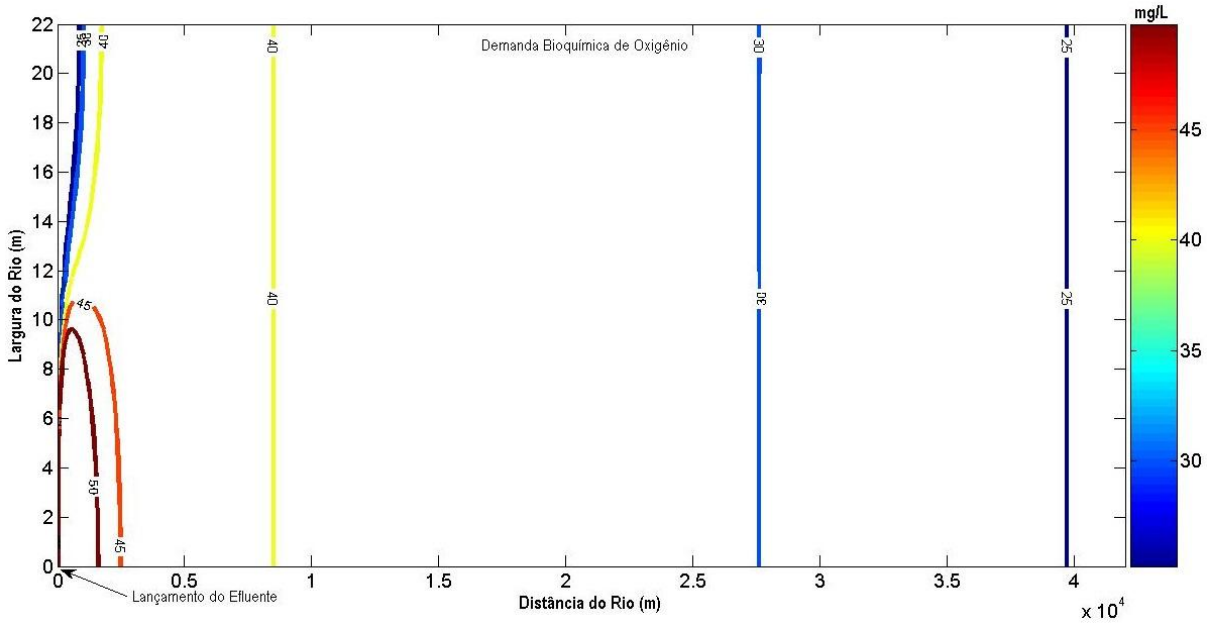

Figura B-7. Variação espacial das concentrações de DBO associada à disposição de efluente bruto com vazão equivalente a 10% da vazão mínima de referência do rio e α igual a 0,15.

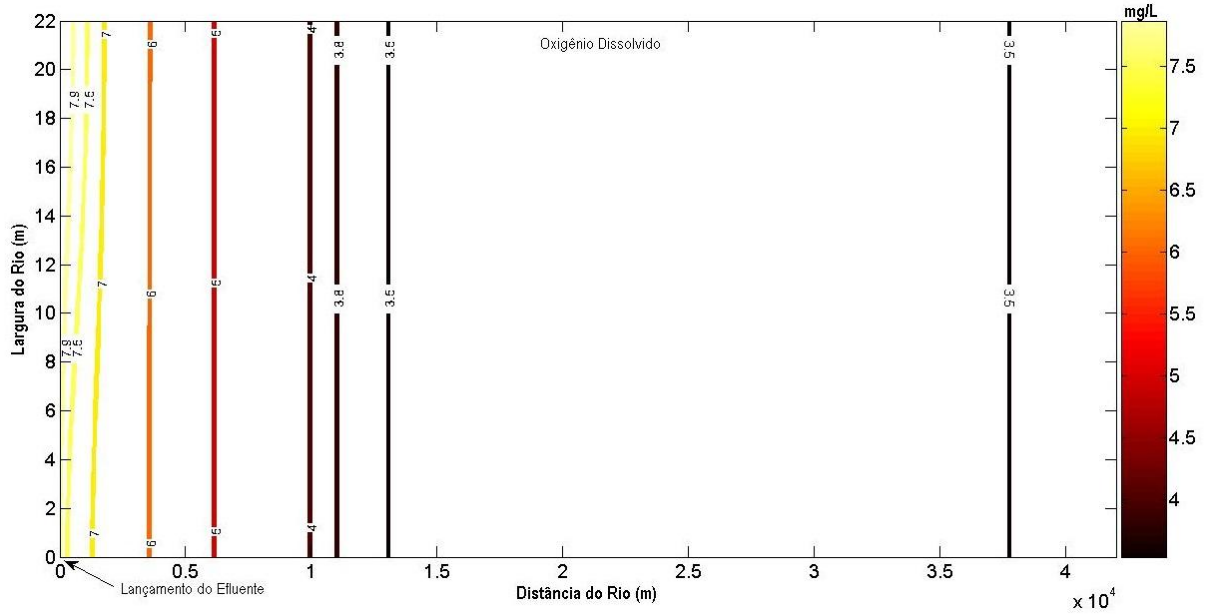

Figura B-8. Variação espacial das concentrações de OD associada à disposição de efluente bruto com vazão equivalente a 10% da vazão mínima de referência do rio e α igual a 0,15.

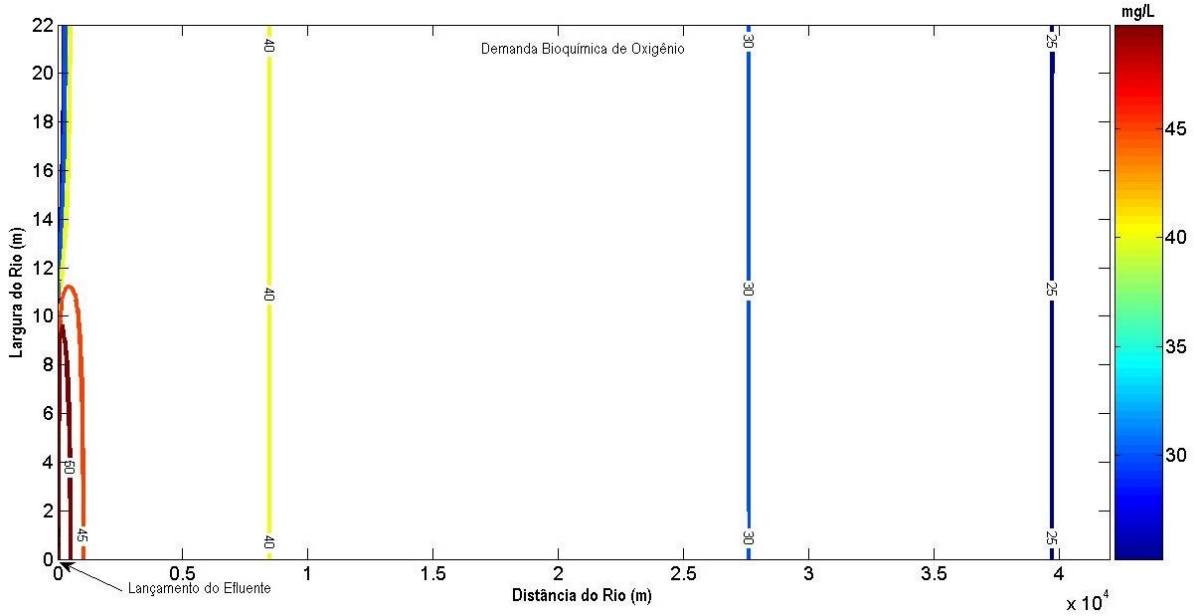

Figura B-9. Variação espacial das concentrações de DBO associada à disposição de efluente bruto com vazão equivalente a 10% da vazão mínima de referência do rio e α igual a 0,50.

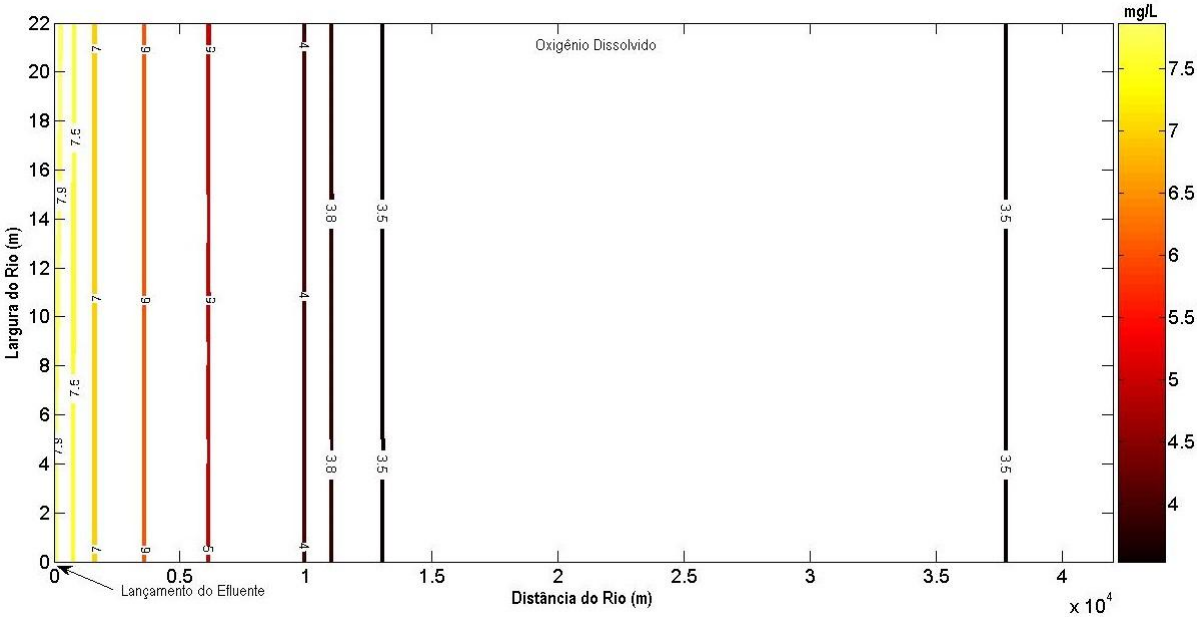

Figura B-10. Variação espacial das concentrações de OD associada à disposição de efluente bruto com vazão equivalente a 10% da vazão mínima de referência do rio e α igual a 0,50.

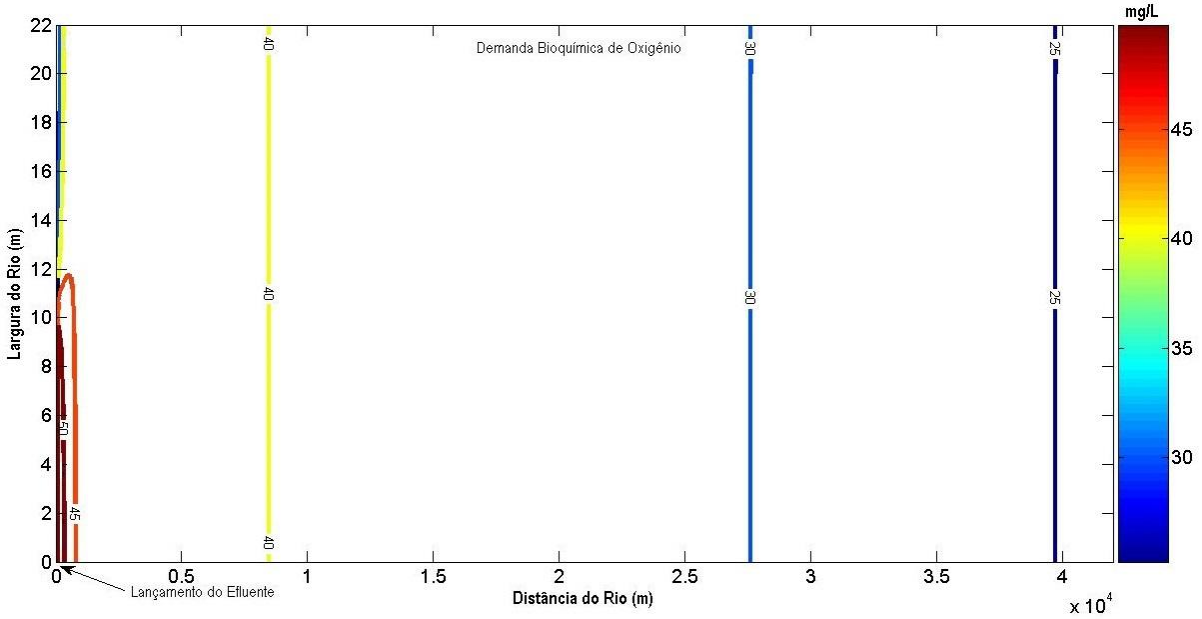

Figura B-11. Variação espacial das concentrações de DBO associada à disposição de efluente bruto com vazão equivalente a 10% da vazão mínima de referência do rio e α igual a 0,80.

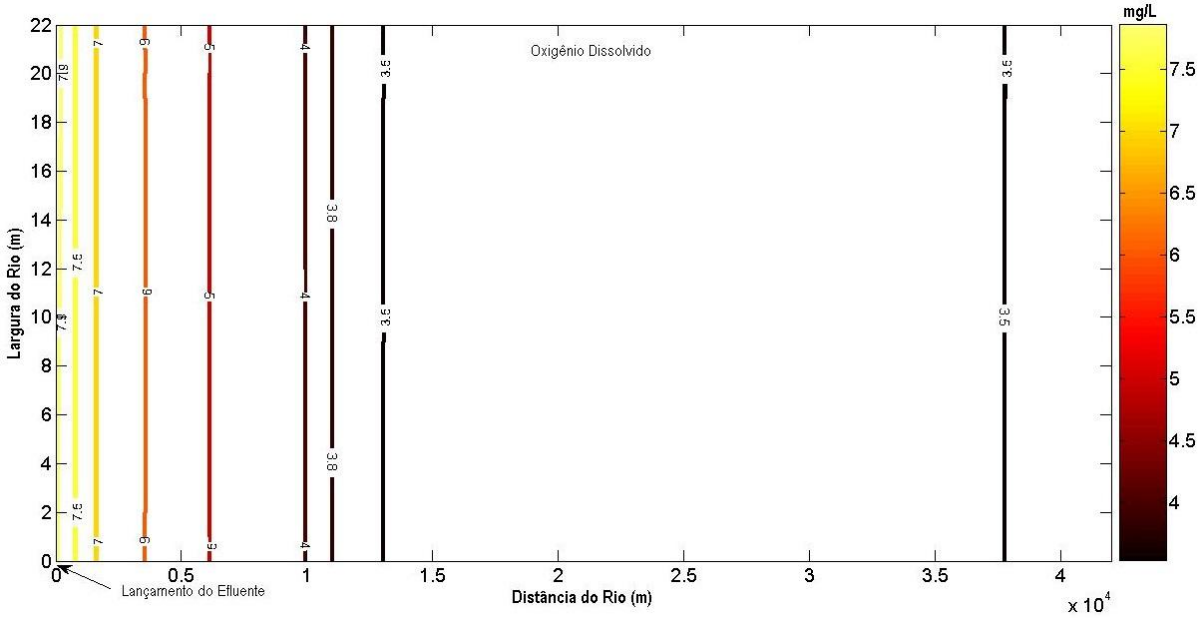

Figura B-12. Variação espacial das concentrações de OD associada à disposição de efluente bruto com vazão equivalente a 10% da vazão mínima de referência do rio e α igual a 0,80.

APÊNDICE C

```
% Correção
k11=k1*(1.047^(T-20));          % Coeficiente de desoxigenaçao (1/d)
k22=k2*(1.024^(T-20));          % Coeficiente de reaeraçao (1/d)
% Cálculo Velocidade do Rio (m/s)
vd=(Qr+ Qe)/(B*H);
% Cálculo Velocidade do Rio (km/d)
vdc=(vd/1000)*60*60*24;
% Concentração e déficit de OD no rio após a mistura com o despejo
Co= (((Qr*ODr)+(Qe*ODe))/(Qr+Qe))
Do= Cs - Co;
% Concentração de DBO no rio após a mistura com o despejo
Kt=(1/(1-exp(-5*k11)));
Lo= Kt*(((Qr*DBOr)+(Qe*DBOe))/(Qe+Qr))

   for i=1:1:42
      L(i)= Lo*exp((-k11*i)/vdc);
      D(i)= (k11*Lo)/(k22-k11)*(exp(-k11*i/vdc)-exp(-k22*i/vdc)) + (Do*(exp((-k22*i)/vdc)));
      C(i)=Cs - D(i);
  end
```

APÊNDICE D

```
k11=k1*(1.047^(T-20));              % Coeficiente de desoxigenaçao (1/d)
k22=k2*(1.024^(T-20));              % Coeficiente de reaeraçao [1/d]
DBOec=(DBOe/(1-exp(-k11*5)));       % DBO do efluente corrigida [mg/l]

Qed=Qe*86400;                       % Vazão do efluente [m3/d]
Qrd=Qr*86400;                       % Vazão do rio [m3/d]

M=Qed*(DBOec);                      % Vazão mássica [mg/d]
vd=(Qrd+Qed)/(B*H);                 % Velocidade após efluente [m/d]
v=vd/86400;                         % Velocidade após efluente [m/s]
Ez=A*H*((9.81*H*S0)^(1/2));         % Coeficiente de dispersão lateral [m²/s]
Lo=M/(vd*B*H);                      % mg/m³

% Adimensionalização

k11c=(k11*B^2)/Ez;
k22c=(k22*B^2)/Ez;
nn=floor(B);

% Criação da Malha

for i=1:1:nn+1
   z(i)=(i-1);
end
   z(nn+1)=B;
G=0;
n=1;

for i=1:1:2000
  x(i)=(i-1)*100;                   %Discrepância do comprimento

   for j=1:1:nn+1
       soma=0;
      for n=1:200
```

```
        soma=soma+(cos(n*pi*z0/B)*cos(n*pi*z(j)/B))*exp(((-n^2)*(pi^2)*(x(i))*Ez)/(v*(B^2)));
      end
        G(j,i)=1+soma*2;
        if G(j,1)>0
            G(j,i)=0;
        end
        if G(j,i)<0
            G(j,i)=0;
        end
       DBO(j,i)=Lo*exp(-k11c*(x(i))*Ez/(vd*(B^2)))*G(j,i);          % DBO última [mg/l]
       D(j,i)=(Lo*((k11c)/(k22c-k11c)))*(exp(-k11c*x(i)*Ez/((B^2)*vd))-(exp(
k22c*x(i)*Ez/((B^2)*vd))))*(G(j,i));  % Déficit inicial [mg/l]

       OD(j,i)=Cs-D(j,i);
      end
end
```